

EnergieKontor



**RELATÓRIO FINAL DAS MEDIDAS DE GESTÃO DE *HABITAT* E
MONITORIZAÇÃO DE COELHO-BRAVO, CORÇO E LOBO-IBÉRICO**

ANO III DO TRIÉNIO 2013-2016

**SERRA DO MARÃO – PARQUES EÓLICOS DE SEIXINHOS, TEIXEIRÓ, PENEDO
RUIVO E MAFÔMEDES**

AGOSTO DE 2016



noctula[®]
Consultores em Ambiente

MAPA DE CONTROLO DE REVISÕES

REVISÃO	DATA	MOTIVO DA REVISÃO
00	10 agosto 2016	Edição inicial

Página deixada propositadamente em branco

FICHA TÉCNICA DO RELATÓRIO

	ENERGIEKONTOR PORTUGAL, ENERGIA EÓLICA, LDA. Edifício Centro da Parede Rua Capitão Leitão S/N, 1º A, 2775-226 Parede, Portugal
PROMOTORES	ENERGIA VERDE – PRODUÇÃO DE ENERGIA. LDA. Lugar da Richeira Senhora da Hora, 4460-000 Matosinhos
EMPRESAS CONSULTORAS	NOCTULA – CONSULTORES EM AMBIENTE Quinta da Alagoa, Lote 222, 1º Frente 3500-606 Viseu
ÂMBITO DO RELATÓRIO	Monitorização das medidas de gestão de <i>habitat</i> e monitorização de Coelho-bravo, Corço e Lobo-ibérico no âmbito das Declarações de Impacte Ambiental (processos de pós-avaliação nº 40, 57, 65 e 168, dos Parques Eólicos de Seixinhos, Teixeira, Penedo Ruivo e Mafômedes), e de acordo com os requisitos estabelecidos na fase de RECAPE e no Plano Geral de Monitorização da Serra do Marão.
LOCAL DA MONITORIZAÇÃO	Serra do Marão, que se situa na região de transição do Douro Litoral para Trás-os-Montes e Alto Douro, entre os distritos do Porto e Vila Real.
DATA DA MONITORIZAÇÃO	JUNHO DE 2015 A MAIO DE 2016
COORDENAÇÃO OPERACIONAL E GESTÃO DO PROJETO	Eng.ª Cátia de Sousa NOCTULA – CONSULTORES EM AMBIENTE
RESPONSÁVEL OPERACIONAL DO PROJETO	Dr.º Emanuel Ribeiro NOCTULA – CONSULTORES EM AMBIENTE
CITAÇÃO RECOMENDADA:	NOCTULA (2016) – Relatório final de monitorização das medidas de gestão de <i>habitat</i> e monitorização de Coelho-bravo, Corço e Lobo-ibérico – Ano III do triénio 2013-2016 – Agosto de 2016. Parques Eólicos de Seixinhos, Teixeira, Penedo Ruivo e Mafômedes. Processos de Pós-Avaliação nº 40, 57, 65 e 168. NOCTULA – Consultores em Ambiente. Viseu. 67pp.

Viseu, 10 de agosto de 2016



Cátia de Sousa (Gestora de projeto)
NOCTULA – Consultores em Ambiente, Lda.

Página deixada propositadamente em branco

ÍNDICE GERAL

1.	INTRODUÇÃO	7
1.1.	IDENTIFICAÇÃO DO PROJETO E DA FASE DO PROJETO	11
1.2.	IDENTIFICAÇÃO E OBJETIVOS DE MONITORIZAÇÃO	11
1.3.	ÂMBITO DO RELATÓRIO DE MONITORIZAÇÃO	12
1.4.	AUTORIA TÉCNICA.....	14
2.	ANTECEDENTES	15
3.	DESCRIÇÃO DOS PROGRAMAS DE MONITORIZAÇÃO	17
3.1.	PARÂMETROS MONITORIZADOS	17
3.2.	LOCAIS E FREQUÊNCIA DE AMOSTRAGEM	17
3.3.	METODOLOGIAS ADOTADAS	20
3.3.1.	COELHO-BRAVO (<i>ORYCTOLAGUS CUNICULUS</i>)	20
3.3.2.	CORÇO (<i>CAPREOLUS CAPREOLUS</i>)	21
3.4.	MÉTODOS DE ANÁLISE DA EFICÁCIA DAS MEDIDAS DE GESTÃO DO <i>HABITAT</i>	23
3.4.1.	COELHO-BRAVO (<i>ORYCTOLAGUS CUNICULUS</i>)	23
3.4.2.	CORÇO (<i>CAPREOLUS CAPREOLUS</i>) E LOBO-IBÉRICO (<i>CANIS LUPUS SIGNATUS</i>)	24
3.5.	EQUIPAMENTOS UTILIZADOS.....	25
3.6.	MÉTODOS DE TRATAMENTO DE DADOS	25
3.7.	RELAÇÃO DOS DADOS COM CARACTERÍSTICAS DO PROJETO OU DO AMBIENTE EXÓGENO AO PROJETO	26
3.8.	CRITÉRIOS DE AVALIAÇÃO DOS DADOS.....	26
4.	RESULTADOS DOS PROGRAMAS DE MONITORIZAÇÃO	27
4.1.	CARACTERIZAÇÃO DA OCUPAÇÃO DO SOLO	28
4.2.	CRIAÇÃO DE PASTAGENS	29
4.3.	CRIAÇÃO DE ABRIGOS	31
4.4.	CRIAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS PARA CORÇO	32
4.5.	CONDICIONAMENTOS NA CONCRETIZAÇÃO DAS MEDIDAS DE GESTÃO DO <i>HABITAT</i>	36
4.6.	COELHO-BRAVO - ÍNDICES FAUNÍSTICOS	38
4.6.1.	TRANSECTOS LINEARES	38
4.6.2.	VÍDEO-ARMADILHAGEM.....	40
4.6.3.	UTILIZAÇÃO DAS SEMENTEIRAS E MAROÇOS POR COELHO-BRAVO.....	44
4.7.	CORÇO E LOBO-IBÉRICO - ÍNDICES FAUNÍSTICOS	45
4.7.1.	TRANSECTOS LINEARES	45
4.7.2.	VÍDEO-ARMADILHAGEM.....	47
4.8.	LOBO-IBÉRICO.....	51
4.9.	JAVALI - ÍNDICES FAUNÍSTICOS.....	52
4.9.1.	TRANSECTOS LINEARES	52
4.9.2.	VÍDEO-ARMADILHAGEM.....	54

5.	DISCUSSÃO E INTERPRETAÇÃO DE RESULTADOS.....	59
5.1.	MONITORIZAÇÃO DE COELHO-BRAVO, CORÇO E LOBO-IBÉRICO	59
5.2.	AVALIAÇÃO DA EFICÁCIA DAS MEDIDAS DE GESTÃO DE <i>HABITAT</i> DE COELHO-BRAVO E CORÇO	61
6.	CONCLUSÕES	63
7.	BIBLIOGRAFIA	65

1. INTRODUÇÃO

Portugal assistiu na última década a um grande desenvolvimento da exploração de energia eólica, a qual se insere no quadro da política energética da União Europeia, que incentiva o investimento nas fontes de energia renováveis. Esta política tem como principal objetivo dar resposta a duas preocupações fundamentais: o aprovisionamento energético e a necessidade de combater as alterações climáticas que se têm verificado nos últimos anos.

Não obstante, a instalação de um Parque Eólico é suscetível de gerar impactes ambientais negativos que devem ser minimizados ou eliminados. Um dos principais impactes é a mortalidade de aves e de morcegos, causada por colisão com as pás dos aerogeradores ou outras estruturas associadas. Outro possível impacte é o efeito de barreira causado pelos aerogeradores sobre as diversas espécies de aves (principalmente aves de rapina e grandes planadoras) e morcegos. Também a alteração e perda de *habitat* causados pela instalação do Parque Eólico e estruturas a ele associadas, poderá representar um significativo impacte para a fauna em geral.

No caso específico dos mamíferos e particularmente espécies como o Lobo-ibérico (*Canis lupus signatus*) ou o Corço (*Capreolus capreolus*), os potenciais impactes poderão ocorrer sobretudo durante as fases de instalação das infraestruturas e ao longo do período de exploração. Nestes períodos, as alterações provocadas no *habitat*, a mais regular presença humana e a atividade das máquinas instaladas poderão alterar os padrões de utilização da área e provocar alterações nos padrões de reprodução das populações que ocorrem nas imediações do local (Torres *et al.*, 2014).

Com o objetivo de minimizar os potenciais impactes relativos à instalação destes Parques Eólicos, os promotores implementaram as medidas compensatórias inscritas na Declaração de Impacte Ambiental (DIA) de cada um dos projetos, seguindo a execução dos Planos de Gestão e Monitorização de Coelho-bravo, Corço e de Lobo-ibérico na Serra do Marão (PGM_CB_RV02 e PGM_C_LI_RV02).

ECOLOGIA DAS ESPÉCIES ALVO

A.) COELHO-BRAVO (*ORYCTOLAGUS CUNICULUS*)

Segundo Soriguer (1980), esta espécie tem origem na zona mediterrânica da Europa Ocidental, sendo reconhecidas atualmente, duas subespécies morfológicas e geneticamente distintas (Branco *et al.*, 2000). Uma das subespécies, *Oryctolagus cuniculus cuniculus*, de maior dimensão, encontra-se distribuída pelo nordeste de Espanha, Sul de França, Europa Ocidental e Austrália. A outra, *Oryctolagus cuniculus algirus*, mais pequena, ocorre no sudoeste da Península Ibérica, Norte de África, Açores e Madeira (Hardy *et al.*, 1995). Estas duas subespécies apresentam características reprodutivas distintas (Gonçalves, 1996).

O Coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus algirus*) desempenha um papel preponderante nos ecossistemas mediterrânicos, por constituir a presa base de um amplo espetro de predadores, como a Águia-real (*Aquila chrysaetos*) ou o Bufo-real (*Bubo bubo*). Também pela multiplicidade de papéis que desempenha na dinâmica dos ecossistemas mediterrânicos, o Coelho-bravo é considerado como uma *espécie-chave* (Delibes & Hiraldo, 1979). A evolução conjunta do Coelho-bravo e dos seus predadores fez

com que esta espécie tenha mantido um papel fundamental nas cadeias tróficas das biocenoses mediterrânicas ibéricas. Também do ponto de vista económico, o Coelho-bravo é uma espécie importante já que é a principal espécie cinegética no nosso país.

HABITAT

O Coelho-bravo ocorre, preferencialmente, em orlas entre culturas, prados ou pastagens e as áreas de matos ou bosques que lhes são contíguos, tirando partido de um mosaico paisagístico que proporciona locais de alimentação e locais de coberto vegetal que lhe serve de abrigo (Beltram, 1991). De um modo geral elege solos fáceis de escavar e bem drenados para a construção das suas tocas.

Segundo alguns estudos os movimentos dos coelhos são reduzidos, em geral inferiores a 200 metros a partir dos refúgios, podendo atingir no máximo 250 metros (Gibb, 1977; Kolb, 1991). Em média, o domínio vital do grupo familiar ronda os 3 hectares, podendo ser inferior a 1 hectare em condições muito favoráveis (Queirós, 1994). Os movimentos de dispersão dos animais jovens, com o intuito de estabelecer novos domínios vitais, podem atingir distâncias superiores a 1 quilómetro (Villafuerte & Jordan, 1991).

ESTADO ATUAL DO COELHO-BRAVO (*ORYCTOLAGUS CUNICULUS*)

Na Península Ibérica, as populações de Coelho-bravo têm sofrido um declínio acentuado nas últimas décadas, devido à atuação de fatores (Moreno & Villafuerte, 1995) como a fragmentação e depauperamento do *habitat*, a pressão cinegética excessiva ou a incidência de duas epizootias virais (Mixomatose e Doença Hemorrágica Viral) (Cabral *et al.*, 2005). A conjugação destes e outros fatores levou a um forte declínio das populações desta espécie. Um estudo elaborado por Alves & Ferreira (2002) sugere que o declínio das populações de Coelho-bravo em Portugal, entre 1992 e 2002, tenha ultrapassado os 30%.

A qualidade do *habitat*, principalmente a disponibilidade de alimento e abrigo, é um dos fatores que exerce maior influência na distribuição e sobrevivência das populações de Coelho-bravo (Moreno & Villafuerte, 1995; Palomares *et al.*, 1996; Villafuerte *et al.*, 1997; Villafuerte & Moreno, 1997; Queirós, 1994; Carvalho & Gomes, 2004; Carvalho, 2001; Lombardi *et al.*, 2003).

As epizootias têm, principalmente nos anos mais recentes, sido um importantíssimo fator de declínio de muitas populações de Coelho-bravo. Em meados de 2012 uma nova estirpe da doença vírica hemorrágica foi confirmada em Portugal. Esta nova estirpe viral, de origem desconhecida, propagou-se desde finais de 2012 por todo o território nacional, estando associada a uma elevada taxa de mortalidade, na ordem dos 70% a 80%, de acordo com os valores fornecidos pelos gestores cinegéticos. Valores desta magnitude foram apenas registados aquando do aparecimento da anterior estirpe da doença vírica hemorrágica (DHV) nos anos 90. Tratando-se de uma estirpe altamente contagiosa, rapidamente se tornou epidémica, sendo que a maioria dos coelhos morreu, muito provavelmente, no interior das tocas. A anterior estirpe de DHV apenas afetava os coelhos adultos, enquanto a nova estirpe dizima os jovens e adultos, dificultando ainda mais a recuperação das populações. Este facto revela que a imunização adquirida pelos coelhos adultos face à estirpe tradicional (transmitida aos jovens nos anticorpos maternos, tornando-os residentes à mesma), é muito pouco eficaz face à nova estirpe.

GESTÃO E MEDIDAS DE GESTÃO DO HABITAT

A gestão adequada das populações de Coelho-bravo para fins de conservação e/ou exploração, assume um carácter especial, dependendo em larga medida do conhecimento dos fatores que localmente limitam a sua população (Carvalho, 2001).

Os esforços de recuperação dos efetivos das populações desta espécie têm sido concentrados na implementação de medidas de gestão do *habitat*, as quais passam por uma sequência de processos:

-  **CONHECIMENTO DE BASE/MONITORIZAÇÃO:** É importante determinar, com o máximo de rigor, a abundância do Coelho-bravo através de métodos económicos e simples de aplicar que forneçam resultados fiáveis e comparáveis. O conhecimento da situação de partida é essencial para decidir quais as ações mais adequadas a cada caso em concreto e para avaliar os progressos conseguidos (Ferreira & Alves, 2005).
-  **GESTÃO DE QUOTAS DE ABATE:** A gestão das quotas de abate é realizada com base na análise, em cada época venatória, do número de animais abatidos e das condições físicas em que estes se encontram. A análise dos exemplares abatidos em cada época de caça pode fornecer dados importantes sobre a evolução da dinâmica populacional e estado sanitário das populações (Ferreira & Alves, 2005).
-  **REPOVOAMENTOS:** A prática de repovoamentos de Coelho-bravo é cada vez mais frequente, na esperança de restabelecer os elevados efetivos populacionais, que se verificavam antes da incidência das duas epizootias virais. No entanto, este tipo de ações tem associado um grau de insucesso geralmente muito elevado, fruto da dificuldade de adaptação dos animais ao novo *habitat* e da não planificação e incumprimento duma série de premissas essenciais a uma boa execução desta medida de gestão (Ferreira & Alves, 2005).
-  **GESTÃO DO HABITAT:** Em Portugal, as políticas e práticas de gestão do *habitat* estão muito associadas ao ordenamento dos recursos cinegéticos e, com particular destaque, para a gestão direcionada às espécies cinegéticas de maior relevância económica, como a Perdiz-vermelha (*Alectoris rufa*) e o Coelho-bravo (Reino *et al.*, 2000).
-  **MONITORIZAÇÃO:** Depois de implementadas as medidas consideradas adequadas, é essencial avaliar a sua eficácia e os seus efeitos nas populações alvo da intervenção. Nesta fase também se deve fazer uma análise do custo benefício das medidas aplicadas e dar a conhecer os resultados obtidos aos principais *stakeholders* ou parceiros de projeto.

Um *habitat* fragmentado constitui um mosaico de zonas de "qualidade" diferente e pode influenciar a sobrevivência de animais aprisionados em manchas de qualidade inferior. Assim, a qualidade do *habitat* afeta decisivamente a densidade, sobrevivência e o sucesso reprodutivo dos leporídeos. Deste modo, uma gestão adequada das suas populações para fins de conservação e/ou exploração depende em larga medida do conhecimento das suas necessidades espaciais e da forma como utilizam os recursos disponíveis, constituindo a gestão do *habitat* uma medida fundamental para aumentar a capacidade de carga do meio (Reino *et al.*, 2000). As modificações induzidas nos ecossistemas por ação antropogénica, tendo por base o conhecimento das necessidades da espécie em causa, poderão assumir um papel fulcral na forma como as populações evoluem (Reino *et al.*, 2000).

B.) **CORÇO (CAPREOLUS CAPREOLUS)**

O Corço (*Capreolus capreolus*) é a espécie mais pequena dos cervídeos europeus e a que apresenta maior distribuição na Europa, ocupando a região Paleártica do continente Euroasiático, com exceção das ilhas do Mediterrâneo e Irlanda. Está presente em

quase todos os *habitats* naturais europeus, incluindo bosques de folhosas, coníferas, florestas mediterrâneas e campos agrícolas. Está também adaptado para sobreviver em condições climáticas extremas, desde as florestas mediterrâneas quentes e secas, às gélidas florestas boreais. A sua tolerância à atividade humana permitiu-lhe ocupar também *habitats* alterados pelo Homem, como zonas de repovoamentos florestais, campos agrícolas ou, inclusivamente, jardins suburbanos.

Ao contrário do que acontece no resto da Europa, em Portugal, a expansão desta espécie é bastante limitada devido sobretudo à incorreta gestão das suas populações e à forte fragmentação dos *habitats* (Moreno & Sebastián, 2010). No nosso país, é possível distinguir dois grandes núcleos de distribuição geográfica de Corço em território nacional, localizados a norte e a sul do rio Douro. As populações naturais desta espécie estão confinadas ao norte deste rio, mais concretamente nas Serras da Peneda-Gerês, Amarela, Cabreira, Marão, Alvão, Montesinho, Coroa e Nogueira. Estas populações são provenientes de outras, do noroeste de Espanha que, por processos naturais de dispersão, colonizaram o norte de Portugal. Por outro lado, as populações de Corço a sul do rio Douro, resultam de processos de reintrodução, iniciados há cerca de 15 anos, com objetivos conservacionistas e/ou cinegéticos. Contudo, nos últimos anos, o abandono generalizado das terras aráveis, o êxodo das populações rurais para as grandes cidades litorais e o conseqüente abandono de algumas atividades tradicionais, como a agricultura, têm contribuído para uma melhoria gradual das condições necessárias à rápida fixação e expansão das populações desta espécie, nomeadamente em algumas zonas de montanha com baixa perturbação e elevada percentagem de coberto florestal (Ferreira, 2004, *in* Alves *et al.* 2002).

A análise do *habitat* é uma componente fulcral na gestão dos efetivos populacionais desta espécie. Neste sentido, os principais requisitos ecológicos, que determinam a seleção do *habitat* por parte do Corço são, a disponibilidade de alimento e de refúgio aliado à tranquilidade e não perturbação antropogénica (Lopes *et al.*, 2007).

HABITAT

Esta espécie utiliza preferencialmente um mosaico de *habitats* composto por áreas florestadas (com folhosas e resinosas) e áreas com estrato herbáceo ou arbustivo, alternadas com clareiras ou campos cultivados. Apesar da preferência por manchas florestais, onde encontra abrigo e alimento, o Corço pode também explorar meios agrícolas (Lopes *et al.*, 2007). Alguns *habitats* frequentemente selecionados por esta espécie são os Carvalhais galaico-portugueses de *Quercus robur* e *Quercus pyrenaica*, os lameiros e os prados (pastagens melhoradas), as plantações de Coníferas ou os estevais e florestas mistas (Oliveira & Carmo, 2000).

HÁBITOS ALIMENTARES

O Corço é considerado um herbívoro generalista, sendo capaz de se alimentar de uma grande variedade de plantas podendo, em particular no Inverno, consumir plantas com elevado conteúdo em substâncias tóxicas, como os taninos (usados pelas plantas como estratégias anti-herbivoria) e que não lhe são prejudiciais. Fazem parte da sua dieta folhas e rebentos de espécies arbustivas e arbóreas, bagas e outros frutos de plantas lenhosas, herbáceas, flores e, menos usualmente, fungos (Barroso, 1994). O tipo de alimentação do Corço varia não só com o tipo de *habitats* disponíveis, mas principalmente com as estações do ano. Durante o inverno, a disponibilidade de alimento diminui e a sua dieta torna-se menos variada, o que promove o consumo de matéria vegetal

mais concentrada como sementes e frutos. Já durante a primavera e o verão a sua alimentação baseia-se mais em rebentos e folhas de árvores e arbustos.

Estudos realizados na Serra da Lousã e no Parque Natural de Montesinho evidenciam a variação sazonal na dieta deste cervídeo. Ao longo de um ano foi constatado que os itens mais consumidos pelo Corço na Serra da Lousã foram: folhas jovens e rebentos das dicotiledóneas arbustivas do género *Rubus* (silvas) (36,7%), dicotiledóneas arbóreas, como o castanheiro (*Castanea sativa*) (15,3%) e carvalhos (*Quercus* spp.) (13%). A carqueja (*Pterospartum tridentatum*) é também consumida (9%). Fazem igualmente parte da dieta do Corço na Serra da Lousã, embora de uma forma residual, as seguintes espécies: *Hedera helix* (hera), *Pinus* spp. (pinheiros), *Fraxinus angustifolia* (freixo), *Acacia melanoxylon* (acácia), urzes como *Calluna vulgaris*, *Erica australis*, *Erica arborea* e *Lonicera periclymenu* (madressilva), que não atingem 5% da sua dieta (Barroso, 1994).

IMPORTÂNCIA ECOLÓGICA

Entre as espécies selvagens, o Corço representa uma das principais presas do Lobo-ibérico (*Canis lupus signatus*). Vários autores associam o decréscimo populacional de Lobo-ibérico à diminuição acentuada das espécies-presa, principalmente de espécies selvagens (Cabral *et al.*, 2005). Assim, do ponto de vista ecológico, esta espécie assume um papel fundamental na dinâmica populacional das populações de Lobo-ibérico. Também do ponto de vista cinético, populações robustas de Corço, podem representar um importante recurso para a dinamização das economias locais.

1.1. IDENTIFICAÇÃO DO PROJETO E DA FASE DO PROJETO

O presente documento constitui o relatório final de monitorização do triénio 2013-2016 relativo às campanhas de monitorização e execução das medidas de gestão de *habitat*, realizadas na fase de exploração dos Parques Eólicos de Seixinhos, Teixeira, Penedo Ruivo e Mafômedes.

Os empreendimentos têm por proponentes a empresa Energiekontor Portugal - Energia Eólica, Lda. (Parques Eólicos de Penedo Ruivo, Seixinhos e Mafômedes) e a empresa Energia Verde – Produção de Energia, Lda. (Parque Eólico de Teixeira), que implantaram os quatro Parques Eólicos para produção de energia elétrica, em plena Serra do Marão.

1.2. IDENTIFICAÇÃO E OBJETIVOS DE MONITORIZAÇÃO

No presente relatório são retratados os resultados obtidos nas campanhas de monitorização e execução das medidas de gestão de *habitat*, realizadas no período compreendido entre junho de 2015 e maio de 2016 (fase de exploração), dando cumprimento ao Plano de Gestão e Monitorização de Coelho-bravo e ao Plano de Gestão e Monitorização de Corço e Lobo-ibérico, referentes aos Parques Eólicos de Seixinhos, Teixeira, Penedo Ruivo e Mafômedes.

Conforme estabelecido nos planos acima mencionados, tratando-se este do relatório final, relativo ao triénio de 2013-2016 é efetuada uma revisão geral de todos os trabalhos que se desenvolveram ao longo do período compreendido entre junho de 2013 e maio de 2016.

Este trabalho tem como objetivo, a implementação de medidas de gestão do *habitat* que possibilitem uma efetiva recuperação das populações de Coelho-bravo e Corço, na área dos Parques Eólicos, localizados na Serra do Marão. A longo prazo, é também objetivo deste trabalho, criar condições para a recolonização desta Serra por parte de aves de rapina e Lobo-ibérico, baseado no incremento de recursos tróficos disponíveis para estas espécies. Para além das medidas de gestão de *habitats*, foram implementados Planos de Monitorização das populações de Coelho-bravo, Corço e de Lobo-ibérico, permitindo fazer uma correta e enquadrada avaliação das medidas de gestão implementadas. Neste sentido, os dados recolhidos, poderão servir de base para o reajustamento e replaneamento de medidas compensatórias que melhor se adequam aos objetivos que se propõem atingir.

1.3. ÂMBITO DO RELATÓRIO DE MONITORIZAÇÃO

A elaboração do presente relatório de monitorização dá cumprimento ao Decreto-Lei nº 151-B/2013, de 31 de outubro, alterado pelo Decreto-Lei nº 47/2014, de 24 de março e pelo Decreto-Lei nº 179/2015, de 27 de agosto, nomeadamente ao previsto no n.º 3 do artigo 26.º onde é referido que a monitorização, da responsabilidade do proponente, realiza-se nos termos fixados na DIA ou na decisão sobre a conformidade ambiental do projeto de execução (DCAPE), ou, na falta destes, de acordo com os elementos referidos no n.º 1 do artigo 16.º ou no n.º 1 do artigo 21.º. Refere ainda que o proponente deve submeter, à apreciação da autoridade de AIA, o relatório da monitorização ou outros documentos que retratem a evolução do projeto ou eventuais alterações do mesmo.

A estrutura do presente relatório de monitorização dá cumprimento ao Anexo V da Portaria n.º 395/2015, de 4 de novembro.

A Serra do Marão é o ponto culminante da grande estrutura montanhosa da Península Ibérica, denominado Maciço Hespérico. Fazem parte deste complexo montanhoso toda a serra que vai desde o Rio Douro até ao Alto do Minhéu, com a orientação dominante SO-NE, constituídas pelas Serras do Marão e Alvão, em que as linhas de cumeada nunca descem abaixo dos 900 m, com cerca de 50 km de comprimento (Silva, 1992). A Serra apresenta uma cadeia sinuosa de montanhas, constituída por vertentes abruptas, estando as suas grandiosas encostas e cumes estreitos situados acima dos 900 e 1000 m de altitude, com declives entre os 25% e os 50%. Nas áreas sub-montanhosas, entre os 600 e 900 m de altitude, a Serra do Marão apresenta declives entre os 12% e os 45% (Silva, 1992). A variabilidade orográfica descrita para a Serra do Marão é, esquematicamente, a de uma montanha que se encontra seccionada por profundos vales.

Os Parques Eólicos instalados na Serra do Marão apresentam o nome das cumeadas designadas pelo nome dos seus pontos mais elevados: Penedo Ruivo (1232 m), Seixinhos (1278 m) e Teixeira (1039 m). A designação do Parque Eólico de Mafômedes corresponde ao nome da aldeia mais próxima (LEA, 2012).

O Parque Eólico de Penedo Ruivo encontra-se instalado, entre as cotas de 1120 m e 1220 m de altitude, nas cumeadas a norte da povoação de Mafômedes com uma extensão de 2,7 km de comprimento. O referido parque é composto por 10 aerogeradores com uma potência unitária de 1,3 MW, de modelo BONUS 1,3 MW/62 (Mobisite, 2002) (*vide* Figura 1).

Na sequência de ampliação deste Parque Eólico surgiu a instalação de dois novos aerogeradores, mais a sul, numa cumeada a oeste da povoação de Mafômedes, passando estes a constituir o Parque Eólico de Mafômedes com uma extensão de 280 m entre as cotas 1040 m e 1120 m (LEA, 2012) (*vide* Figura 1).

A Noroeste do Marco Geodésico de Seixinhos, encontra-se instalado na linha de cumeeada o Parque Eólico de Seixinhos. Este parque ocupa cerca de 1,52 km de comprimento, situado entre as cotas de cerca de 1197 m e 1260 m de altitude (Protermia, 2001). O referido parque é composto por 8 aerogeradores com uma potência unitária de 1,3 MW, de modelo BONUS 1,3 MW/62, (Protermia, 2001) (vide Figura 1).

Na linha de cumeeada a SW do Marco Geodésico de Seixinhos, localiza-se o Parque Eólico de Teixeiraó, com uma extensão de 1,2 km de comprimento, entre as cotas de 1070 m e 1220 m (Protermia, 2001). O referido parque é composto por 7 aerogeradores com uma potência unitária de 2 MW (Protermia, 2001) (vide Figura 1).

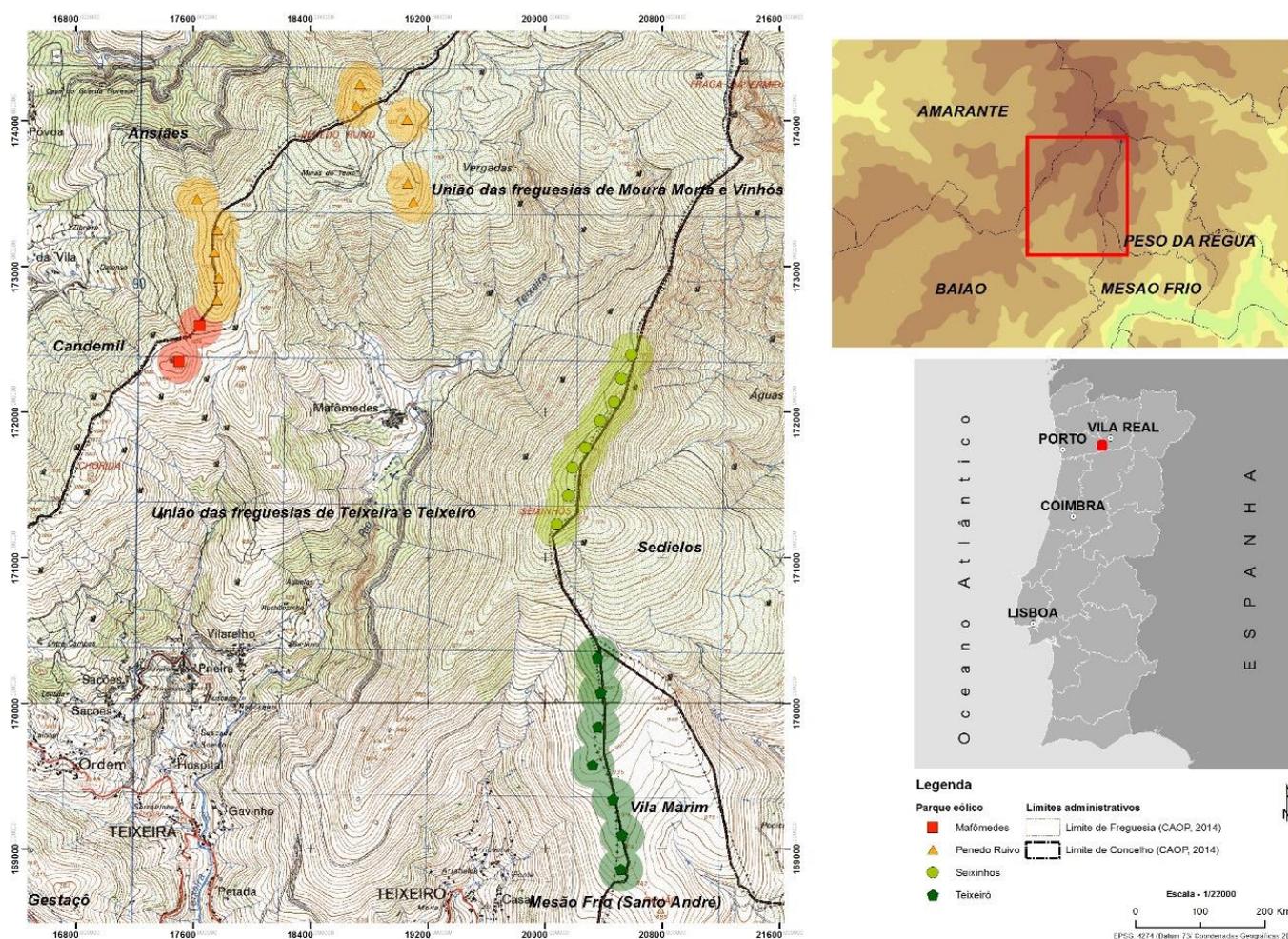


Figura 1: Localização dos Parques Eólicos de Penedo Ruivo, Mafômedes, Seixinhos e Teixeiraó na Serra do Marão.

Em termos geomorfológicos, a área abrangida pelos Parques Eólicos é dominada por xisto.

Do ponto de vista climático, as áreas de estudo, situadas na Serra do Marão, inserem-se numa região de clima de transição, submetida simultaneamente, à influência das massas de ar continentais e marítimas. O clima na região apresenta condições típicas de verão quente e seco e inverno frio e pouco húmido. A região apresenta valores elevados de precipitação e humidade relativa do ar e nebulosidade média. A ocorrência de elevados valores de nevoeiro é muito significativa. O regime de ventos da zona é

bastante irregular, na medida em que há diferenças significativas entre locais relativamente próximos uns dos outros (Mobisite, 2002; Protermia, 2001).

A área afeta aos Parques Eólicos encontra-se integrada, no Sítio denominado “Sítio Alvão/Marão”, com o código PTC0003 (Mobisite, 2002; Protermia, 2001).

O presente relatório resulta das medidas impostas pelas DIA´s (processos de pós-avaliação nº 40, 57, 65 e 168, dos Parques Eólicos de Seixinhos, Teixeira, Penedo Ruivo e Mafômedes) e dos requisitos estabelecidos na fase de RECAPE, durante a qual foi elaborado o Plano Geral de Monitorização (PGM) da Serra do Marão. O presente documento é elaborado no âmbito do cumprimento do Plano de Gestão e Monitorização de Coelho-bravo (PGM_CB_RV02) e do Plano de Gestão e Monitorização de Corço e Lobo-ibérico (PGM_C_LI_RV02) – Serra do Marão, apresentados no ano de 2013 e revistos em abril de 2014.

O Plano de Gestão e Monitorização de Coelho-bravo e o Plano de Gestão e Monitorização de Corço e Lobo-ibérico, tiveram a duração de 3 anos (2013-2016), sendo que em junho de 2016 se iniciou um novo triénio que decorrerá até maio de 2019.

1.4. AUTORIA TÉCNICA

As monitorizações de Coelho-bravo, Corço e Lobo-ibérico, envolveram uma equipa especializada e altamente qualificada, dotada dos conhecimentos técnicos necessários para a análise das diversas matérias. Apresenta-se na Tabela 1 a qualificação profissional e as funções dos técnicos envolvidos no presente estudo.

Tabela 1: Equipa técnica responsável pelas monitorizações e pela elaboração do respetivo relatório.

NOME	QUALIFICAÇÃO PROFISSIONAL	FUNÇÃO
Cristiana Pacheco Cardoso	Eng. ^a do Ambiente Pós-Graduada em Sistemas Integrados de Segurança, Ambiente e Qualidade	Coordenação geral do projeto
Cátia de Sousa	Eng. ^a do Ambiente Mestre em Tecnologias Ambientais	Gestora do projeto Elaboração do relatório Edição e processamento de texto
Emanuel Ribeiro	Biólogo Mestre em Gestão de Ecossistemas	Campanhas de monitorização de Coelho-bravo, Corço e Lobo-ibérico. Coordenação da plantação das bétulas Elaboração do relatório
Marco Magalhães (GISTREE, Lda.)	Engenheiro Florestal Pós-Graduado em Sistemas de Informação Geográfica	Elaboração da cartografia associada ao relatório

2. ANTECEDENTES

Dando cumprimento ao disposto nas DIA's (processos de Pós-Avaliação nº 40, 57, 65 e 168, dos Parques Eólicos de Seixinhos, Teixeira, Penedo Ruivo e Mafômedes), foi elaborado durante o ano de 2003 o PGM da Serra do Marão, de acordo com os requisitos estabelecidos na fase de RECAPE. Este PGM teve início com a preparação das campanhas de campo, o reconhecimento da área de estudo, a seleção dos locais de observação, a aferição da metodologia e recolha de dados de campo, no período compreendido entre 7 de outubro de 2003 e 29 fevereiro de 2004. Com base nos resultados obtidos, neste período inicial foi apresentado o primeiro relatório deste processo, "PGM da Serra do Marão – Ano 0".

A partir do "Ano 0" do PGM, as campanhas de monitorização seguiram uma orientação metodológica uniforme, com apresentação de relatórios denominados "Plano Geral de Monitorização da Serra do Marão" para os dados recolhidos e analisados entre os anos de 2004 (Ano 1) e 2011 (Ano 8) considerando os períodos de pré-construção, construção e exploração, de acordo com as datas relevantes para a instalação dos quatro Parques Eólicos.

Em 2008 na sequência da reunião em sede do ex-ICNB, para avaliação dos trabalhos de monitorização na área da Serra do Marão, foi proposta a redefinição e revisão dos planos de monitorização a decorrer na área dos Parques Eólicos (ex-ICNB nº 11239 de 26/09/2008).

A 14 de fevereiro de 2013 realizou-se uma reunião de trabalho, na sequência do ofício da APA 707/2013, de 4 de fevereiro de 2013, com o objetivo de atualizar o ponto de situação dos processos de pós-avaliação. Como resultado desta reunião, foi solicitada a apresentação dos Planos de Gestão e Monitorização de Coelho-bravo, Corço e Lobo-ibérico.

A 13 de dezembro do mesmo ano, realizou-se uma nova reunião de trabalho com a Agência Portuguesa do Ambiente (APA) e o Instituto de Conservação da Natureza e Florestas (ICNF). Nesta data, discutiram-se os resultados obtidos durante as campanhas realizadas em 2013, as dificuldades de utilização de terrenos para a implementação das medidas de gestão dos *habitats* e a potencial necessidade de se realizar a reintrodução de alguns casais de Coelho-bravo. Ficou acordado, entre as partes envolvidas, que iria apresentar-se uma revisão dos Plano de Monitorização com a redefinição das áreas de intervenção e monitorização.

A 5 de fevereiro de 2014, a EnergieKontor e a Energia Verde enviaram por carta (APA_SX_PR_MF C05022014_RSA) a revisão 01 dos Planos de Gestão e Monitorização na Serra do Marão, para os Parques Eólicos de Seixinhos, Teixeira, Penedo Ruivo e Mafômedes, com a proposta da nova área de intervenção e estudo para os seguintes planos: Plano de Gestão e Monitorização de Coelho-bravo; Plano de Monitorização de Aves de Rapina; Plano de Gestão e Monitorização de Corço e Lobo-Ibérico.

A 31 de março de 2014 foi rececionado, pela EnergieKontor e a Energia Verde, o ofício da APA, datado de 24 de março de 2014, relativo à análise das cartas APA_SX_PR_MFC12032013 e APA_RBE_PRC10092013, que integravam a primeira proposta dos Planos de Gestão e Monitorização na Serra do Marão para os Parques Eólicos de Seixinhos, Teixeira, Penedo Ruivo e Mafômedes. Neste ofício, a APA solicitou a revisão aos planos de trabalho com a incorporação de recomendações apresentadas para os seguintes planos: Planos de Gestão e Monitorização de Coelho-bravo; Plano de Gestão e Monitorização de Corço e Lobo-Ibérico; Plano de Monitorização de Aves de Rapina; Plano de Monitorização dirigido à espécie *Murbeckiella sousae*; Plano de Monitorização da Mortalidade de Aves de Quirópteros (no âmbito do projeto de extensão de pás). Posteriormente, a EnergieKontor e a Energia

Verde enviaram por carta a revisão dos Planos de Gestão e Monitorização na Serra do Marão, com as recomendações solicitadas pela APA dos seguintes planos: Planos de Gestão e Monitorização de Coelho-bravo (Revisão 02); Plano de Gestão e Monitorização de Corço e Lobo-Ibérico (Revisão 02); Plano de Monitorização de Aves de Rapina (Revisão 02); Plano de Monitorização dirigido à espécie *Murbeckiella sousae* (Revisão 01); Plano de Monitorização da Mortalidade de Aves de Quirópteros (no âmbito do projeto de extensão de pás) (Revisão 01).

A 5 de maio de 2016, realizou-se uma nova reunião de trabalho com a APA e o ICNF. Nesta data, discutiram-se os resultados obtidos durante as campanhas realizadas no triénio 2013-2016, as dificuldades de utilização de terrenos para a implementação das medidas de gestão dos *habitats*, a continuidade dos planos de monitorização por mais um triénio (2016-2019) e os descritores que seriam alvo de monitorização no decorrer deste período. Ficou acordado, entre as partes envolvidas, que seriam elaborados e entregues os Planos de Monitorização que iriam estar em vigor no triénio 2016-2019.

MEDIDAS DE MINIMIZAÇÃO/COMPENSATÓRIAS PREVISTAS

Conforme referido anteriormente, com o objetivo de minimizar os potenciais impactes relativos à instalação destes Parques Eólicos, os promotores implementaram as medidas compensatórias inscritas na DIA de cada um dos projetos, seguindo a execução dos Planos de Gestão e Monitorização de Coelho-bravo, Corço e de Lobo-ibérico na Serra do Marão.

As medidas compensatórias envolvidas são:

- Criação de estruturas vegetais diversificadas (sementeiras), de forma a aumentar a disponibilidade alimentar para o Coelho-bravo. Esta medida compensatória foi executada na primavera e outono de 2014.
- Implementação de estruturas físicas de refúgio e reprodução dos coelhos (marçoços). Esta medida compensatória foi executada na primavera de 2014.
- Reflorestação nas zonas envolventes à área em que se encontra a população atual de Corço, no sentido de promover a interligação das manchas florestadas, através das quais os indivíduos da espécie se possam movimentar. Esta medida compensatória foi executada na primavera de 2014, de 2015 e de 2016.

RECLAMAÇÕES RELATIVAS AOS FATORES AMBIENTAIS ALVO DE MONITORIZAÇÃO

Durante o período de monitorização a que reporta o presente relatório, não se registaram quaisquer reclamações no âmbito dos fatores ambientais alvo da presente monitorização.

3. DESCRIÇÃO DOS PROGRAMAS DE MONITORIZAÇÃO

3.1. PARÂMETROS MONITORIZADOS

Foram monitorizados os seguintes parâmetros:

- Abundâncias relativas globais;
- Índice de utilização sazonal de cada uma das áreas intervencionadas e das áreas controlo.

3.2. LOCAIS E FREQUÊNCIA DE AMOSTRAGEM

O protocolo de amostragem e os respetivos procedimentos padronizados permitem determinar e quantificar os efeitos produzidos pelas ações de gestão do *habitat*, a implementar como medidas compensatórias pela construção e exploração dos Parques Eólicos de Seixinhos, Teixeira, Penedo Ruivo e Mafômedes (*vide* Figura 1).

De acordo com os Planos de Gestão e Monitorização de Coelho-bravo, Corço e de Lobo-ibérico, apresentados para esta fase do projeto, compreendida entre 2013 e 2016, foram realizadas campanhas conforme o cronograma neles propostos. Não obstante, em função dos resultados obtidos durante as campanhas realizadas no ano de 2013 e das dificuldades de utilização de terrenos para a implementação das medidas de gestão dos *habitats* (quer a nível de declives acentuados do terreno, quer a nível de cedências de terrenos por parte dos proprietários), foi necessário apresentar uma revisão dos planos de monitorização com a redefinição das novas áreas de intervenção e monitorização, mantendo-se toda a metodologia. Assim, considerou-se que as campanhas realizadas no ano de 2013 são parte integrante da “fase de ensaio” e a restantes fazem parte da “fase de monitorização”.

Na Figura 2 está representada a área de estudo, a área controlo e os respetivos transectos monitorizados durante a fase de monitorização. Na Tabela 2 encontram-se as coordenadas dos pontos iniciais e finais dos transectos realizados na fase de monitorização.

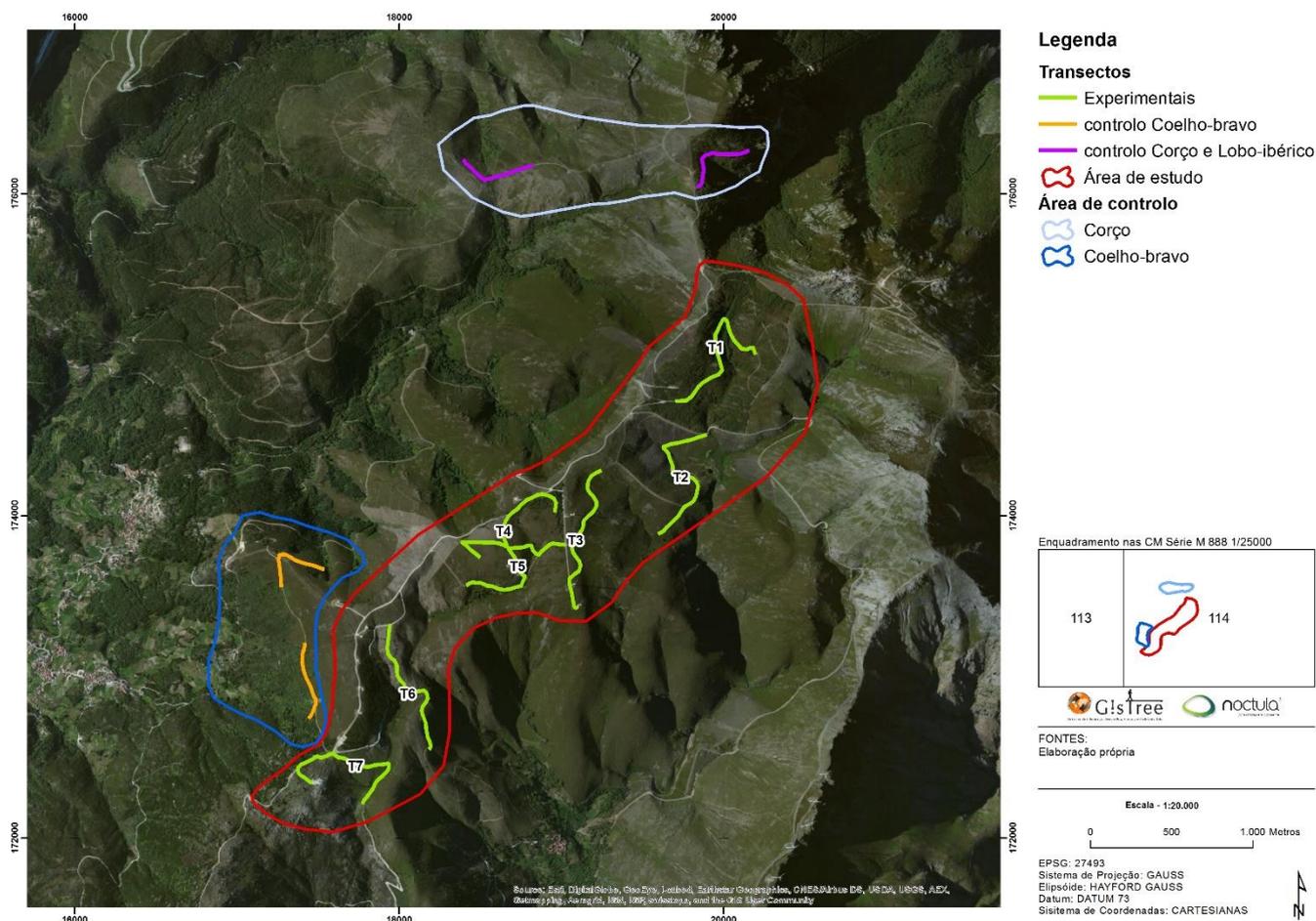


Figura 2: Localização da área estudo, com os respetivos transectos de amostragem experimentais e controlo monitorizados no âmbito dos Planos de Gestão e Monitorização de Coelho-bravo, Corço e Lobo-ibérico.

Tabela 2: Coordenadas dos transectos realizados para a monitorização de Coelho-bravo, Corço e Lobo-ibérico (UTM 29 T – WGS 84).

TRANSECTOS	INÍCIO		FIM	
	X	Y	x	y
T1	592330	4566137	592824	4566430
T2	592528	4565936	592226	4565311
T3	591887	4565705	591739	4564862
T4	591595	4565435	591142	4565154
T5	591666	4565239	591052	4564982
T6	590587	4564729	590833	4563955
T7	590123	4563746	590434	4563612
Transectos controlo Coelho-bravo	590089	4564143	590065	4564617
	589919	4564957	590183	4565070
Transectos controlo Corço e Lobo-ibérico	592445	4567466	592775	4567699
	591446	4567593	591007	4567630

Na Tabela 3 encontra-se a caracterização de cada transecto realizado na fase de monitorização, quer na área de estudo, quer nas respetivas áreas controlo, no que diz respeito à ocupação dominante do solo. Foi igualmente elaborada a classificação de cada transecto relativamente à disponibilidade de alimento e de refúgio para Coelho-bravo.

Tabela 3: Caracterização dos transectos de amostragem relativamente à ocupação do solo e respetiva classificação em termos de disponibilidade de alimento e de refúgio para Coelho-bravo.

TRANSECTO	OCUPAÇÃO DOMINANTE DO SOLO	DISPONIBILIDADE DE ALIMENTO	DISPONIBILIDADE DE REFÚGIO
T1	Pinhal e matos rasteiros	0-20%	41-60%
T2	Matos altos e matos rasteiros e pinhal	21-40%	>60%
T3	Matos rasteiros com baixa densidade e solo pedregoso	0-20%	0-20%
T4	Pinhal e matos rasteiros	0-20%	21-40%
T5	Matos altos e matos rasteiros	21-40%	>60%
T6	Matos rasteiros pouco densos e solo muito pedregoso	0-20%	0-20%
T7	Matos rasteiros, matos altos e afloramentos rochoso	21-40%	21-40%
Controlo coelho	Matos altos e matos rasteiros	0-20%	41-60%

Para verificar a eficácia da implementação das medidas de gestão do *habitat* para Coelho-bravo e Corço, foram realizadas monitorizações regulares nas duas áreas identificadas anteriormente (área de estudo e área controlo).

As monitorizações referentes ao Coelho-bravo (transectos e vídeo-armadilhagem) decorreram uma vez em cada uma das quatro épocas do ano, de forma a captar a dinâmica sazonal das suas populações:

- Inverno (janeiro/fevereiro) no final da época de caça;
- Primavera (abril/maio);
- Verão (junho/julho), altura de maior densidade populacional;
- Outono (setembro/outubro), início da época de caça.

As monitorizações referentes ao Corço e ao Lobo-ibérico (transectos e vídeo-armadilhagem) decorreram uma vez em cada época do ciclo biológico das espécies-alvo, de forma a captar a sua dinâmica sazonal, principalmente do Corço:

- Inverno (dezembro-março - gestação);
- Primavera (abril-maio - nascimentos);
- Verão (junho-agosto - reprodução);
- Outono (setembro-novembro - dispersão).

Os trabalhos para a avaliação temporal e espacial dos parâmetros definidos, tiveram início em junho de 2013 e decorreram até maio de 2016.

3.3. METODOLOGIAS ADOTADAS

3.3.1. COELHO-BRAVO (*ORYCTOLAGUS CUNICULUS*)

CRIAÇÃO DE PASTAGENS E EXECUÇÃO DE ABRIGOS ARTIFICIAIS

Durante o Ano I (2013-2014), a partir do mapa de distribuição de Coelho-bravo na área de estudo, foi definida uma área total de 5 hectares onde se implementaram medidas de gestão do *habitat*. Estas medidas consistiram na criação de sementeiras e na construção de um abrigo artificial por cada hectare da área definida (*vide* Figura 3).

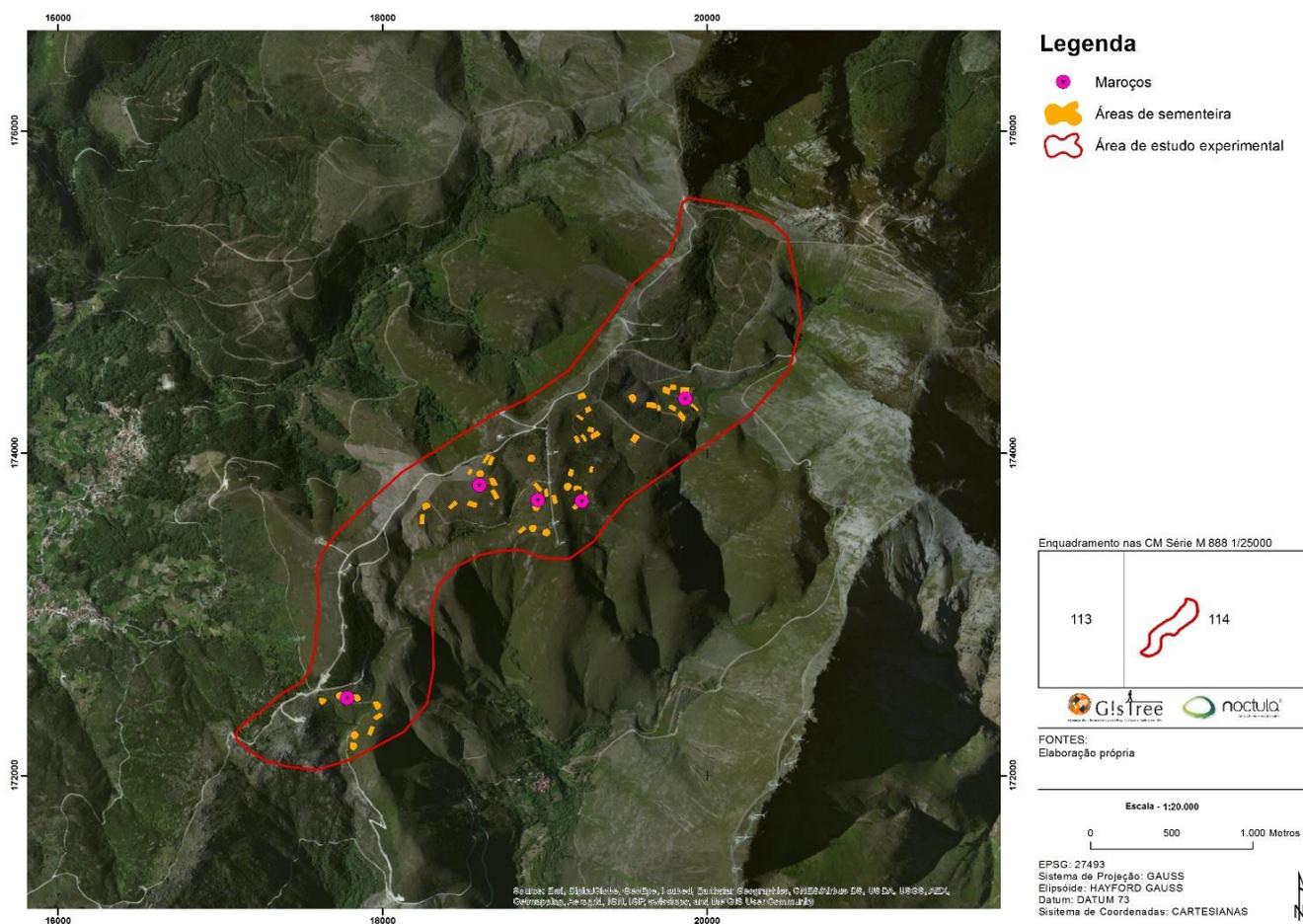


Figura 3: Localização dos 5 maroços e das 50 áreas de pastagem criadas por desmatamento e sementeira.

Os abrigos artificiais (maroços) foram construídos a partir da utilização de paletes de madeira, envolvidas por terra e pedras, de modo a possibilitar que o Coelho-bravo os possa utilizar como abrigo ou locais de reprodução. Cada maroço foi coberto com uma camada de terra vegetal que, para além de servir de sustentação, tem o objetivo de facilitar a sua renaturalização, podendo posteriormente funcionar como zona de refúgio contra potenciais predadores.

A criação de pastagens teve como principal objetivo disponibilizar uma maior área de alimentação, criando um mosaico com uma melhor relação entre as áreas de alimentação e as áreas de refúgio. Assim, procedeu-se à desmatamento de cinco hectares dentro da área estudo, desenvolvendo pequenas manchas, em zonas próximas dos abrigos artificiais, de acordo com as indicações de

Gomes (2004). Na primavera de 2014 (Ano I) foram semeadas áreas com Trigo precoce, Ervilhaca, Ervilha e Tremocilha. Durante a manutenção das sementeiras, no período de outono de 2014, foi incorporado centeio tradicional de forma a prolongar no tempo a presença das pastagens.

Estava previsto, para o segundo e terceiro ano de implementação de medidas de gestão do *habitat*, a manutenção das sementeiras (entre março/abril e outubro/novembro). Contudo, a intensa herbivoria por gado caprino que ocorreu nas áreas onde foram criadas as áreas de sementeira, fez com que as mesmas fossem destruídas por completo. Nesta fase teve-se de fazer uma análise do custo benefício das medidas aplicadas, o que levou a que a manutenção das sementeiras não fosse realizada.

3.3.2. CORÇO (*CAPREOLUS CAPREOLUS*)

A gestão de *habitats* para o Corço foi efetuada com base no mapa de ocorrência da espécie na Serra do Marão e da área disponível para intervenção (*vide* Figura 2), a partir do qual foram definidas as áreas onde foram implementadas medidas faseadas, segundo:

CARACTERIZAÇÃO DA OCUPAÇÃO DO SOLO

Caracterização da área de estudo, a nível de estrutura vegetal, com base na comparação e interpretação de cartas de ocupação do solo e cartas dos *habitats*, através de uma análise SIG e posterior verificação das condições atuais no terreno.

CRIAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS

De acordo com a informação bibliográfica referente aos requisitos ecológicos da espécie foi importante desenvolver um esforço de reflorestação nas zonas envolventes à área em que se encontra a população atual de Corço, no sentido de promover a interligação das manchas florestadas (*vide* Figura 4). Esta intervenção tem como objetivo fomentar o desenvolvimento de corredores ecológicos através dos quais os indivíduos da espécie se possam movimentar, facilitando a expansão dos seus territórios. De realçar que a reflorestação pode ser realizada com recurso a espécies caducifólias autóctones, preferencialmente através de plantação e/ou sementeira, mas também a partir de estacaria, caso seja necessário e viável. Contudo, foi dada preferência à utilização de material vegetal com origem na região, de forma a evitar potenciais contaminações genéticas.

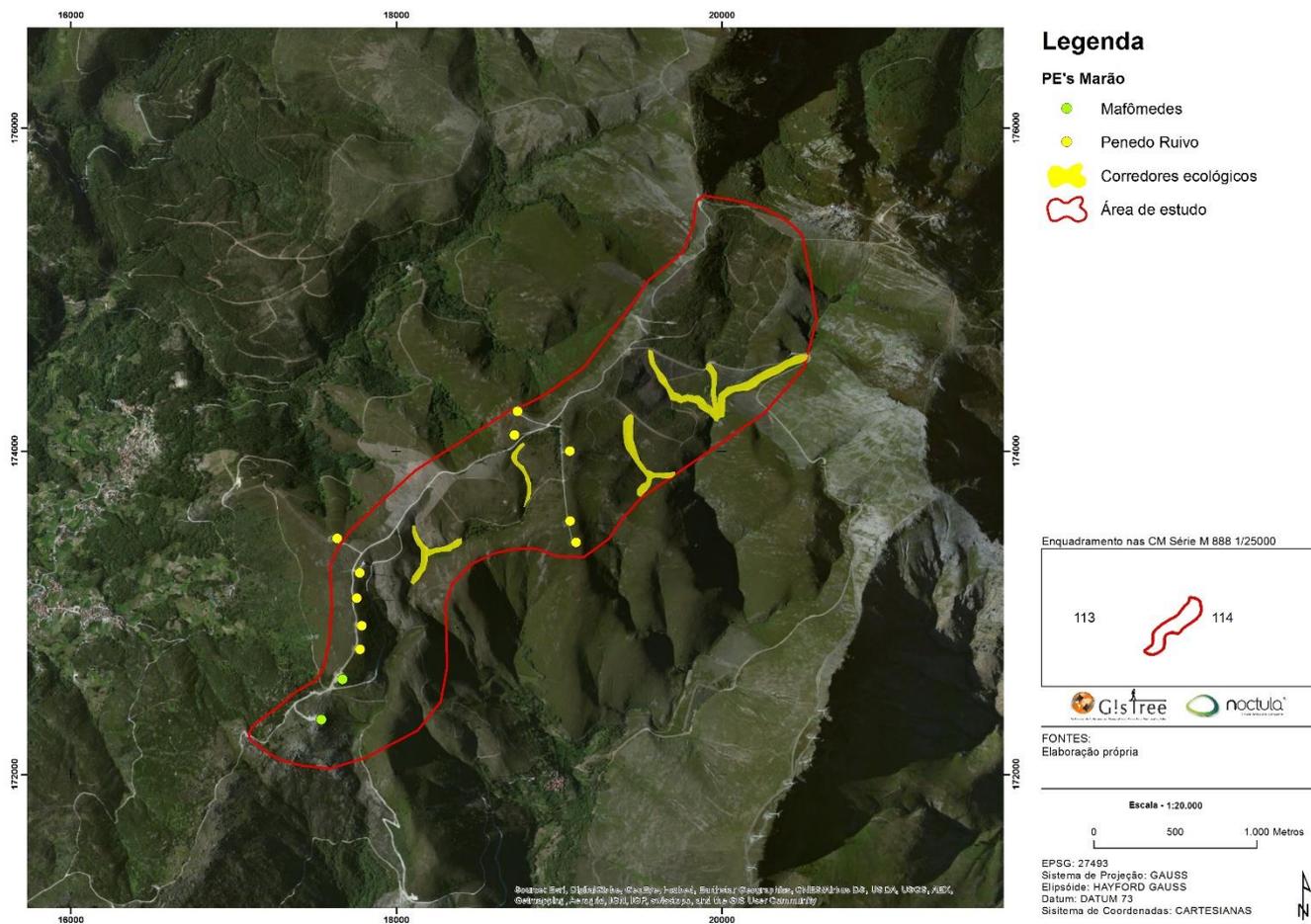


Figura 4: Localização da área estudo e potenciais corredores ecológicos a criar.

CRIAÇÃO DE PASTAGENS

No decorrer do Ano I (2013-2014), no sentido de aumentar a quantidade de alimento disponível e a área de alimentação, foram definidos 5 hectares na área de estudo, onde se implementaram medidas de gestão do *habitat*. As áreas são comuns às definidas no Plano de Gestão de Coelho-bravo, tendo sido desmatadas pequenas áreas de matos nas quais são mantidas áreas de pastagens, com o objetivo de criar um mosaico com uma disponibilidade de recursos diferenciada (Gomes, 2004).

3.4. MÉTODOS DE ANÁLISE DA EFICÁCIA DAS MEDIDAS DE GESTÃO DO HABITAT

3.4.1. COELHO-BRAVO (*ORYCTOLAGUS CUNICULUS*)

ABUNDÂNCIA RELATIVA DAS POPULAÇÕES

Os locais foram monitorizados através de duas técnicas complementares:

- **Monitorização de sementeiras e maroços:** Estava prevista a realização de transectos com o mínimo de 500 metros de comprimento, com passagem junto ao maroço e no centro das pastagens. Os transectos foram percorridos a pé, em marcha lenta, prospetando ambos os lados, numa banda com aproximadamente 2 metros para cada lado do observador (Tellería, 1986). Durante a monitorização dos transectos foi descrito o meio envolvente, registaram-se todas as observações de Coelho-bravo ou qualquer indício da sua presença. Paralelamente, foi registada a presença de indícios de outras espécies potencialmente predadoras de Coelho-bravo. Após a implementação das sementeiras e dos maroços na área de estudo, a metodologia proposta não foi exequível, devido à vegetação existente, declives acentuados e às elevadas distâncias entre sementeiras. Assim, a metodologia foi revista tendo-se realizado visitas às sementeiras e maroços, durante as quais foram registadas todas as observações de Coelho-bravo e qualquer indício da sua presença (e.g. latrinas, tocas, excrementos dispersos ou escavadelas). A monitorização dos maroços baseou-se na procura de indícios de presença de coelho nas imediações da estrutura, na parte superior e em todas as entradas de forma a detetar sinais de potencial ocupação. As entradas não utilizadas foram identificadas pela presença de teias de aranha, pela existência de terra seca, compactada e não mexida, e pela ausência de pegadas recentes. Paralelamente foi registada a presença de indícios de outras espécies ou acontecimentos ocorridos nas áreas intervencionadas.
- **Vídeo-armadilhagem:** Outra estimativa da abundância de Coelho-bravo foi determinada pelo número de passagens desta espécie em estações de amostragem por vídeo-armadilhagem, localizadas em cada um dos locais intervencionados. Nos maroços e pastagens foram instalados dois pontos de vídeo-armadilhagem, um em cada local, de forma a conhecer o grau de utilização por parte do Coelho-bravo e dos seus predadores. Todas as câmaras, localizadas nos transectos, maroços e pastagens, funcionaram em simultâneo e durante 28 dias consecutivos (um ciclo lunar) em cada período de monitorização.

A monitorização das parcelas criadas foi efetuada com recurso a dez locais de vídeo-armadilhagem (um local por maroço e um local por hectare de sementeira) e complementada com dois locais controlo de vídeo-armadilhagem isolados, na área controlo de Coelho-bravo não intervencionada.

Para a realização da vídeo-armadilhagem, foram utilizadas câmaras digitais ativadas pela deteção de movimento, com disparo inferior a 1 segundo. Os vídeos obtidos (com uma duração individual de 30 segundos) foram analisados posteriormente para identificação e quantificação das passagens de indivíduos detetados.

DETERMINAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO E ABUNDÂNCIA RELATIVA GLOBAL NA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo e as áreas controlo de Coelho-bravo foram monitorizadas segundo o método dos transectos lineares (uma vez por época do ano), para a determinação de abundâncias relativas com recurso a um índice quilométrico de abundância (IQA) (Tellería, 1986).

Foram definidos sete transectos na área de estudo, com 1 quilómetro de extensão cada um. Como área controlo, foi definido um transecto, dividido em dois troços de 500 m, numa zona um pouco afastada da área intervencionada mas com características similares. Os transectos foram percorridos a pé, em marcha lenta, e prospetados numa banda de aproximadamente 2 metros para cada lado (Tellería, 1986). Ao longo dos transectos, foi descrito o meio envolvente, foram registadas todas as observações de Coelho-bravo e qualquer indício da sua presença (*e.g.* latrinas, tocas, excrementos dispersos e escavadelas). Paralelamente foi registada a presença de indícios de outras espécies potencialmente predadoras de Coelho-bravo.

Além da amostragem por transectos foi igualmente efetuada a amostragem por vídeo-armadilhagem. Ao longo de cada transecto, foram instalados 2 pontos de vídeo-armadilhagem de forma a aferir se estes locais constituem uma zona de utilização regular por parte de Coelho-bravo. Todas as câmaras funcionaram em simultâneo e durante 28 dias consecutivos (um ciclo lunar) em cada período de monitorização.

Esta metodologia foi complementada com dados recolhidos através de observações pontuais e casuais (*Ad-hoc*).

3.4.2. CORÇO (*CAPREOLUS CAPREOLUS*) E LOBO-IBÉRICO (*CANIS LUPUS SIGNATUS*)

Os locais foram monitorizados através de duas técnicas complementares:

- Transectos lineares;
- Vídeo-armadilhagem.

Os 8 transectos lineares (7 transectos experimentais de 1 quilómetro de extensão e 1 transecto controlo dividido em dois troços de 500 m) (*vide* Figura 2) foram percorridos a pé, em marcha lenta, e prospetados numa banda com aproximadamente 2 metros para cada lado do observador (Tellería, 1986; Pimenta & Correia, 2001). Os transectos experimentais definidos para a monitorização de Corço e Lobo-ibérico, são comuns aos realizados para a monitorização do Coelho-bravo. Em cada transecto foi descrito o meio envolvente, foram registadas todas as observações de Corço e Lobo-ibérico e quaisquer sinais da sua presença (*e.g.* dejetos ou marcas nas árvores).

Ao longo de cada transecto foram instalados 2 pontos de vídeo-armadilhagem (pontos comuns aos realizados para a monitorização do Coelho-bravo), de forma a aferir se estes locais constituem uma zona de utilização regular por parte de Corço e de Lobo-ibérico. Todas as câmaras funcionaram em simultâneo e durante 28 dias consecutivos (um ciclo lunar) em cada período de monitorização. Outros registos da presença de Corço e Lobo-ibérico foram efetuados com base em estações de amostragem por vídeo-armadilhagem localizadas em cada um dos locais intervencionados e na área controlo. A monitorização dos 5 hectares intervencionados foi realizada com recurso a 5 pontos de vídeo-armadilhagem (1 ponto por hectare - pontos comuns aos

realizados para a monitorização do Coelho-bravo) e foi complementada com 2 pontos de controlo isolados, na área controlo de Corço, não intervencionada.

No caso da amostragem de Lobo-ibérico, ficou definido que, caso sejam encontrados vestígios de Lobo-ibérico nas amostragens realizadas, esta será reforçada com a realização de estações de escuta de chamamentos, entre finais de julho e meados de outubro, nas áreas onde for detetada a presença da espécie.

Estas metodologias foram complementadas com dados recolhidos através de:

- Observações *Ad-hoc*;
- Registo de prejuízos de Lobo-ibérico declarados ao ICNF.

3.5. EQUIPAMENTOS UTILIZADOS

Para além dos meios técnicos necessários, a execução das tarefas previstas no âmbito desta monitorização inclui a utilização do seguinte equipamento:

- Viatura todo-o-terreno;
- Câmara fotográfica digital;
- Câmaras de vídeo-armadilhagem;
- Binóculos 10×50;
- GPS;
- iPad com fichas de registo de dados;
- Cartas militares (escala 1:25000);
- Ortofotomapas;
- Bibliografia específica.

3.6. MÉTODOS DE TRATAMENTO DE DADOS

Os dados obtidos durante os trabalhos de campo foram tratados e inseridos num Sistema de Informação Geográfica (SIG) de forma a criar mapas de distribuição e/ou abundância relativas das espécies estudadas.

O cálculo das abundâncias relativas teve por base o cálculo de um Índice Quilométrico de Abundância (IQA):

$$\text{IQA} = \frac{\text{N}^\circ \text{ de animais observados ou vestígios da sua presença}}{\text{Distância percorrida}}$$

Especificamente para o Coelho-bravo, e no sentido de avaliar a influência dos fatores “abrigo” e “alimento” na abundância desta espécie, foi aplicada uma análise estatística descritiva, tal como referido por Carvalho (2001), que considera que a percentagem

de cobertura de herbáceas reflete a disponibilidade de alimento e que a percentagem de cobertura arbustiva reflete a disponibilidade de refúgio. Estas percentagens de cobertura foram agrupadas da seguinte forma (Gomes, 2004):

- Disponibilidade de alimento: 3 classes (0-20%; 21-40%; >40%);
- Disponibilidade de refúgio: 4 classes (0-20%; 21-40%; 41-60%; >60%).

Das estações de vídeo-armadilhagem para Coelho-bravo, Corço e Lobo-ibérico é possível extrair um índice de atividade (Nº de passagem/unidade de tempo) que permite efetuar comparações temporais e espaciais. É de realçar que, a menos que os animais sejam marcados individualmente ou que se distinga facilmente os indivíduos a partir de marcas naturais, o número de vídeos de uma dada espécie não pode ser interpretado como o número absoluto de indivíduos, uma vez que a recolha de imagens pode representar várias capturas de um mesmo indivíduo. Para minimizar este tipo de erros, procedeu-se à análise dos vídeos a partir do número de passagens (considerando-se como uma passagem, um registo de um indivíduo que entra e sai do campo de visão da câmara de vídeo, num determinado momento).

Os dados foram analisados de modo a averiguar o significado das alterações que potencialmente são detetadas. Sempre que possível são efetuados testes de hipóteses com duas amostras. Nos casos em que são detetadas diferenças, são discutidos os potenciais fatores de origem de modo a verificar se estes resultam efetivamente das alterações introduzidas pelo presente Plano de Gestão e Monitorização de Coelho-bravo, Corço e Lobo-ibérico.

O grau de utilização dos locais intervencionados pelo Coelho-bravo e pelo Corço foram calculados por época do ano e por tipo de intervenção. As características e condições da área envolvente foram posteriormente comparadas em relação ao grau de utilização dos locais intervencionados.

3.7. RELAÇÃO DOS DADOS COM CARACTERÍSTICAS DO PROJETO OU DO AMBIENTE EXÓGENO AO PROJETO

A relação dos dados com as características do projeto e o efeito de situações exógenas, como alterações climáticas pontuais, a heterogeneidade do *habitat*, a intensidade de atividades humanas ou a própria estrutura e evolução da paisagem, é devidamente apresentada na discussão dos resultados.

3.8. CRITÉRIOS DE AVALIAÇÃO DOS DADOS

O grau de utilização e a relevância das alterações introduzidas nos *habitats* para o Coelho-bravo e Corço foram comparados com os resultados que se registaram nos locais controlo. Fez-se um esforço para identificar o tipo de intervenções mais adequadas e os locais mais utilizados pelas espécies de forma a determinar o seu potencial de expansão na área de estudo.

Conforme previsto, a eficácia das medidas de gestão implementadas é avaliada anualmente, de forma a proceder-se à correção de questões que possam comprometer o sucesso dos planos inicialmente definidos.

4. RESULTADOS DOS PROGRAMAS DE MONITORIZAÇÃO

Neste capítulo são apresentados todos os dados recolhidos ao longo do terceiro ano de monitorização (do triénio 2013-2016) da implementação das medidas compensatórias na Serra do Marão, de acordo com os requisitos estabelecidos nos planos de gestão e monitorização de Coelho-bravo e Corço/Lobo-ibérico dos Parques Eólicos de Seixinhos, Teixeira, Penedo Ruivo e Mafômedes. Pontualmente, para a identificação de padrões de variação sazonais, foram igualmente apresentados dados referentes à fase de monitorização do primeiro ano em que decorreram os trabalhos. A imperiosa necessidade de reajustar o plano de implementação de medidas de gestão e respetiva monitorização às condições existentes no terreno, fez com que os resultados obtidos nas duas primeiras épocas de amostragem do ano I (fase de ensaio) não pudessem ser considerados para a análise da variação sazonal, já que os locais e as condições de trabalho foram muito distintos.

Na Tabela 4 são apresentadas as datas e respetivas tarefas realizadas na Serra do Marão, com o objetivo de monitorizar a atual situação da área de estudo e avaliar a eficácia das medidas de gestão de *habitat* implementadas.

Tabela 4: Datas e respetivas tarefas realizadas durante o Ano III do triénio 2013-2016.

TAREFA/TIPO DE MONITORIZAÇÃO	CAMPANHA	DATA (SAÍDA DE CAMPO)
Transectos de Coelho-bravo		21/07/2015
Transectos de Corço e Lobo-ibérico	Verão	28/07/2015
Vídeo-armadilhagem de Coelho-bravo, Corço e Lobo-ibérico		De 21/07/2015 a 18/08/2015
Transectos de Coelho-bravo		28/09/2015
Transectos de Corço e Lobo-ibérico	Outono	19/10/2015
Vídeo-armadilhagem de Coelho-bravo, Corço e Lobo-ibérico		De 28/09/2015 a 27/10/2015
Transectos de Coelho-bravo		23/02/2016
Transectos de Corço e Lobo-ibérico	Inverno	28/02/2016
Vídeo-armadilhagem de Coelho-bravo, Corço e Lobo-ibérico		De 15/02/2016 a 14/03/2016
Transectos de Coelho-bravo		23/04/2016
Transectos de Corço e Lobo-ibérico	Primavera	01/05/2015
Vídeo-armadilhagem de Coelho-bravo, Corço e Lobo-ibérico		De 13/04/2016 a 11/05/2016
Criação de corredores ecológicos (plantação de árvores)		10/03/2016

4.1. CARACTERIZAÇÃO DA OCUPAÇÃO DO SOLO

A caracterização da ocupação do solo na área de estudo e nas áreas controlo foi realizada com recurso a *software* de SIG e à carta de ocupação do solo disponível. Uma vez que a resolução/pormenor de que se dispunha não expressava a realidade da área de estudo, recorreu-se a fotografias aéreas e ao conhecimento do terreno adquirido ao longo dos trabalhos de campo realizados na Serra do Marão. A Figura 5 representa a situação atual da ocupação do solo na área de estudo e nas respetivas áreas controlo de Coelho-bravo e Corço. Da caracterização resultou a identificação de 7 classes de ocupação de solo (matos altos, matos baixos, floresta mista, Floresta de resinosas, Floresta de folhosas, áreas agrícolas, , matos altos, matos baixos, povoamentos de resinosas, povoamentos de folhosas e áreas rupícolas). Na Tabela 5 apresentam-se as áreas ocupadas por cada classe definida na área de estudo, na área controlo de Coelho-bravo e na área controlo de Corço. De um modo geral, é de destacar que na área de estudo os matos baixos ocupam cerca de 59% da área (227,4 ha), enquanto na área controlo de Coelho-bravo e de Corço os matos altos apresentam maior expressividade com uma área total de 40,3 ha (46%) e 49,6 ha (52%), respetivamente. A classe de ocupação de solo que apresenta menor representatividade, nas três áreas estudadas, são as florestas de folhosas, nunca ultrapassando os 6% da área estudada.

Tabela 5: Caracterização e quantificação da ocupação do solo nos locais estudados.

TIPO DE ÁREA	CLASSE DE OCUPAÇÃO DO SOLO	ÁREA (HA)	PERCENTAGEM DE OCUPAÇÃO (%)
Área de estudo	Matos altos	61,4	16,0
	Matos baixos	227,4	59,2
	Floresta de resinosas	76,5	19,9
	Floresta de folhosas	0,5	0,1
	Áreas rupícolas	18,1	4,7
Controlo Coelho-bravo	Áreas agrícolas	5,5	6,3
	Floresta mista	13,5	15,4
	Matos altos	40,3	45,9
	Matos baixos	20,7	23,6
	Floresta de resinosas	6,6	7,5
Controlo Corço	Floresta de folhosas	1,2	1,4
	Matos altos	49,6	51,5
	Matos baixos	30,2	31,3
	Floresta de resinosas	11,5	11,9
	Floresta de folhosas	5,1	5,3

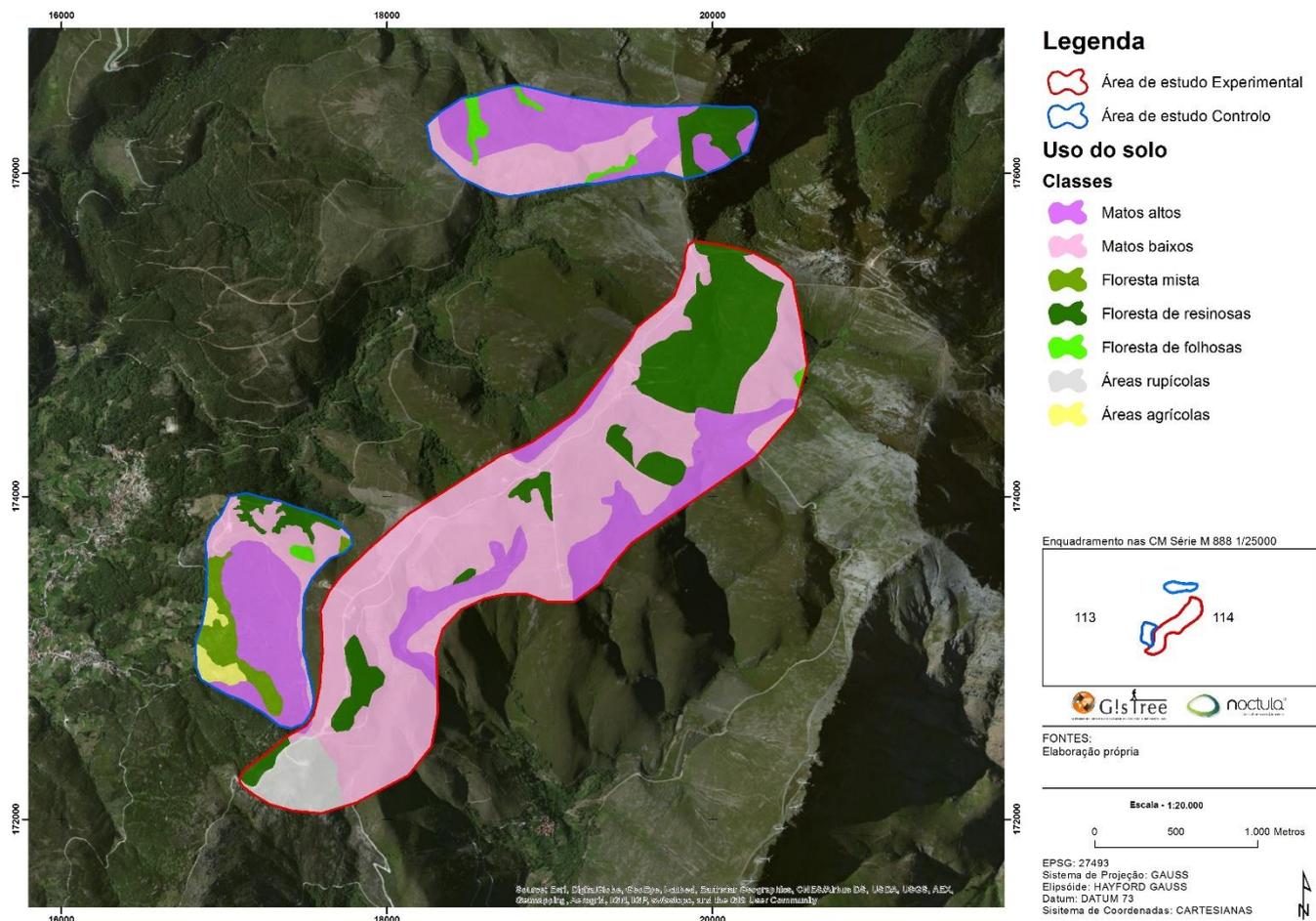


Figura 5: Caracterização geral da ocupação do solo na área de estudo e nas áreas controlo.

4.2. CRIAÇÃO DE PASTAGENS

O Plano de Gestão e Monitorização de Coelho-bravo, Corço e Lobo-ibérico prevê a criação de pastagens, com o intuito de aumentar a quantidade de alimento disponível e a área de alimentação para estas espécies, bem como a criação de um mosaico com uma disponibilidade de recursos diferenciada. Neste sentido, no decorrer no Ano I (2013-2014) foram definidos 5 hectares na área de estudo, onde foram criadas pequenas áreas de desmatção/decapagem e ripagem, com o objetivo de proporcionar condições nos solos favoráveis ao desenvolvimento de novas espécies.

No total, foram criadas 50 pastagens (*vide* Figura 3) com áreas que variaram entre os 350 m² e os 1300 m². Nestas 50 pastagens, foram realizadas sementeiras através da incorporação de uma mistura de sementes (aproximadamente 530 kg) constituída por Trigo precoce, Ervilhaca, Ervilha e Tremocilha. As pastagens criadas são comuns para o Coelho-bravo e para o Corço. Durante a manutenção das sementeiras, no período de outono de 2014, foi incorporado centeio tradicional.

Na Figura 6 encontra-se um resumo fotográfico em que se pode verificar o estado em que se encontram as áreas de pastagens, neste terceiro ano de monitorização do triénio 2013-2016.



Figura 6: Registo fotográfico do estado atual das áreas onde foram realizadas sementeiras.

4.3. CRIAÇÃO DE ABRIGOS

A construção dos 5 abrigos artificiais ou maroços para Coelho-bravo, foi realizada no Ano I (2013-2014) nas imediações das sementeiras criadas (*vide* Figura 3). Os maroços foram criados a partir da utilização de paletes de madeira, nas quais foi acoplada uma “rede de sombra” de modo a impedir a entrada de sedimentos finos para o interior do abrigo. Posteriormente, cada maroço foi coberto por terra e pedras, de modo a possibilitar que o Coelho-bravo possa passar a utilizar estas estruturas como abrigo. Adicionalmente, cada um destes abrigos artificiais foi coberto com uma camada de terra vegetal que, para além de servir de sustentação, tem por objetivo facilitar a colonização por espécies vegetais, podendo posteriormente funcionar como zona de refúgio contra potenciais predadores.

Ao longo do segundo e terceiro ano de monitorização do triénio 2013-2016, foi possível constatar que alguns dos abrigos artificiais (maroços) para Coelho-bravo, encontram-se já naturalmente recuperados. No entanto, é de registar que a recolonização por parte da vegetação tem sido mais lenta em algumas parcelas (*vide* Figura 7).

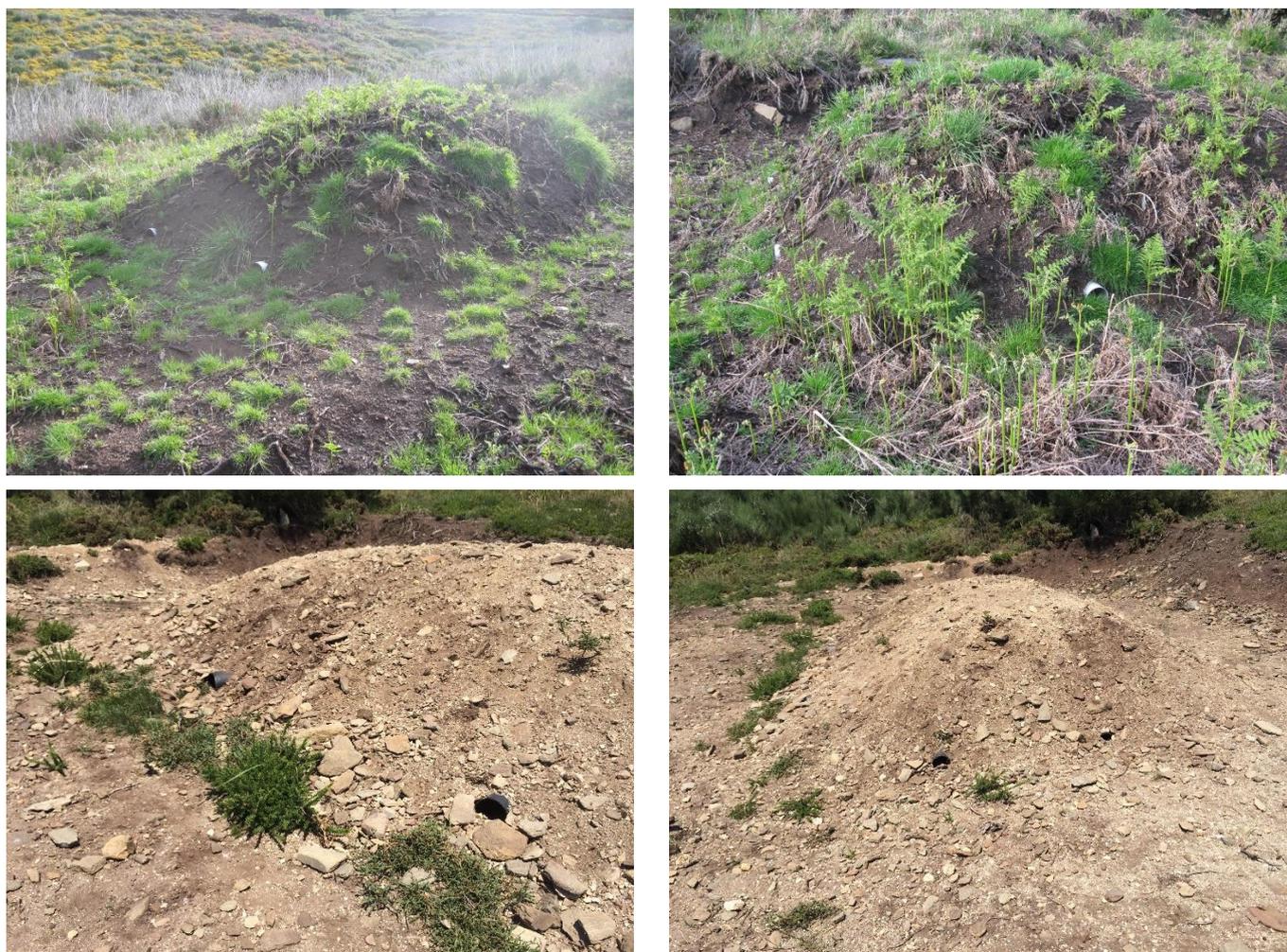


Figura 7: Registo fotográfico de alguns abrigos artificiais (maroços) para Coelho-bravo em diferentes condições de recolonização pela vegetação local.

4.4. CRIAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS PARA CORÇO

De acordo com os requisitos ecológicos do Corço (*Capreolus capreolus*) foi importante desenvolver esforços de reflorestação nas zonas envolventes à área onde se encontra a sua população atual, no sentido de promover a interligação das manchas florestadas e fomentar a expansão desta espécie.

No primeiro ano de implementação do plano de gestão e monitorização (2013-2014), foram plantados 50 exemplares de bétula (*Betula alba*) nas margens da Ribeira de Teixeira e numa pequena linha de água temporária, afluente desta ribeira. Na Figura 8 encontra-se esquematizada a localização das plantações realizadas no Ano I e que ligavam dois povoamentos florestais de resinosas existentes na área de estudo. Apesar dos esforços realizados, o intensivo pastoreio que ocorre na Serra do Marão acabou por destruir todas as árvores plantadas.

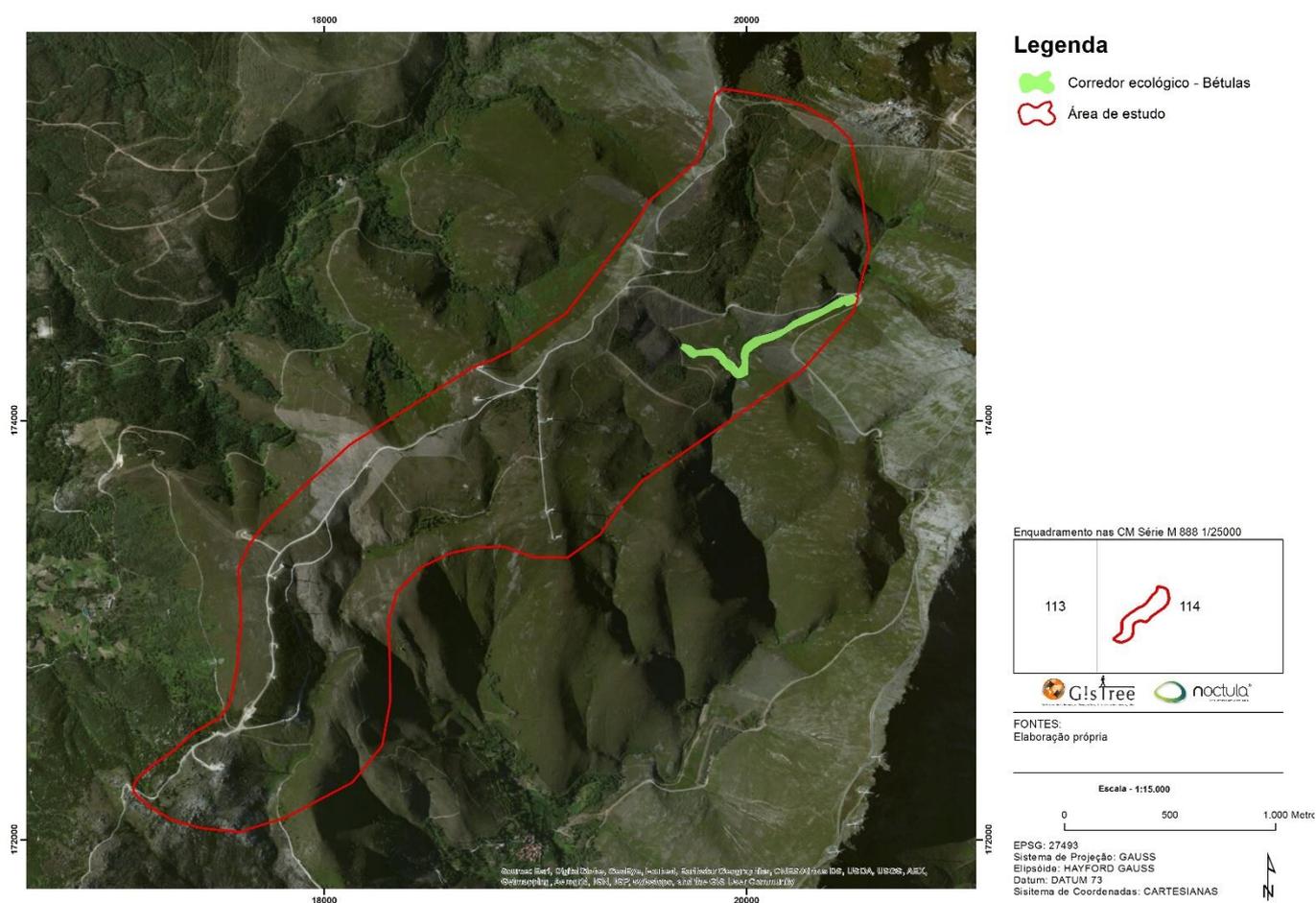


Figura 8: Localização do corredor ecológico criado durante o Ano I do triénio 2013-2016.

Assim, houve a necessidade de, no segundo e no terceiro anos de trabalho do triénio 2013-2016, plantar mais 30 bétulas (15 em cada ano) (*vide* Figura 9). Dada a experiência anterior, as novas árvores foram protegidas do pastoreio através da instalação de uma rede ovelheira (*vide* Figura 10 e Figura 11).

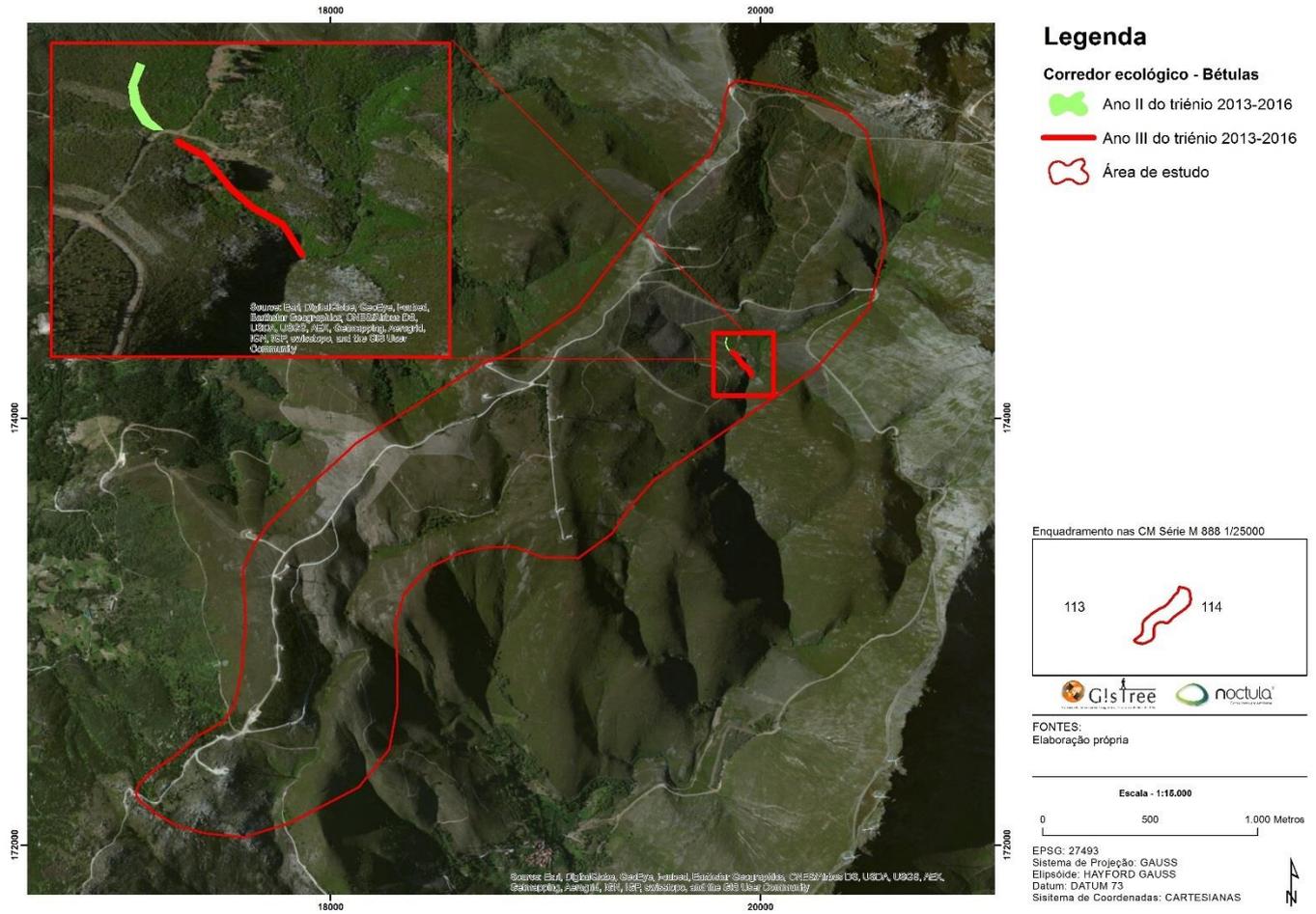


Figura 9: Localização do corredor ecológico criado durante o Ano II e Ano III do triénio 2013-2016.



Figura 10: Registo fotográfico da plantação e proteção dos exemplares de bétula (*Betula alba*) durante o Ano II do triénio 2013-2016.

A aplicação da vedação com rede ovelheira evitou eficazmente a destruição das árvores pelos rebanhos de cabras que pastoreiam pela Serra do Marão. No entanto, as 15 árvores plantadas no decorrer do segundo ano de trabalhos do triénio 2013-2016, acabaram por não sobreviver ao calor intenso e prolongado período sem precipitação que ocorreu nesse ano (*vide* Figura 11).



Figura 11: Registo fotográfico dos exemplares de bétula (*Betula alba*) plantados durante o Ano III do triénio 2013-2016.

Já as árvores plantadas no terceiro ano de monitorização do triénio 2013-2016 e também protegidas com uma vedação de rede ovelheira, parecem ter enraizado bem e apresentam já um importante desenvolvimento vegetativo (vide Figura 12).



Figura 12: Registo fotográfico dos exemplares de bétula (*Betula alba*) plantados durante o Ano III do triénio 2013-2016.

4.5. CONDICIONAMENTOS NA CONCRETIZAÇÃO DAS MEDIDAS DE GESTÃO DO *HABITAT*

Sabendo que a área da Serra do Marão é utilizada para pastoreio intensivo de cabras, ovelhas e recentemente vacas, na fase inicial da implementação do presente projeto, foram estabelecidos contactos com o Presidente da Junta de Freguesia de Teixeira (uma vez que a área de estudo está inserida nos baldios desta freguesia), com todos os proprietários de gado que utilizam a área e com os respetivos pastores. Estes contactos foram estabelecidos com o intuito de recrutar mão-de-obra local para a execução do projeto, e de alertar/sensibilizar os proprietários do gado para tudo o que se iria implementar na Serra do Marão. Deste modo, foi transmitida a informação para que todos os pastores conduzissem o rebanho, a fim de evitar a passagem dos animais nas áreas intervencionadas, incluindo sementeiras, maroços e áreas de plantação de bétulas. Este contacto inicial era fundamental, uma vez que se tornava inviável criar barreiras/vedações em tantas áreas intervencionadas, para além do facto de essa operação limitar o acesso de espécies como o Corço.

Os contactos efetuados, incluindo a sensibilização dos proprietários e dos pastores, não surtiram qualquer efeito positivo, uma vez que todas as sementeiras criadas no Ano I do triénio 2013-2016 foram pisoteadas, alvo de herbivoria e o solo foi compactado pela passagem massiva de animais, impedido assim o desenvolvimento natural das plantas. Relativamente à medida de criação de corredores ecológicos, através da plantação de bétulas, não restou um único dos 50 exemplares plantados durante o Ano I do triénio 2013-2016, tendo sido cada um deles danificado pelo gado. Na Figura 13 apresenta-se um resumo fotográfico dos estragos causados pelo pastoreio intensivo na área de estudo.



Figura 13: Registo fotográfico da destruição causada pelo pastoreio intensivo nas áreas de sementeira, nas plantações de bétulas e nos marços.

4.6. COELHO-BRAVO - ÍNDICES FAUNÍSTICOS

4.6.1. TRANSECTOS LINEARES

Na Tabela 6 encontram-se os resultados do IQA de Coelho-bravo, obtidos em cada transecto monitorizado em cada época de amostragem no Ano III do triénio 2013-2016.

Tabela 6: Índice Quilométrico de Abundância de indícios de presença de Coelho-bravo para cada transecto em cada época de amostragem no Ano III do triénio 2013-2016.

CAMPANHA	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	CONTROLO COELHO	TOTAL
Verão	0	0	0	0	0	0	2	0	0,25
Outono	0	0	0	0	0	0	2	0	0,25
Inverno	0	0	0	0	0	0	4	1	0,63
Primavera	0	0	0	0	0	0	2	1	0,38

Ao longo do terceiro ano de monitorização do triénio 2013-2016 foi possível identificar a presença de Coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*) por 12 ocasiões. A presença desta espécie na área de estudo foi registada em todas as campanhas de amostragem, embora apenas tenha ocorrido no transecto T7 e no transecto controlo. A campanha de monitorização de inverno foi a que apresentou valores do IQA mais elevados (0,63 indícios/km), na primavera registaram-se 0,38 indícios por quilómetro monitorizado e, nas épocas de verão e outono este índice apresentou valores de 0,25 indícios/km (*vide* Tabela 6). Na área controlo definida para esta espécie, foram, pela primeira vez, detetados indícios de presença de Coelho-bravo nas épocas de inverno e de primavera.

As zonas onde foram detetados indícios da presença desta espécie nas várias épocas fenológicas amostradas encontram-se representadas na Figura 14.

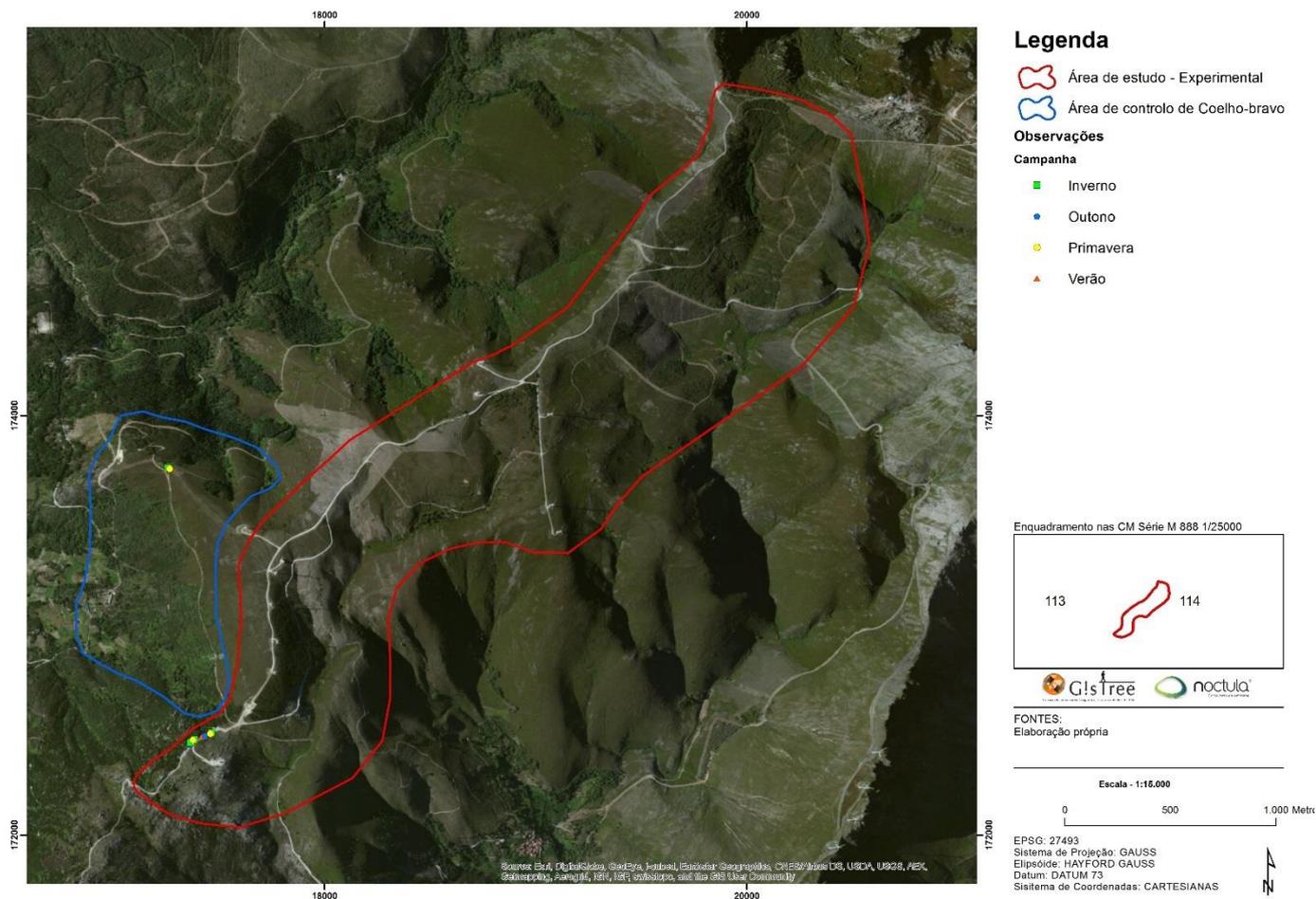


Figura 14: Localizações dos indícios de presença de Coelho-bravo nas diferentes épocas de amostragem do Ano III do triénio 2013-2016.

Verificou-se que a distribuição de Coelho-bravo, determinada através da presença de indícios, é bastante restrita e localizada. Na zona sul (Transecto 7) parece haver um núcleo populacional estável que foi detetado em todas as amostragens embora, com número reduzido de indícios registados. O núcleo populacional que tinha sido detetado em anos anteriores na zona central da área de estudo, parece ter-se extinguido, não se tendo detetado qualquer indício ao longo do presente ano de amostragem. Os resultados das amostragens dos anos seguintes poderão ajudar a perceber qual a evolução deste núcleo populacional. Um novo núcleo de Coelho-bravo parece estar a surgir na zona de controlo embora, com índices de abundância muito reduzidos.

Para analisarmos as tendências sazonais obtidas com esta técnica de amostragem consideraram-se igualmente os resultados obtidos nas campanhas da fase de monitorização, realizadas ao longo do primeiro ano de amostragem (inverno I e primavera I) e as quatro campanhas realizadas ao longo do segundo ano de monitorização (verão II, outono II, inverno II e primavera II) (vide Figura 15).

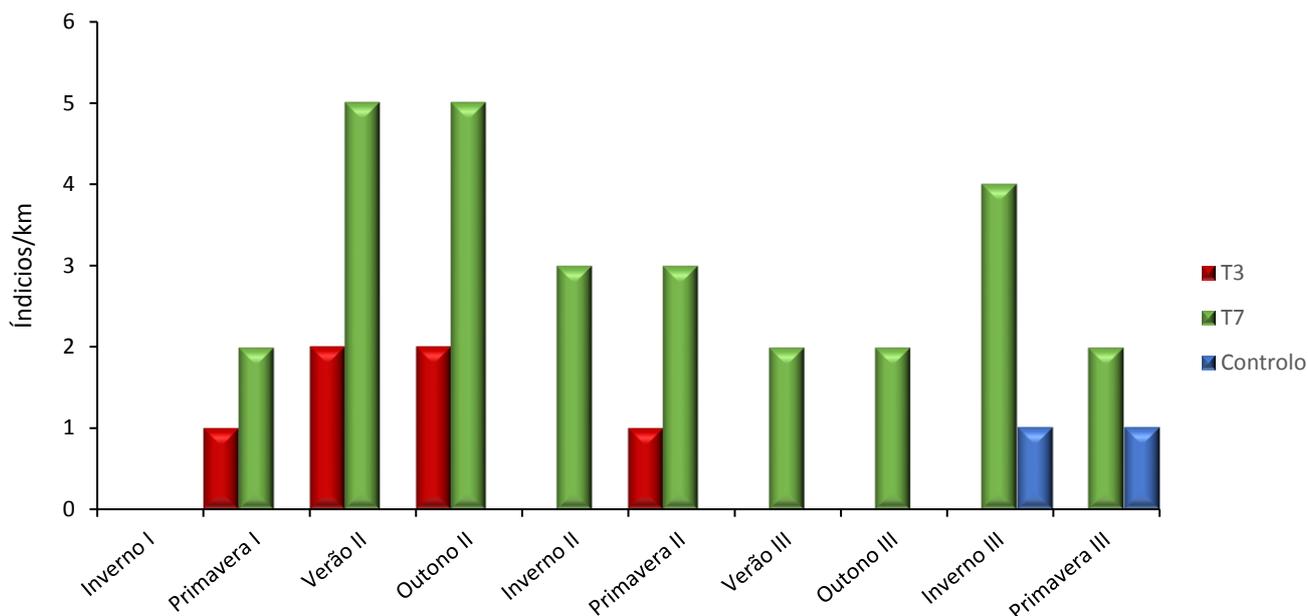


Figura 15: Variação sazonal do número de indícios de Coelho-bravo detetados em cada época de monitorização do triénio 2013-2016.

Os resultados sugerem valores mais elevados de indícios detetados nas épocas de verão e de outono, atingindo-se os valores mais baixos nas épocas de inverno. Apesar dos valores serem muito reduzidos, parece haver uma tendência para a estabilização do número de indícios de Coelho-bravo detetados ao longo dos vários anos de amostragem (*vide* Figura 15). Apesar de ocorrer um ligeiro aumento nos valores no segundo ano de amostragem relativamente ao primeiro ano, no terceiro ano o índice quilométrico de abundância volta a registar uma diminuição, mais significativa nas épocas de outono e verão, regressando a valores próximos dos registados no primeiro ano de amostragem. Esta tendência parece inverter-se na amostragem de inverno onde há um aumento dos valores obtidos no terceiro ano de amostragem.

4.6.2. VÍDEO-ARMADILHAGEM

Outra aproximação à estimativa da abundância de Coelho-bravo foi determinada com base em estações de amostragem por vídeo-armadilhagem. Assim, em cada um dos 7 transectos da área de estudo foram instalados 2 pontos de vídeo-armadilhagem, de forma a aferir se estes locais são utilizados por Coelho-bravo e qual a intensidade desse uso. Na área controlo definida para o Coelho-bravo, foram instalados 4 equipamentos de vídeo-armadilhagem. O mesmo sucedeu na área controlo de Corço (4 câmaras instaladas). Foram ainda instaladas 5 câmaras de vídeo-armadilhagem em sementeiras (uma por cada hectare de sementeira criado) e 5 câmaras em maroços (uma por cada maroço construído).

No decorrer das quatro campanhas realizadas no terceiro ano de monitorização, foram obtidas 57 capturas (*i.e.* passagens no campo de visão da câmara) de Coelho-bravo, 1 na amostragem de verão, 13 no outono, 24 no inverno e 19 na primavera. Estas capturas fotográficas ocorreram nos transectos T3 (3,5% das capturas) e T7 (91% das capturas), na área controlo de coelho (1,75%), na área controlo de Corço (1,75%) e numa das áreas de maroços (1,75%). De forma a uniformizar os esforços de amostragem e a comparar resultados entre campanhas de amostragem, os dados são apresentados em número de capturas por cada noite e por cada câmara instalada (capturas/noite*câmara) (*vide* Tabela 7).

Tabela 7: Número de capturas/noite*câmara de coelho-bravo durante a fase de monitorização do Ano III do triénio 2013-2016.

CAMPANHA	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	CONTROLO COELHO	CONTROLO CORÇO	MARÇOÇOS	SEMENTEIRAS
Verão	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,018	0,000	0,000	0,000	0,000
Outono	0,000	0,000	0,018	0,000	0,000	0,000	0,196	0,000	0,000	0,007	0,000
Inverno	0,000	0,000	0,018	0,000	0,000	0,000	0,411	0,000	0,000	0,000	0,000
Primavera	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,304	0,009	0,009	0,000	0,000

Ao longo das quatro épocas monitorizadas, os valores de deteção de Coelho-bravo foram mais elevados no transecto T7, atingindo-se 0,411 capturas/noite*câmara no inverno, 0,304 capturas/noite*câmara na primavera, 0,196 capturas/noite*câmara no outono e 0,018 capturas/noite*câmara no verão (*vide* Tabela 7).

Na Figura 16 encontram-se representados os locais onde esta espécie foi capturada nas diferentes épocas de amostragem do Ano III do triénio 2013-2016.

Esta amostragem corroborou os resultados obtidos através das pesquisas nos transectos lineares (registos obtidos no transecto T7 e transecto controlo de Coelho) e acrescentou a presença da espécie no transecto controlo de Corço, no transecto T3 e junto a um dos marços construídos anteriormente. Assim, verifica-se que esta espécie apenas apresenta núcleo populacional aparentemente estável na zona sul da área de estudo. As restantes capturas parecem ser registos ocasionais e pouco frequentes. Comparativamente com o ano anterior verificou-se que o núcleo que existia na zona centro parece estar muito menos ativo ou mesmo extinto. Também deixaram de se obter registos no extremo norte da área de estudo. No entanto, estas tendências terão de ser confirmadas com os resultados obtidos nas fases seguinte da monitorização (*vide* Figura 16).

Na Figura 17 encontra-se representada a variação sazonal do número de indivíduos capturados por câmara, por noite ao longo das diversas fases de monitorização do triénio 2013-2016.

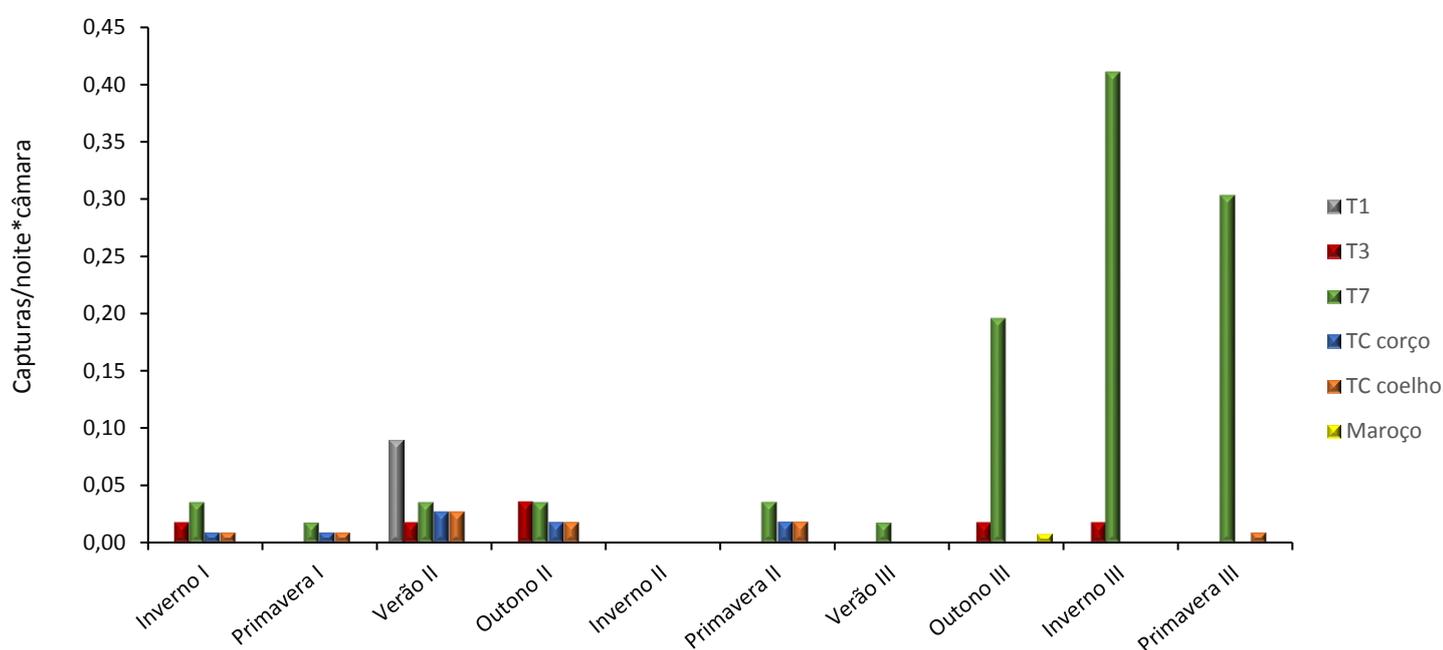


Figura 17: Variação sazonal do número de indivíduos capturados por câmara, por noite.

De forma semelhante ao que se verificou durante a prospeção de indícios de Coelho-bravo (transectos lineares), também através da vídeo-armadilhagem foi possível constatar valores mais elevados do índice de ocorrência da espécie nas amostragens de inverno, ao contrário de anos anteriores. Destaca-se o importante aumento do número de capturas obtidas nas três últimas épocas de amostragem do presente ano (*vide* Figura 17).

Na Figura 18 apresentam-se alguns registos de Coelho-bravo obtidos nas campanhas de vídeo-armadilhagem.



Figura 18: Registo de Coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*) obtidos durante as campanhas de vídeo-armadilhagem.

4.6.3. UTILIZAÇÃO DAS SEMEITEIRAS E MAROÇOS POR COELHO-BRAVO

Conforme referido anteriormente, durante os trabalhos do programa de monitorização, foram monitorizados todos os maroços e algumas das sementeiras criadas. O objetivo desta monitorização foi recolher informação sobre as taxas de utilização destas estruturas por parte do Coelho-bravo.

Assim, foram instaladas 5 câmaras de vídeo-armadilhagem em sementeiras (uma por cada hectare de sementeira criado) e 5 câmaras em maroços (uma por cada maroço construído).

Após dez épocas de monitorização, foi obtida apenas uma captura de Coelho-bravo nas imediações de um dos maroços construídos durante o Ano I (*vide* Figura 19). Após a monitorização presencial do maroço em questão não se pode confirmar a utilização da estrutura por parte desta espécie. Seguramente, os baixíssimos níveis populacionais de Coelho-bravo na área de estudo, estarão na base destes resultados pelo que, é importante acompanhar a sua potencial evolução durante as próximas campanhas de monitorização.

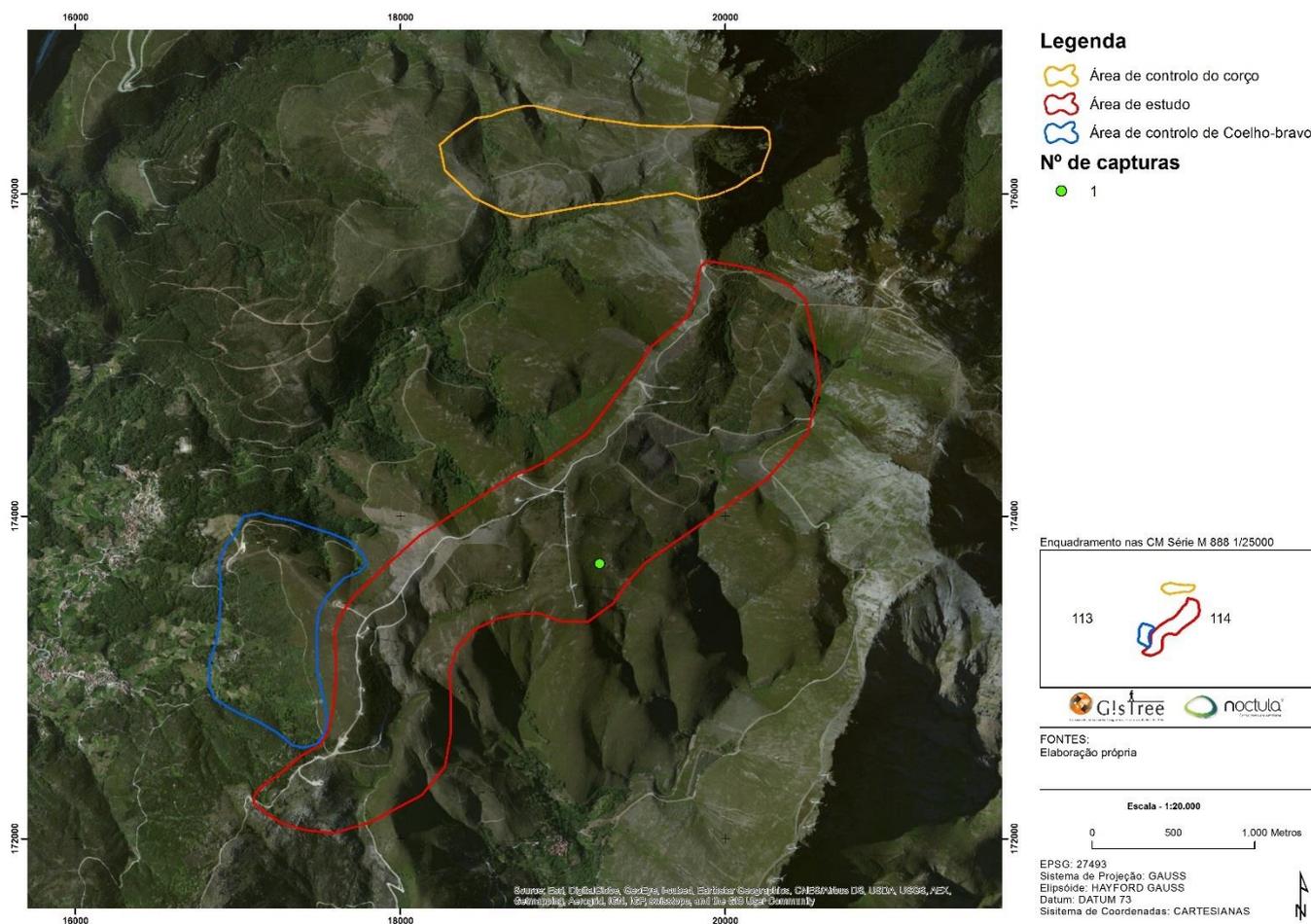


Figura 19: Localização da vídeo-captura de Coelho-bravo nas imediações de um dos marçoços criados no Ano I.

4.7. CORÇO E LOBO-IBÉRICO - ÍNDICES FAUNÍSTICOS

4.7.1. TRANSECTOS LINEARES

Na Tabela 8 encontram-se os resultados do IQA de Corço, obtidos em cada transecto monitorizado em cada época de amostragem no Ano III do triénio 2013-2016.

Tabela 8: Índice Quilométrico de Abundância de indícios de presença de Corço durante o Ano III do triénio 2013-2016.

CAMPANHA	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	CONTROLO CORÇO	TOTAL
Verão	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00
Outono	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00
Inverno	0	0	0	0	0	0	0	1	0,13
Primavera	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00

As saídas de campo realizadas ao longo do terceiro ano de monitorização do triénio 2013-2016, possibilitaram apenas o registo de um indício de presença de Corço (*Capreolus capreolus*). A presença desta espécie foi detetada na época de inverno no transecto controlo definido para esta espécie (vide Tabela 8).

Na Figura 20 encontra-se representada a localização do indício de presença de Corço detetado na época de inverno, neste ano de monitorização.

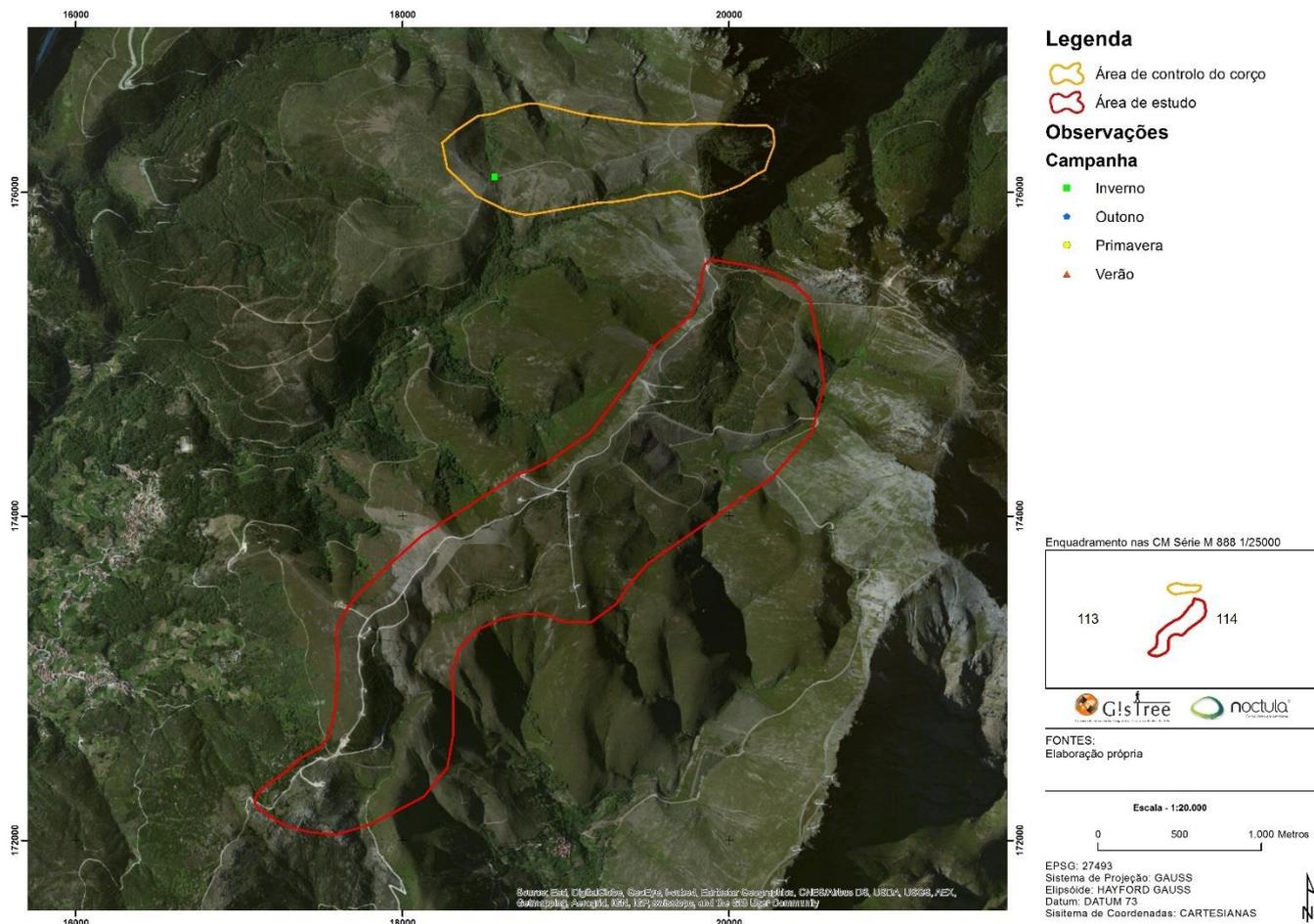


Figura 20: Localização dos indícios de Corço detetados em cada época de amostragem do Ano III do triénio 2013-2016.

Para analisarmos as tendências sazonais obtidas com esta técnica de amostragem consideraram-se igualmente os resultados obtidos nas campanhas da fase de monitorização, realizadas ao longo do primeiro ano de amostragem (inverno I e primavera I) e as quatro campanhas realizadas ao longo do segundo ano de monitorização (verão II, outono II, inverno II e primavera II) (vide Figura 21).

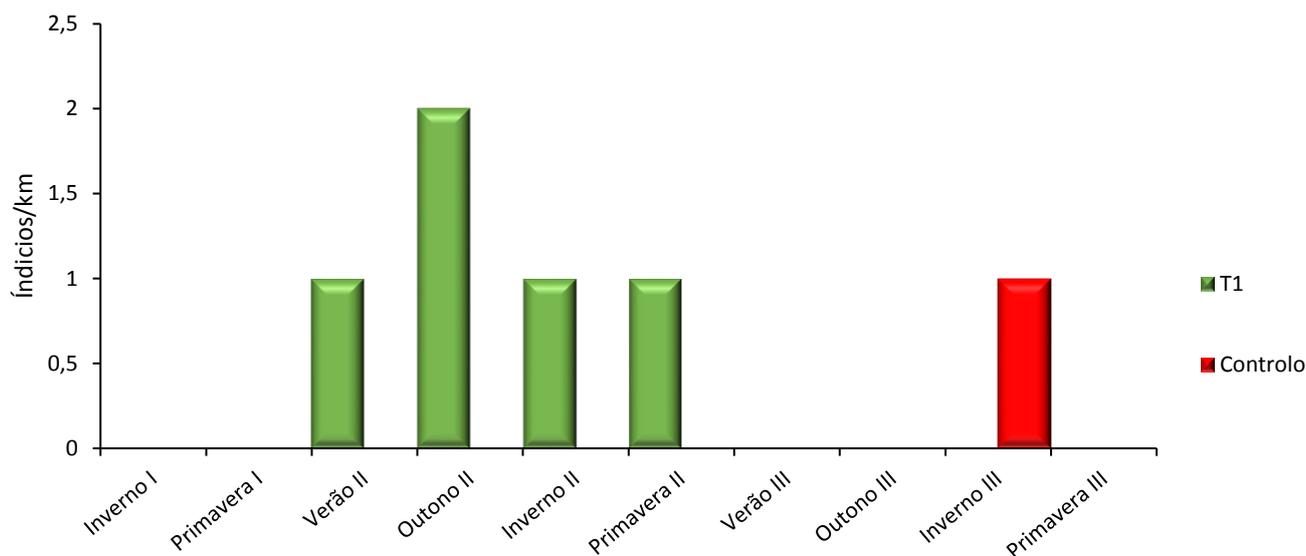


Figura 21: Variação sazonal do número de indícios de Corço detetado por quilómetro monitorizado no Ano III do triénio 2013-2016.

Tal como no caso do Coelho-bravo, também o número de indícios de Corço detetados foi muito baixo. Detetou-se um aumento do número de indícios na primavera do Ano II face à campanha homóloga (primavera do Ano I). A mesma tendência se verifica entre o inverno do Ano II e o inverno do Ano I (*vide* Figura 21). No terceiro ano de amostragem parece ocorrer uma diminuição generalizada da deteção de indícios da presença desta espécie tendo sido detetada apenas no transecto controlo.

4.7.2. VÍDEO-ARMADILHAGEM

Para estimar a abundância de Corço foram igualmente utilizadas as mesmas estações de amostragem de vídeo-armadilhagem definidas para o estudo da presença de Coelho-bravo.

Durante os trabalhos de campo realizados ao longo do terceiro ano de monitorização, obteve-se um total de 88 vídeo-capturas de Corço: 4 capturas na campanha de verão; 57 registos no outono; 1 registo na campanha de inverno e 26 capturas na primavera. Esta espécie nunca foi detetada nos transectos T3 e T7 e os valores de atividade mais elevados foram determinados para a área controlo definida para o Corço e para o transecto T1. De forma a uniformizar os esforços de amostragem e a comparar resultados entre campanhas de amostragem, os dados são apresentados em número de capturas por cada noite e por cada câmara instalada (capturas/noite*câmara) (*vide* Tabela 9).

Tabela 9: Número de capturas/noite*câmara de Corço durante o terceiro ano de monitorização.

CAMPANHA	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	CONTROLO CORÇO	CONTROLO COELHO	MAROUÇOS	SEMENTEIRAS
Verão	0,054	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,009	0,000	0,000	0,000
Outono	0,125	0,018	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,438	0,000	0,000	0,000
Inverno	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,009	0,000	0,000	0,000
Primavera	0,018	0,054	0,000	0,018	0,054	0,036	0,000	0,089	0,018	0,014	0,014

No caso da amostragem de Corço recorrendo à técnica de vídeo-armadilhagem verificou-se que os valores mais elevados foram obtidos na amostragem de outono, onde a espécie foi detetada frequentemente na área controlo de Corço (0,438 capturas/noite*câmara), no transecto T1 (0,125 capturas/noite*câmara) e, pontualmente, no transecto T2 (0,018 capturas/noite*câmara). Na primavera esta espécie parece ter alargado a sua área de ocorrência tendo sido detetada um pouco por toda a área de estudo e áreas de controlo de Corço e de Coelho-bravo. Nesta época a sua presença continuou a ser mais frequente na área controlo de Corço com 0,089 capturas/noite*câmara mas, foi também capturada reiteradamente nos transectos T5 (0,054 capturas/noite*câmara), T2 (0,054 capturas/noite*câmara) e T6 (0,036 capturas/noite*câmara). No verão apenas foi detetada a presença de Corço no transecto T1 (0,054 capturas/noite*câmara) e na área controlo de Corço (0,009 capturas/noite*câmara). No rigoroso inverno que se fez sentir na Serra do Marão a presença da espécie apenas se confirmou por uma vez na área de controlo definida para esta espécie (0,009 capturas/noite*câmara) (*vide* Tabela 9).

Na Figura 22 apresentam-se os locais onde esta espécie foi capturada nas diferentes épocas de amostragem.

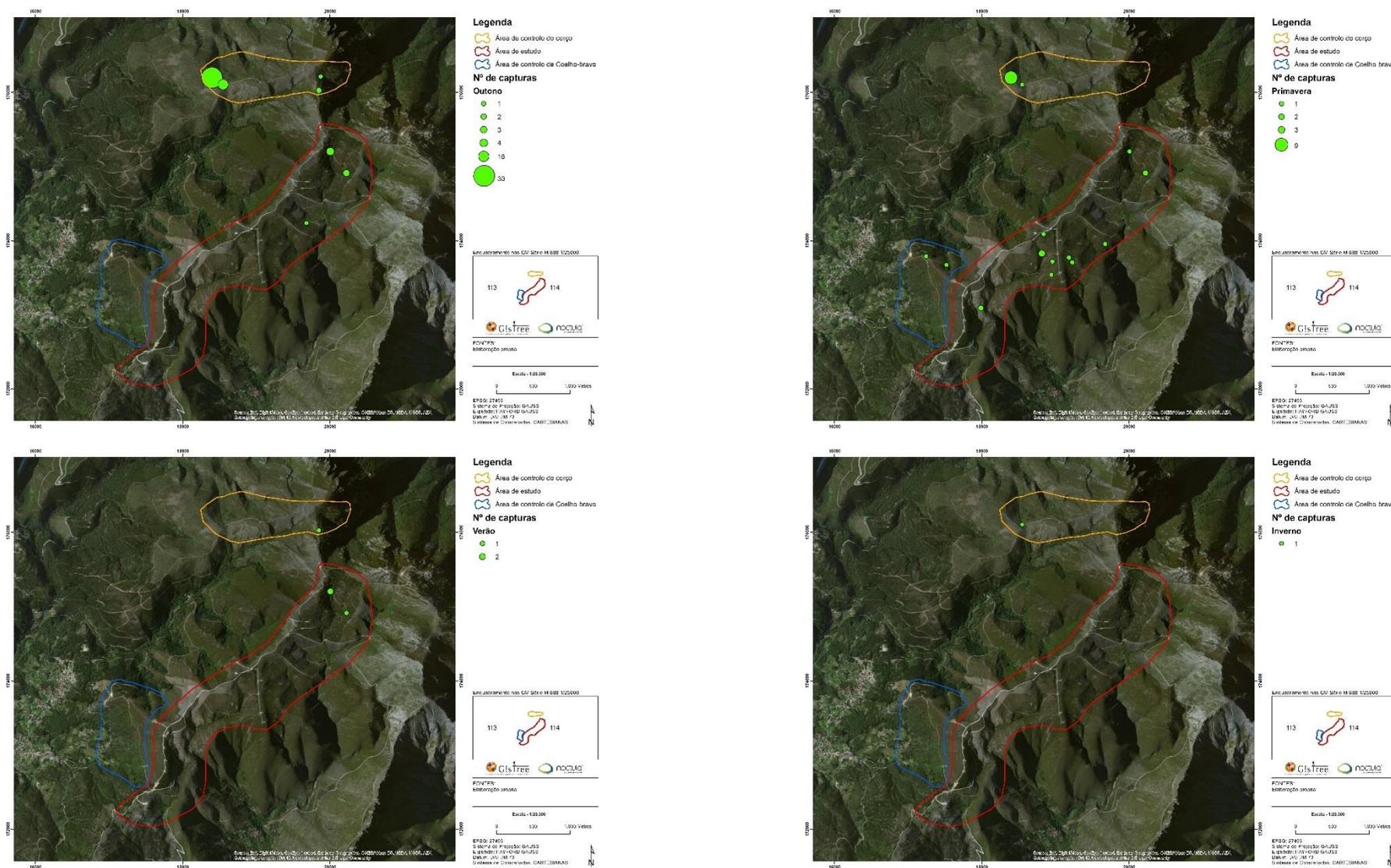


Figura 22: Representação espacial dos locais onde se registaram as vídeo-capturas de Corço em cada época de amostragem do Ano III do triénio 2013-2016.

A utilização da vídeo-armadilhagem possibilitou um enorme enriquecimento do conhecimento da distribuição da espécie nas áreas estudadas. Enquanto a técnica da procura de indícios em transectos lineares apenas possibilitou a confirmação da presença da espécie num único transecto, esta técnica complementar confirmou os dados obtidos nos transectos lineares e deu a conhecer a utilização de múltiplas novas áreas, possibilitando ainda a determinação do grau de utilização de cada área. Assim, verificou-se que a espécie está presente um pouco por toda a área de estudo. Na zona sul apenas ocorreram duas vídeo-capturas próximas do transecto T6. Também na área de controlo de Coelho-bravo a espécie foi detetada uma única vez. O núcleo populacional de Corço parece estar localizado na zona oeste da área controlo definida para esta espécie, onde foram obtidas 57 vídeo-capturas (71,3% do total) (*vide* Figura 22).

Na Figura 23 encontra-se representada a variação sazonal do número de indivíduos capturados por câmara, por noite ao longo das diversas fases de monitorização do triénio 2013-2016.

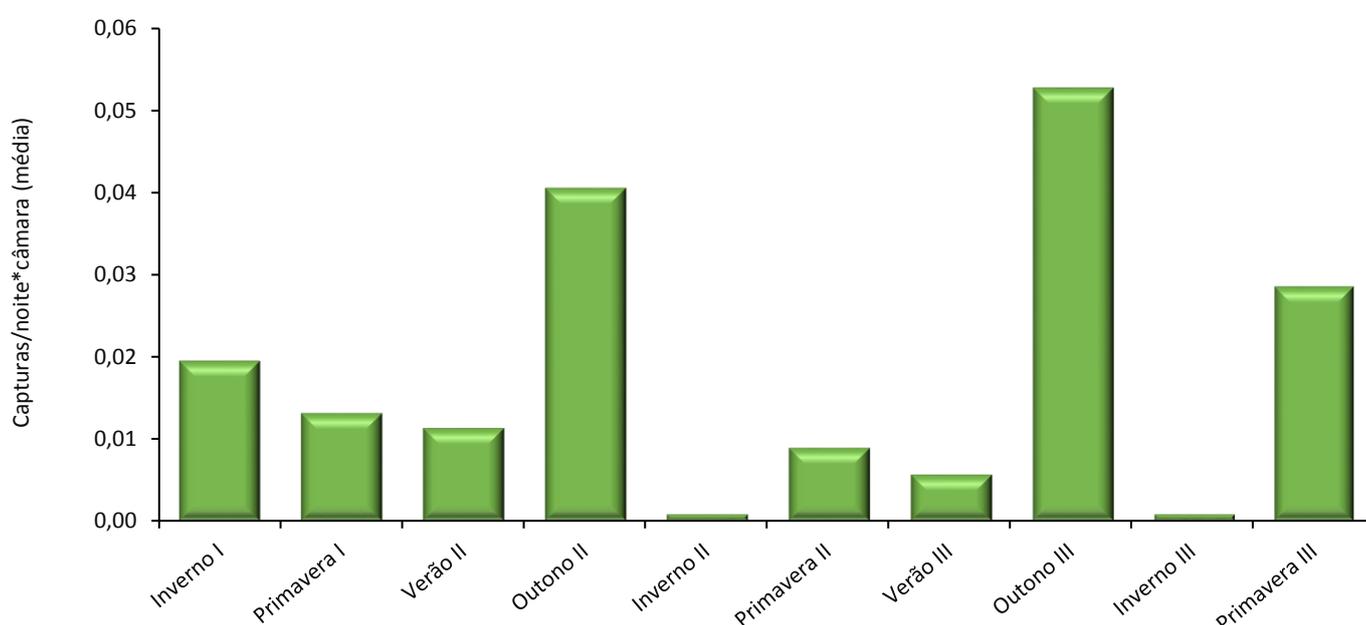


Figura 23: Variação do número médio de capturas/noite*câmara de Corço para cada uma das épocas amostradas no triénio 2013-2016.

Também a variação sazonal, obtida com a aplicação desta técnica é bastante mais esclarecedora. Considerando os valores médios obtidos para cada época de amostragem (incluindo as duas amostragens da fase de monitorização do Ano I – inverno I e primavera I e as quatro campanhas de monitorização do Ano II – verão II, outono II, inverno II e primavera II), pode verificar-se que os valores de atividade mais elevados ocorreram durante a estação de outono do segundo e terceiro anos de amostragem. As épocas de inverno, à exceção da época de inverno do Ano I, parecem apresentar valores de atividade significativamente inferiores (*vide* Figura 23). Parece haver variações importantes entre as diferentes épocas de amostragem em cada ano, não se evidenciando qualquer tipo de padrão anual nos valores dos índices de utilização da zona da Serra do Marão.

Na Figura 24 apresentam-se alguns registos de Corço obtidos durante as campanhas de vídeo-armadilhagem.



Figura 24: Registo de imagens de Corço (*Capreolus capreolus*) durante as campanhas de vídeo-armadilhagem.

4.8. LOBO-IBÉRICO

Relativamente ao Lobo-ibérico importa referir que, durante os três anos do programa de monitorização, não foi identificado qualquer indício da sua presença, no total dos transectos monitorizados.

Relativamente aos pontos de vídeo-armadilhagem, a ausência de registos de Lobo-ibérico foi igualmente comprovada, ao longo de toda a fase de monitorização.

Complementarmente, durante o período de estudo foram comunicados às autoridades competentes (Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas - ICNF), 15 ataques atribuídos a Lobo-ibérico (*Canis lupus*) na área contígua à área de estudo. Estes ataques ocorreram, nas freguesias de Campeã (1 ataque) e Vila Marim (14 ataques), no concelho de Vila Real. Importa salientar que nenhum dos ataques foi registado na área da Serra do Marão. A freguesia da Campeã dista, em linha reta, aproximadamente 5 quilómetros a norte da área de estudo enquanto a freguesia de Vila Marim se encontra a cerca de 11 quilómetros a nordeste.

Comparativamente com o ano anterior, o número de ataques atribuídos a Lobo-ibérico nesta região sofreu uma ligeira diminuição.

Na Tabela 10 são apresentados os dados de ataques de Lobo comunicados ao ICNF, durante o terceiro ano do programa de monitorização.

Tabela 10: Ataques de Lobo-ibérico, comunicados ao ICNF, em áreas adjacentes à Serra do Marão.

Nº DE ATAQUES	FREGUESIA	CONCELHO	DATA DA OCORRÊNCIA
1	Campeã	Vila Real	29-09-2015
1	Vila Marim	Vila Real	13-07-2015
1	Vila Marim	Vila Real	26-07-2015
1	Vila Marim	Vila Real	05-09-2015
1	Vila Marim	Vila Real	19-09-2015
1	Vila Marim	Vila Real	11-10-2015
1	Vila Marim	Vila Real	27-10-2015
1	Vila Marim	Vila Real	17-11-2015
1	Vila Marim	Vila Real	19-11-2015
1	Vila Marim	Vila Real	24-11-2015
1	Vila Marim	Vila Real	28-01-2016
1	Vila Marim	Vila Real	04-02-2016
1	Vila Marim	Vila Real	21-03-2016
1	Vila Marim	Vila Real	02-04-2016
1	Vila Marim	Vila Real	03-04-2016

4.9. JAVALI - ÍNDICES FAUNÍSTICOS

Como informação adicional e complementar, apresenta-se o índice de atividade de Javali (*Sus scrofa*), resultante dos trabalhos, de monitorização realizados nas quatro estações do ano, levadas a cabo neste terceiro ano de monitorização do triénio 2013-2016. Para o cálculo deste índice foram utilizados os pontos de vídeo-armadilhagem definidos para a monitorização do Coelho-bravo, de Corço e de Lobo-ibérico, de forma a aferir se estes locais constituem uma zona de presença de Javali. Adicionalmente, a partir do segundo ano de monitorização foi realizado um maior esforço de amostragem, passando a registar-se todos os indícios de presença de Javali resultantes da prospeção dos transectos lineares. Considera-se que a apresentação desta informação adicional é pertinente, uma vez que o Javali é uma das principais presas selvagens do Lobo-ibérico.

4.9.1. TRANSECTOS LINEARES

Na Tabela 11 encontram-se os resultados do IQA de Javali, obtidos em cada transecto monitorizado em cada época de amostragem no Ano III do triénio 2013-2016. No caso do javali consideraram-se as mesmas áreas controlo definidas para o Coelho-bravo e para o Corço.

Tabela 11: Índice Quilométrico de Abundância de indícios de presença de Javali para cada transecto, em cada época de amostragem do Ano III do triénio 2013-2016.

CAMPANHA	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	CONTROLO	TOTAL
Verão	2	0	1	0	0	0	4	1,5	0,94
Outono	2	1	2	1	0	0	2	3	1,22

CAMPANHA	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	CONTROLO	TOTAL
Inverno	2	2	1	0	1	0	1	1,5	0,94
Primavera	2	2	2	0	2	1	2	2,5	1,50

Ao longo do terceiro ano de monitorização do triénio 2013-2016 foi possível identificar a presença de Javali (*Sus scrofa*) por 50 ocasiões. A presença desta espécie foi detetada em todas as épocas de amostragem com principal incidência nos transectos T1, T3 e T7 (vide Tabela 11). As campanhas de monitorização de outono e primavera foram as que apresentaram valores do índice quilométrico de abundância mais elevados (1,22 e 1,50 indícios/km, respetivamente).

As zonas onde foram detetados indícios da presença desta espécie, nas várias épocas fenológicas amostradas, estão representadas na Figura 25.

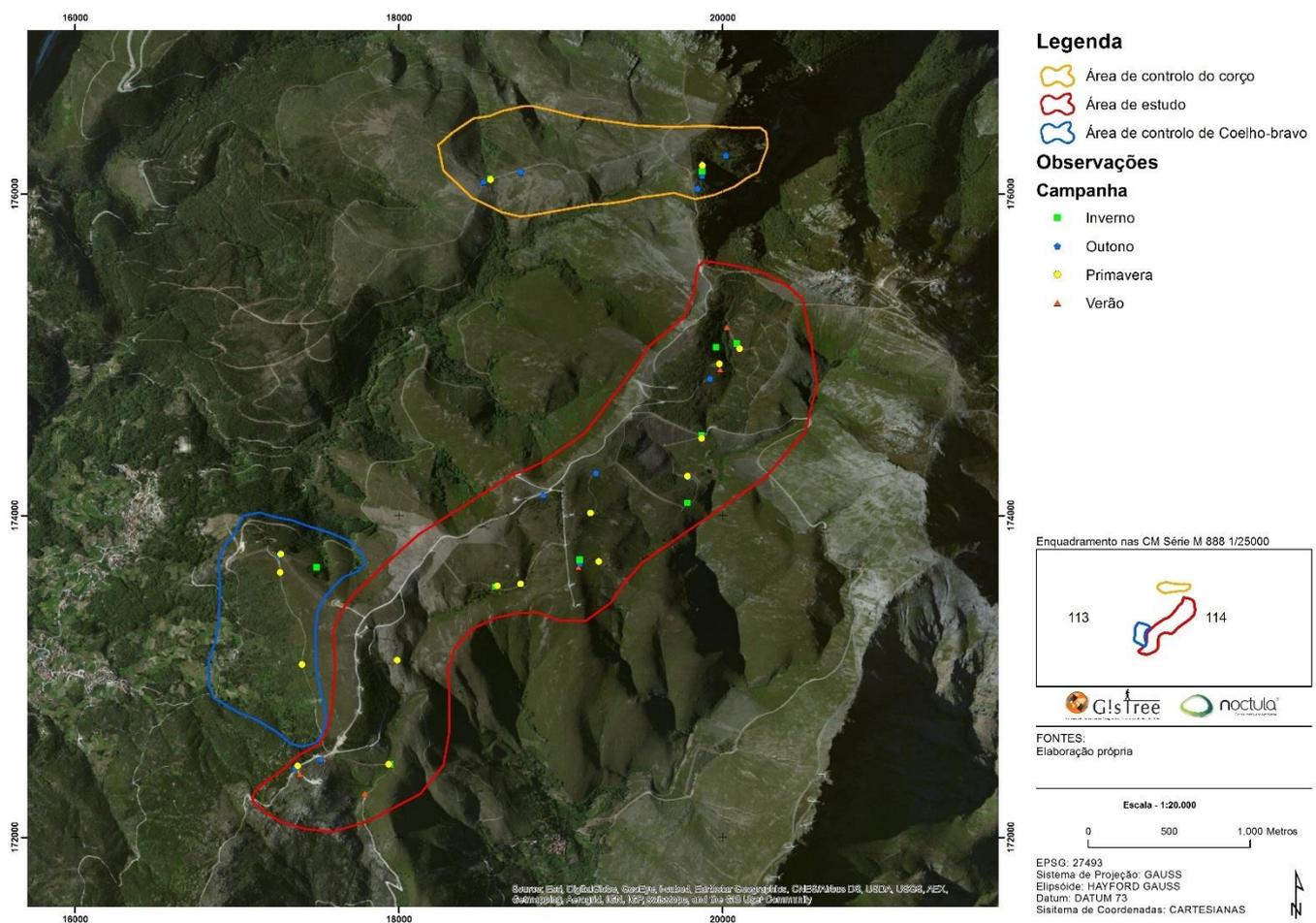


Figura 25: Localização dos indícios de Javali detetados em cada época de amostragem do Ano III do triénio 2013-2016.

Verificou-se que a distribuição de Javali, determinada através da presença de indícios, é relativamente generalizada e homogénea pela área experimental e respetivas áreas de controlo.

Para analisarmos as tendências sazonais obtidas com esta técnica de amostragem consideraram-se igualmente os resultados obtidos nas campanhas da fase de monitorização, realizadas ao longo do primeiro ano de amostragem (inverno I e primavera I) e

as quatro campanhas realizadas ao longo do segundo ano de monitorização (verão II, outono II, inverno II e primavera II) (vide Figura 26).

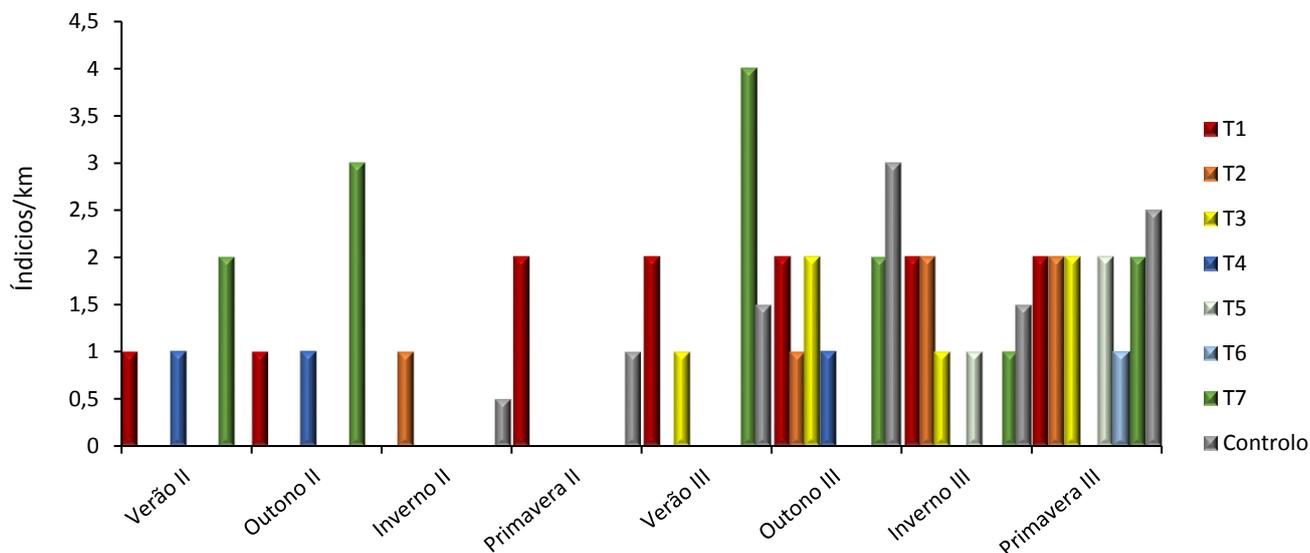


Figura 26: Variação sazonal do número de indícios da presença de javali detetados em cada época de monitorização.

A deteção de indícios da presença desta espécie, principalmente nos casos das fuçadas e pegadas, parece registar uma tendência para o aumento dos valores do índice quilométrico de indícios desta espécie ao longo dos anos de aplicação do plano de monitorização. Outra tendência que se observa nos dados recolhidos é a deteção mais generalizada da presença da espécie tanto na área de estudo como nas áreas de controlo. Ao contrário de anos anteriores, no terceiro ano de monitorização do triénio 2013-2016 a presença de javali foi detetada em quase todos os transectos, em todas as épocas de amostragem (vide Figura 26).

4.9.2. VÍDEO-ARMADILHAGEM

Na Tabela 12 encontram-se os resultados do IQA de javali, obtidos em cada transecto monitorizado em cada época de amostragem no Ano III do triénio 2013-2016.

Tabela 12: Índice de atividade de Javali durante a fase de monitorização do Ano III do triénio 2013-2016.

CAMPANHA	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	CONTROLO COELHO	CONTROLO CORÇO E LOBO	MAROÇO	SEMENTEIRA
Verão	0,071	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,036	0,036	0,009	0,000	0,000
Outono	0,071	0,054	0,071	0,000	0,036	0,107	0,125	0,250	0,152	0,014	0,007
Inverno	0,071	0,036	0,000	0,000	0,036	0,000	0,000	0,009	0,009	0,000	0,007
Primavera	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,107	0,250	0,036	0,063	0,007	0,007

Durante os trabalhos de campo da fase de monitorização do terceiro ano do triénio 2013-2016 foram obtidas 129 vídeo-capturas de javali: 11 capturas na época de verão, 74 na época de outono, 11 na amostragem de inverno e 33 capturas na primavera. Esta espécie apenas não foi registada no transecto T4, tendo mesmo sido capturada nas áreas onde se realizaram sementeiras (3 capturas) e junto a alguns dos maroços construídos (3 capturas) (vide Tabela 12).

Os índices de captura de javali foram mais elevados na amostragem de outono onde se atingiram valores de 0,25 capturas/noite*câmara na área controlo de coelho e de 0,125 capturas/noite*câmara no transecto T7. Durante a primavera os valores obtidos foram um pouco mais baixos embora se tenham obtido valores de 0,250 capturas/noite*câmara no transecto T7 e valores de 0,107 capturas/noite*câmara no transecto T6. Nas amostragens de verão e de inverno os valores obtidos foram bastante similares não se tendo obtido valores superiores a 0,071 capturas/noite*câmara.

Na Figura 27 apresentam-se os locais onde esta espécie foi capturada nas diferentes épocas de amostragem.

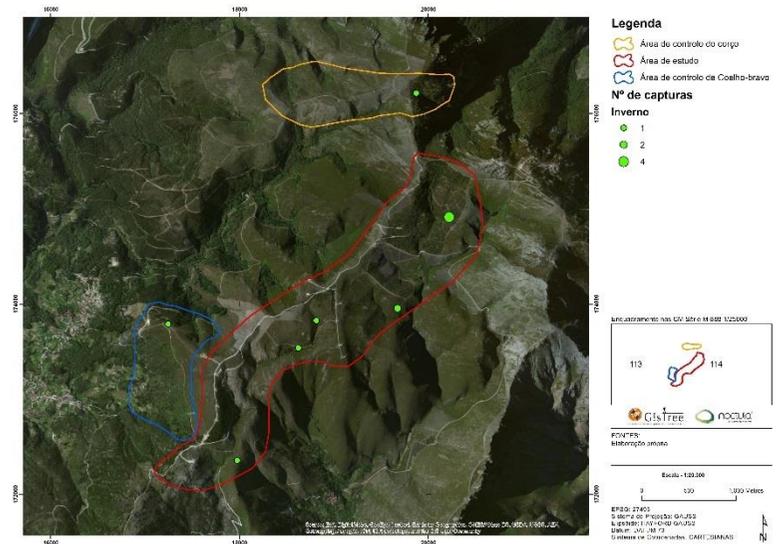
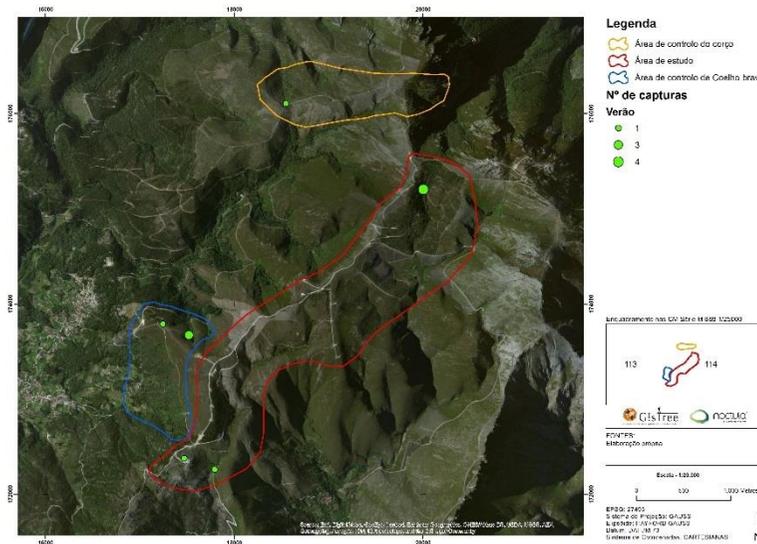
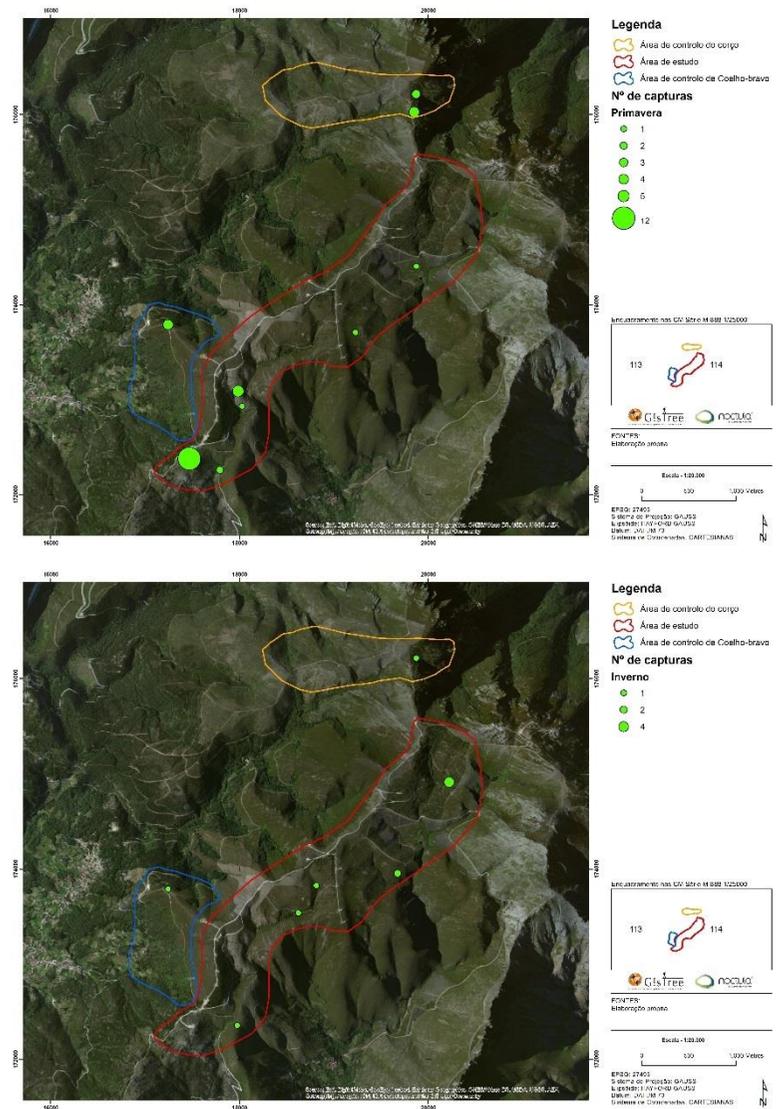
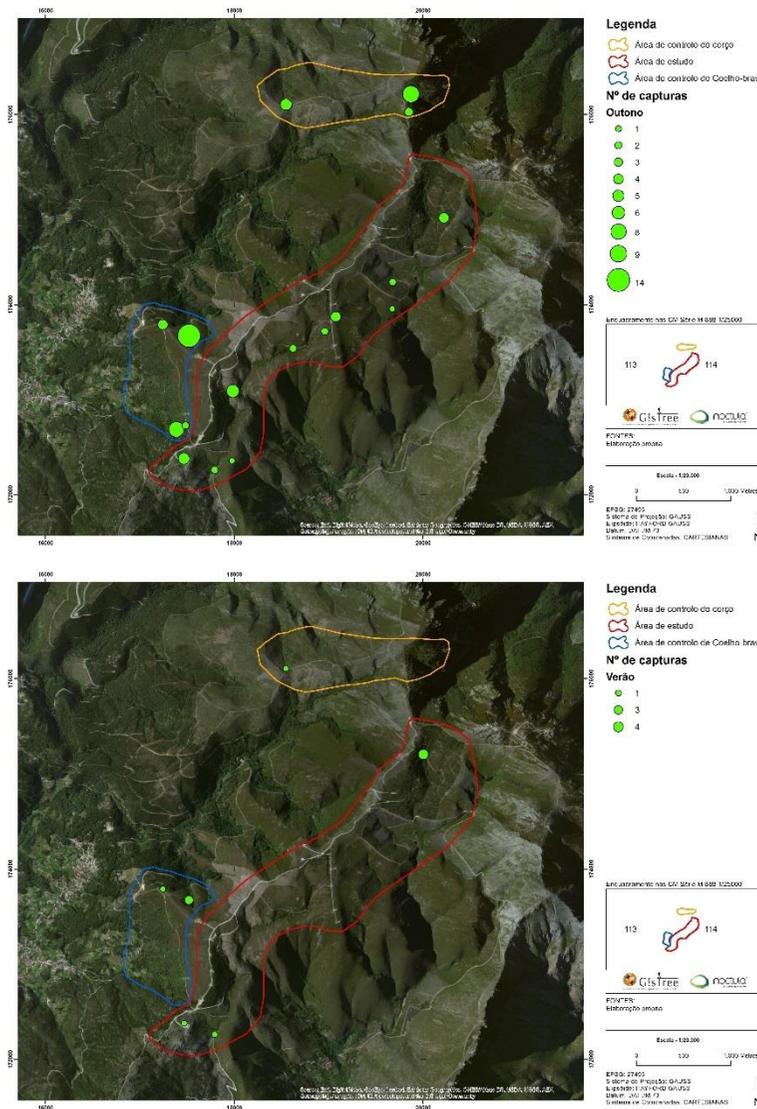


Figura 27: Localização espacial dos registos de Javali obtidos por vídeo-armadilhagem, em cada uma das épocas amostradas no Ano III do triénio 2013-2016.

Esta espécie parece estar presente de forma relativamente regular por toda a área de estudo e em ambas as áreas de controlo (vide Figura 27).

Na Figura 23 encontra-se representada a variação sazonal do número de indivíduos capturados por câmara, por noite ao longo das diversas fases de monitorização do triénio 2013-2016.

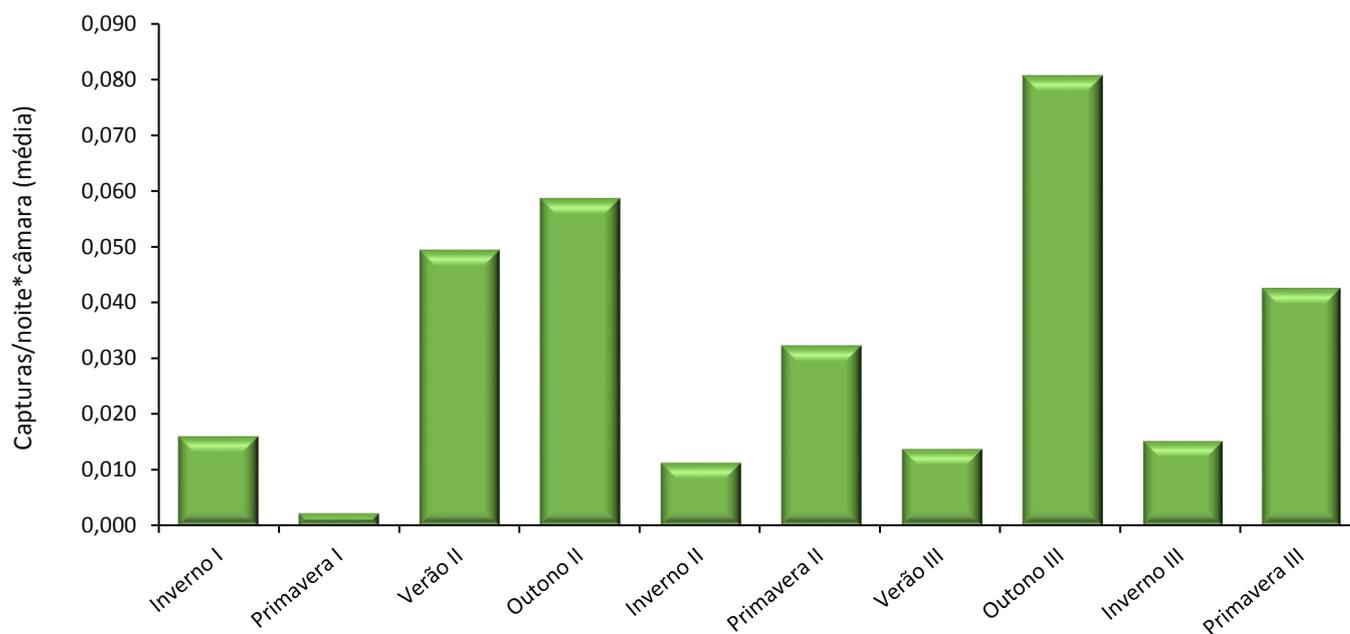


Figura 28: Variação sazonal do número médio de capturas/noite*câmara de javali para cada uma das épocas amostradas.

No caso do javali, o padrão de variação sazonal obtido, mostra valores médios de atividade claramente mínimos nas épocas de inverno. Os índices de atividade mais elevados parecem estar associados às amostragens de outono (vide Figura 28).

Na Figura 29 apresentam-se alguns registos fotográficos de Javali efetuados nas campanhas de vídeo-armadilhagem.





Figura 29: Registo de imagens de Javali (*Sus scrofa*) durante as campanhas de vídeo-armadilhagem do Ano III do triénio 2013-2016.

5. DISCUSSÃO E INTERPRETAÇÃO DE RESULTADOS OBTIDOS

Neste capítulo apresenta-se a discussão, interpretação e avaliação dos resultados obtidos durante os trabalhos de implementação e monitorização de medidas compensatórias na Serra do Marão do triénio 2013-2016, para o Coelho-bravo, Corço e o Lobo-ibérico.

5.1. MONITORIZAÇÃO DE COELHO-BRAVO, CORÇO E LOBO-IBÉRICO

A análise e discussão do estado atual das populações de Coelho-bravo, Corço e Lobo-ibérico tiveram por base os dados obtidos para a abundância relativa, índice quilométrico de abundância, índice de atividade, assim como os padrões de utilização espaciotemporal da área de estudo e das áreas controlo.

A imperiosa necessidade de reajustar o plano de implementação de medidas de gestão e respetiva monitorização às condições existentes no terreno, fez com que os resultados obtidos nas duas primeiras épocas de amostragem (fase de ensaio) não pudessem ser considerados para a análise geral, já que os locais e as condições de trabalho foram muito distintos.

A monitorização da população de Coelho-bravo na Serra do Marão, que decorreu nestes últimos três anos (entre junho de 2013 e maio de 2016), permitiu confirmar que os níveis populacionais desta espécie são extremamente baixos e a sua distribuição geográfica bastante fragmentada e limitada.

Os resultados obtidos parecem apontar para a estabilização do número de registos e para a normal oscilação sazonal típica desta espécie. Importa destacar igualmente neste terceiro ano de monitorização a obtenção de alguns registos em novos locais e a extinção de outros núcleos detetados anteriormente, o que pode indicar alguma capacidade destas populações para estabelecerem novos núcleos populacionais na Serra do Marão. No entanto, as perspetivas de evolução, tendo por base os poucos registos obtidos, deverão ser conservadoras e pouco otimistas.

A frágil situação das populações de Coelho-bravo nesta área poderá estar relacionada com o facto de, em meados de 2012, uma nova estirpe da doença Vírica Hemorrágica ter sido confirmada em Portugal. Esta nova estirpe viral, de origem desconhecida, propagou-se desde finais de 2012 por todo o território nacional, estando associada a uma elevada taxa de mortalidade (70% a 80%) de acordo com os valores fornecidos pelos gestores cinegéticos. Valores desta magnitude apenas foram registados aquando do aparecimento da doença Vírica Hemorrágica tradicional (DHV) em 1990. Tratando-se de uma nova estirpe altamente contagiosa, facilmente se propagou, sendo que a maioria dos coelhos terá morrido dentro das tocas (Fençada, 2013).

Por outro lado, os incêndios que deflagraram na Serra do Marão trouxeram igualmente algumas consequências negativas para as populações de Coelho-bravo e de Corço. Apesar de alguns indivíduos poderem sobreviver à passagem do incêndio, a disponibilidade de alimento e, mais importante, de abrigo, é significativamente afetada. Assim, os efeitos dos incêndios sobre as populações destas espécies são bastante nefastos e poderão perdurar por vários anos.

Os registos de Corço obtidos neste trabalho parecem estar intimamente associados à presença de manchas florestais, quer de folhosas quer de resinosas, refletindo as preferências de *habitat* características desta espécie. O número de registos obtidos

através da vídeo-armadilhagem parece indicar um aumento da abundância de Corço nas áreas estudadas. No entanto, com o progredir dos trabalhos foi possível identificar um importante alargamento da área de ocorrência desta espécie quando comparado com os resultados obtidos nos dois primeiros anos do triénio 2013-2016.

O Javali apresenta níveis de atividade e áreas de ocorrência consideravelmente mais elevados e abrangentes. Ao contrário das populações de Corço e de Coelho-bravo, os índices de atividade das populações de Javali parecem apresentar um aumento anual estável tanto ao nível da abundância como ao nível da área de ocorrência.

Mesmo que não tivesse ocorrido qualquer tipo de dano sobre os maroços e sementeiras, os efeitos das medidas de gestão de *habitat* implementadas seriam sempre condicionados pelas baixas densidades de Coelho-bravo existente nas áreas intervencionadas à data de início dos trabalhos. Assim, tendo em conta todas as dificuldades operacionais de implementação e manutenção destas medidas, podemos afirmar que, seria difícil obter melhores resultados e produzir um incremento significativo nas populações de Coelho-bravo da Serra do Marão. Também o horizonte temporal de aplicação das medidas e monitorização das suas consequências pode ainda não ter sido suficiente para que os efeitos se façam sentir. Isto é, os efeitos produzidos pela implementação de sementeiras e maroços podem apenas começar a ser notórios quatro ou cinco anos após a implementação e manutenção das medidas (Santos, 2009).

O complemento da técnica dos transectos de prospeção de indícios com a técnica de vídeo-armadilhagem, aumentou significativamente a obtenção de dados. Em alguns locais monitorizados só foi possível registar Coelho-bravo, Corço ou mesmo Javali, graças ao recurso à técnica de vídeo-armadilhagem. Esta técnica foi particularmente importante no caso da deteção de Corço, cujos indícios da sua presença são, regra geral, de muito difícil deteção. Também nos locais com ocorrência de populações de baixa ou muito baixa densidade, a aplicação de estações de vídeo-armadilhagem mostrou ser uma técnica de elevado valor para a confirmação da presença das espécies em estudo.

Os trabalhos de monitorização de Lobo-ibérico desenvolvidos entre 2001 e 2004 por outras equipas de trabalho, apenas permitiram referenciar a presença desta espécie como de ocorrência provável e com algum significado até ao ano de 2004 na envolvente da Serra do Marão (LEA, 2012). A monitorização do Lobo-ibérico realizada entre os anos de 2004 e 2011, na área afetada pela instalação dos Parques Eólicos, revelou uma diminuição de prejuízos recentes atribuídos a esta espécie, bem como, o desaparecimento de indícios da sua atividade/ocorrência na área de estudo (LEA, 2012). Atualmente parece manter-se a ausência desta espécie da Serra do Marão já que não houve quaisquer registos de indícios ou de qualquer indicação de presença de indivíduos nos pontos de monitorização de vídeo-armadilhagem. Também a ausência de prejuízos atribuídos ao Lobo-ibérico na Serra do Marão indicia a ausência desta espécie na área estudada. Os registos confirmados da presença desta espécie mais próximos da área de estudo são os ataques registados pelos serviços do ICNF na freguesia de Campeã. Apesar de se terem registado ataques nesta zona nos três anos de monitorização, estes distam cerca de 5 quilómetros em linha reta da área de estudo, com diversos obstáculos de complicada transposição como é o caso da autoestrada A4/IP4. Não obstante, e de acordo com os resultados apurados ao longo do programa de monitorização na Serra do Marão, verifica-se que a Serra acolhe presas silvestres e domésticas importantes para este predador embora, com níveis populacionais pouco elevados, com exceção dos rebanhos de gado caprino que poderão atingir as 700 cabeças durante o verão.

5.2. AVALIAÇÃO DA EFICÁCIA DAS MEDIDAS DE GESTÃO DE *HABITAT* DE COELHO-BRAVO E CORÇO

Segundo Cavalete *et al.* (2004) e Fernández (2005), as maiores abundâncias de Coelho-bravo encontram-se em zonas de bosque e mato arbustivo, intercaladas com clareiras de pastoreio ou cultivo agrícola. Em zonas onde não se verifica uma paisagem em mosaico, este lagomorfo parece escolher locais de maior densidade arbustiva, em detrimento de zonas que apenas oferecem alimento (Lombardi *et al.*, 2007). Alguns autores referem ainda que as zonas densamente florestadas não parecem fazer parte das preferências deste mamífero (Monzón *et al.*, 2004; Delibes-Mateos *et al.*, 2008).

De acordo com o anteriormente referido, é possível afirmar que a área de estudo, não apresenta condições favoráveis à presença e desenvolvimento das populações de Coelho-bravo. A área em estudo (384 hectares) apresenta apenas 4 classes de ocupação de solo mais importantes: Matos baixos que ocupam cerca de 59% da área; Povoamentos de resinosas aproximadamente 20%; Matos altos 16% e Áreas rupícolas 5%. Deste modo, os trabalhos realizados na área de estudo foram ao encontro das principais necessidades do Coelho-bravo: a criação de uma paisagem em mosaico que disponibilize, simultaneamente, alimento e refúgio.

No primeiro ano foram executadas medidas de gestão de *habitat* direcionadas ao Coelho-bravo e, indiretamente, também ao Corço. As medidas de gestão implementadas no terreno contemplaram, a abertura e preparação das áreas a semear, sementeiras de espécies de gramíneas e leguminosas, construção de abrigos artificiais e criação de um corredor ecológico com recurso à plantação de bétulas. Foram igualmente construídos 5 marçoços ou abrigos artificiais para Coelho-bravo, nas imediações de núcleos de sementeiras criando locais com características mais favoráveis à instalação e crescimento de populações de Coelho-bravo.

Apesar do esforço operacional, físico e financeiro, as sementeiras e as plantações de bétulas realizadas no primeiro ano do projeto, foram completamente destruídas pelo pastoreio intensivo de cabras, ovelhas e vacas que diariamente percorrem toda a área da Serra do Marão. Assim, durante o segundo e terceiro anos da implementação do plano de monitorização, o objetivo de aumentar a disponibilidade de alimento não foi atingido uma vez que, toda a vegetação que existia nas áreas desmatadas e semeadas foi alvo de herbívora pelo gado que pastoreia a Serra do Marão.

No caso dos abrigos artificiais (marçoços), apesar de bastante robustos, sofreram igualmente alguma destruição por parte do gado caprino mantendo, no entanto, a sua funcionalidade. Apesar de já terem sido criados há cerca de três anos, alguns dos marçoços praticamente não sofreram renaturalização, já que as cabras que percorrem regularmente a Serra têm vindo a alimentar-se das ervas e pequenos arbustos que ali vão crescendo.

Todos os condicionamentos registados colocam em causa a implementação do plano de medidas de compensação dos parques eólicos da Serra do Marão, tal como tinha sido inicialmente planeado. Relativamente às sementeiras torna-se impraticável criar cercados em todas as áreas, uma vez que totalizam 5 hectares distribuídos por 50 pequenas parcelas e, tal ação impediria a sua utilização por parte do Corço.

Quanto à plantação de bétulas para a criação de corredores ecológicos, as árvores plantadas no primeiro ano de implementação do plano (Ano I do triénio 2013-2016) foram, como já referido, totalmente destruídas pelas cabras. As árvores plantadas no segundo ano, já com uma proteção de rede ovelheira para impedir a predação por parte dos rebanhos, apesar de não terem sido predadas, infelizmente não resistiram ao forte calor e falta de precipitação que se fez sentir nesse ano. As quinze árvores plantadas

no terceiro ano do triénio 2013-2016 e também protegidas com uma pequena vedação de rede ovelheira, parecem, até à data de encerramento do presente relatório, apresentar um desenvolvimento normal e com elevada taxa de sobrevivência.

Outro importante condicionamento que leva ao reduzido sucesso da implementação do plano de gestão de *habitat*, a fim de aumentar a densidade de Coelho-bravo, é a baixa densidade populacional desta espécie na Serra do Marão. Segundo Guil (2009), as medidas de gestão de *habitat* devem ser realizadas em locais com populações com densidades consideráveis de Coelho-bravo. Assim, para se alcançar os objetivos desejados com estas medidas, seria necessário que a situação inicial das populações de Coelho-bravo fosse significativamente melhor. Nestas condições, os esforços dirigidos ao fomento dos efetivos populacionais de Coelho-bravo terão resultados pouco significativos até que as suas populações aumentem expressivamente.

Os resultados obtidos por Santos (2009) no vale do Rio Sabor, indicam que o impacto dos maroços nas populações de Coelho-bravo não se fazem sentir tão rapidamente como no caso das sementeiras, dado que os animais levam algum tempo a detetar e a reconhecer a estrutura como um local seguro para abrigo e reprodução. No estudo efetuado por Santos (2009) verificou-se igualmente que o aumento na taxa de ocupação dos maroços coincidiu com o aumento geral da abundância relativa das populações de Coelho-bravo. Esta situação poderá indicar que os maroços construídos na área de estudo da Serra do Marão poderão vir a ser ocupados caso a abundância relativa desta espécie aumente. De momento, sendo a população de Coelho-bravo residual, o sucesso ambicionado para estas estruturas ainda está longe de ser alcançado.

6. CONCLUSÕES

O presente documento foi desenvolvido no âmbito da implementação das medidas de gestão do *habitat* e da monitorização de Coelho-bravo, Corço e Lobo-ibérico, inscritas na DIA dos Parques Eólicos de Seixinhos, Teixeira, Penedo Ruivo e Mafômedes (processos de Pós-Avaliação nº 40, 57, 65 e 168), e de acordo com requisitos estabelecidos na fase de RECAPE e do PGM da Serra do Marão.

O principal objetivo do Plano de Gestão e Monitorização de Coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*), Corço (*Capreolus capreolus*) e Lobo-ibérico (*Canis lupus signatus*), foi o fomento das populações de Coelho-bravo e Corço, através da melhoria das condições de *habitat*.

Neste sentido, foi realizado um grande esforço na implementação das ações de gestão de *habitat* no terreno, tendo sido criadas 50 pequenas áreas (5 ha no total) onde se procedeu à realização de sementeiras. Nas imediações das áreas semeadas foram também construídos 5 abrigos artificiais direcionados às populações de Coelho-bravo. Foi igualmente levada a cabo a plantação de 80 bétulas (50 no primeiro ano, 15 no segundo ano e 15 no terceiro ano do triénio 2013-2016), com o objetivo de desenvolver um corredor ecológico que venha a fazer a interligação de dois povoamentos florestais existentes, aumentando e melhorando, assim, as condições para a ocorrência de Corço.

Todas as ações implementadas no terreno foram negativamente afetadas pelo pastoreio intensivo de cabras, ovelhas e vacas que ocorre na Serra do Marão, colocando em causa o sucesso das medidas de compensação. Não se definem medidas de mitigação para este problema já que, a criação de barreiras que impeçam o pastoreio, para além de impraticável dada a dimensão da área de intervenção, impedirá simultaneamente o acesso a estas áreas por espécies como o Corço.

De acordo com os Planos de Gestão e Monitorização de Coelho-bravo, Corço e Lobo-ibérico, foram determinados índices de abundância relativa ou de atividade das populações alvo das medidas de gestão. Os resultados obtidos confirmam a situação crítica em que se encontram as populações de Coelho-bravo, apresentando um reduzido e fragmentado efetivo populacional. Relativamente ao Corço e ao Javali, os resultados obtidos sugerem que os níveis populacionais se encontram aparentemente estáveis, ocorrendo mesmo um ligeiro aumento. No caso do Lobo-ibérico, verificou-se a ausência total de registos na área em estudo.

Em suma conclui-se que o Plano de Gestão e Monitorização de Coelho-bravo, Corço e Lobo-ibérico foi plenamente implementado no terreno. No entanto, alguns condicionalismos não ponderados no delineamento inicial do Plano de Gestão e Monitorização têm dificultado várias fases do projeto e, em alguns pontos, afetado a obtenção dos efeitos pretendidos a curto prazo.

Assim, no âmbito da continuidade destes planos e de forma a obter-se um maior sucesso nos resultados finais, considerou-se pertinente reajustar algumas medidas, que foram discutidas e exploradas no terreno, durante a última reunião de trabalho efetuada com as entidades competentes, nomeadamente APA e ICNF.

Durante a reunião de trabalho que decorreu no dia 05 de maio de 2016, foram discutidos os resultados obtidos durante as campanhas realizadas no triénio de 2013-2016, a continuidade das monitorizações das espécies alvo deste estudo (Coelho, Corço,

Lobo-ibérico e aves de rapina diurnas e noturnas) e as dificuldades da implementação das medidas de gestão dos *habitats*. Ficou acordado, entre as partes envolvidas, que face a todos os condicionamentos registados nas sementeiras e marçoços, torna-se impraticável continuar com a implementação destas medidas pelo que, no decorrer do próximo triénio (2016 a 2019), não serão efetuadas sementeiras e construídos novos marçoços. No entanto, será avaliada a recuperação das áreas de sementeira, através da germinação das sementes que existem atualmente no solo, e a recuperação da vegetação envolvente aos marçoços. No que concerne à promoção da criação de um corredor ecológico entre as manchas florestadas, para potenciar a movimentação de Corço e Lobo, serão plantadas em cada ano do triénio 2016-2019, 50 bétulas dentro da área definida, mas em zonas onde já existem alguns exemplares desta espécie, na tentativa de aproveitar as zonas onde a espécie se desenvolveu e de aumentar a densidade e área dessas manchas.

Em termos gerais, considera-se que a metodologia aplicada nos últimos anos, permite monitorizar as populações de Coelho-bravo, Corço e Lobo-ibérico, pelo que será mantida, tal como está delineada, no próximo triénio de 2016-2019.

7. BIBLIOGRAFIA

- Alves, P. C. & Ferreira, C. (2002). Determinação da abundância relativa das populações de coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus algirus*) em Portugal Continental. Relatório final ao abrigo do Protocolo de Colaboração no âmbito do projeto “Revisão do Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal”. CIBIO-UP/ICN. 20 pp.
- Barroso, I. M. (1994). Bases para a conservação e gestão do Corço (*Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758) no Parque Nacional da Peneda-Gerês. Relatório de Estágio para a obtenção da licenciatura em Recursos Faunísticos e Ambiente, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.
- Beltram, (1991). Temporal abundance pattern of the wild rabbit. Mammalia. Estación Biológica de Doñana, Sevilla, Spain.
- Branco, M., Ferrand, N. & Monnerot, M. (2000). Phylogeography of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in the Iberian Peninsula inferred from RFLP analysis of the cytochrome b gene. Heredity. 85: 307- 317.
- Cabral, M. J. (coord.), Almeida, J., Almeida P. R., Dellinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M. E., PALMEIRIM, J. M., QUEIRÓZ, A. I., ROGADO, L. & M. SANTOS-REIS (Eds) (2005). *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa. Pp 43-318.
- Carvalho, J. & Gomes, P. (2004). Influence of herbaceous cover, shelter and land cover structure on wild rabbit abundance in NW Portugal. Acta Theoriologica 49 (1): 63-74.
- Carvalho, J. (2001). Distribuição e abundância do Coelho-bravo: Influência da qualidade do habitat e dos predadores. Tese de Mestrado. Departamento de Biologia. Universidade do Minho. 101 pp.
- Cavalete, C., Estrada, R., Ângulo, E., & Cabezas-Ruiz, S. (2004). Habitat factors related to wild rabbit conservation in an agricultural landscape. Landscape Ecology, 19: 531-542.
- Delibes, M. M., Ferrecas, P. & Villafuerte, R. (2008). Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance and protected areas in central-southern Spain: why they not match? Eur J Wildl Res, 55(1): 65-69.
- Delibes, M. & Hiraldo, F. (1979). The rabbit as prey in the Iberian mediterranean ecosystem. Proceedings of the World Lagomorph Conference, Guelph, Canadá.
- Fençaça (2013). A nova estirpe da Vírica Hemorrágica. Propagação/ Prevenção. Federação Portuguesa de Caça, texto de Paula Simões, 29 Novembro 2013.
- Fernández, N. (2005). Spatial patterns in European Rabbit abundance after a population collapse. Landscape Ecology, 20: 897-910.
- Ferreira, C. & alves, P.C. (2005). Impacto da implementação de medidas de gestão do habitat nas populações de coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus algirus*) no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. Relatório final do protocolo de colaboração entre ICN/PNSACV e CIBIO-UP. 95 pp.

- Gibb, J. (1977). Factors affecting population density in wild rabbit, *Oryctolagus cuniculus* (L.), and their relevance to small mammals. *Evolutionary Ecology*. 33-46.
- Gomes, A. (2004). Aplicação de medidas de gestão e sistemas de monitorização de Coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus algirus*). Relatório de estágio. Departamento de Biologia. Universidade de Aveiro. 52pp.
- Gonçalves, M. (1996). Contribuição para o estudo da população de Coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*) da Zona de Caça Nacional da Serra da Cabreira. Relatório de estágio. Faculdade de Ciências. Universidade do Porto. 53 pp.
- Guill, F. (coord.). (2009). Actuaciones de fomento del conejo de monte. Real Federación Española de Caza-Fundación CBD-Hábitat, Madrid.
- Hardy, C., Callou, C., Vigne, J.D., Casane, D., Dennebouy, N., Mounolou, J.C. & Monnerot, M. (1995). Rabbit mitochondrial DNA diversity from prehistoric to modern times. *J. Molecular Evolution* 40: 227- 237.
- Kolb, H. (1991). Use of burrows and movements of wild rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in an area of hill grazing and forestry. *Journal of Applied Ecology*. 28: 892-905.
- LEA. 2012. Plano Geral de Monitorização da Serra do Marão. Relatório Anual VIII (2011). Laboratório de Ecologia Aplicada da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Vila Real, 82pp.
- Lombardi, L., Fernandez, N., Moreno, S. & Villafuerte, R. (2003). Habitat-Related differences in rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance, distribution, and activity. *Journal of Mammalogy* 84 (1): 26-36.
- Lombardi, L., Fernandez, N., Moreno, S. (2007). Habitat use and spatial behavior in the European rabbit in three Mediterranean environments. *Basic and Applied Ecology*, 8: 453-463.
- Lopes, E., Neto, V., Cancela, J. & C. Fonseca (2007). Avaliação da Potencialidade do Maciço da Gralheira (Centro-Norte de Portugal) para três Ungulados. *Galemys*. 19: 83-98.
- Mobisite (2002). Estudo de Impacte Ambiental do Parque Eólico de Penedo Ruivo. Engenharia e Serviços em Telecomunicações.
- Monzón, A., Fernades, P., RodrigueS, N. (2004). Vegetation structure descriptors regulating the presence of wild rabbit in the National Park of Peneda-Gerês, Portugal. *Eur J Wildl Res*, 50: 1-6.
- Moreno, J. & Sebastián, A. (2010). Ungulados silvestres de España: Biología e Tecnologías Reproductivas para su Conservación y Aprovechamiento Cinegético. Instituto Nacional de Investigación e Tecnología Agraria y Alimentaria. Ministerio de Ciencia e Innovación. Madrid.
- Moreno, S. & Villafuerte, R. (1995). Traditional management of scrubland for the conservation of rabbits *Oryctolagus cuniculus* and their predators in Doñana National Park, Spain. *Biological Conservation*. 73: 81- 85.

- Oliveira, T. & Carmo, P. (2000). Distribuição das Principais Presas Selvagens do Lobo Ibérico (*Canis lupus signatus* CABRERA, 1907) a Norte do Rio Douro. Galemys. 12 (nº especial).
- Palomares, F., Calzada, J. & Revilla, E. (1996). El manejo del hábitat y la abundancia de conejos: diferencias entre dos áreas potencialmente idénticas. Revista Florestal. 9 (1): 201-210.
- Pimenta, V. & Correia, J. (2001). Distribuição do Corço (*Capreolus capreolus*) no Parque Natural do Douro Internacional. Análise dos factores ambientais que a condicionam. Parque Natural do Douro Internacional, ICN.
- Protermia – Projectos Térmicos Industriais e de Ambiente. (2001). Estudo de Impacte Ambiental dos Parques Eólicos de Seixinhos e de Teixeiraó-Sedielos. setembro.
- Queirós, F. (1994). Estudo de um Repovoamento de Coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*) no Parque Nacional de Doñana – Factores condicionantes do seu resultado. Tese de Mestrado. Faculdade de Ciências. Universidade do Porto. 92 pp.
- Reino, L., Borralho, R. & Bugalho, J. (2000). Revisão da utilização de culturas para a fauna na gestão de aves cinegéticas. Revista de Ciências Agrárias. XXIII: 48-71.
- Santos, J. 2009. Avaliação do sucesso de medidas de gestão do habitat na recuperação de populações de coelho-bravo e perdiz-vermelha, no vale do Rio Sabor. Mestrado em Ecologia e Gestão Ambiental, Lisboa.
- Silva, C.M. (1992). Estudos para a avaliação do perigo de incêndio no perímetro florestal da Serra do Marão. Relatório Final de Estágio. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real.
- Soriguer, R. (1980). Estructuras de sexos y edades en una población de conejos (*Oryctolagus cuniculus* L.) de Andalucía Occidental. Doñana Acta Vertebrata. 3: 225-236.
- Tellería, J. (1986). Manual para el censo de los vertebrados terrestres. Editorial Raíces, Madrid. 278 pp.
- Torres, R.T., Ferreira, E., Rocha, R.G., Macedo, A., Oliveira, T., Carvalho, J., e Fonseca, C. (2014) Monitorização do lobo a sul do rio Douro - zona Oeste (Ano II). Relatório final. Departamento de Biologia & CESAM. Universidade de Aveiro, Aveiro.
- Villafuerte, R. & Jordan, G. (1991). Valoración y manejo de espécies silvestres: el conejo. Aplicación en la gestión. Centre de Recursos i Documentació del Castell de Montesquiú.
- Villafuerte, R. & Moreno, S. (1997). Predation risk, cover type and group size in European rabbits in Doñana (SW Spain). Acta Theriologica. 42 (2): 225-230.
- Villafuerte, R., Lazo, A. & Moreno, S. (1997). Influence of food abundance and quality on rabbit fluctuations: conservation and management implications in Doñana National Park (SW Spain).