

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO BIOLOGIA ANIMAL



**Estado actual da comunidade de mesocarnívoros no
montado da Serra de Grândola: distribuição e
abundância relativa**

Mestrado em Biologia da Conservação

Duarte João Cardoso Gomes

Dissertação orientada por:

Prof.^a Dra. Margarida Santos-Reis (FCUL-cE3c)

Dr. Luís Miguel Rosalino (FCUL-cE3c)

Agradecimentos

Neste longo, extremamente longo ano realizei este trabalho, a qual me orgulho de chamar de minha tese. Esta foi feita com literalmente suor, horas de vontade e paciência, e com pitada de desaventurança, mas não foi passada sozinha e graças a todo o tipo de apoio que recebi fui capaz de concluir estas páginas de texto e texto.

Antes de mais, quero agradecer à Professora Margarida, por proporcionar a criação deste projecto, que me permitiu trabalhar com estes seres que tanta curiosidade me despertam, e por permitir que pudesse trabalhar na Serra de Grândola onde tanto gostei de estar. Mas também queria agradecer pelos tempos que disponibilizou numa agenda tão apertada, e por mostrar não só o que estava errado, mas como também por conseguir explicar como passar a correcto.

Seguidamente quero agradecer ao Miguel por manter a porta sempre aberta, por me tirar as mais miseráveis dúvidas que tinha e por me guiar num longo percurso de análise e interpretação de dados tão estranhos que me foram aparecendo. Mas acima de tudo quero agradecer por conseguir ler os meus chatos textos iniciais, pois sem os seus comentários e correcções não teria sido capaz de mostrar o que tenho agora.

Por fim queria agradecer ao Centro de Ecologia, Evolução e Alterações Ambientais (cE3c), por me disponibilizar a estação de campo da Herdade da Ribeira Abaixo (HRA), pois foi a partir desta que me foi possível realizar este trabalho, tenha sido no fornecimento da área de estudo, material, estadia e entre outros. Além da HRA, também queria agradecer ao centro por me ter dado como disponível o laboratório 2.5.40, onde muito trabalho foi realizado, também por me mostrarem sempre disponíveis durante várias tarefas deste trabalho.

Contudo, não foi somente graças aos meus orientadores que esta tese se construiu, pois muitos outros tiveram uma grande mão neste trabalho, e por isso quero agradecer aos vários professores e ao seu vastos conhecimentos e dicas, que me ajudaram tanto no início e meio deste trabalho. Entre eles quero agradecer ao Professor Granadeiro pelo seu tempo perdido usado comigo na busca da razão das várias incompatibilidades nas *shapes* da HRA, e às várias dicas que me permitiram criar este lote de mapas no QGIS. Seguidamente, quero agradecer à Professora Otilia, que me permitiu entender a composição da HRA e levar a cabo a uma real divisão de habitats, e aos Professores Francisco e Rebelo por me mostrarem de que a HRA é feita e perceber a sua história.

Além de toda a orientação e conhecimento, esta tese só foi possível graças ao literal uso de mão e pernas na longa busca de dados. Por isso, acho que sem exagero, esta tese sem a tua ajuda Gui não existia, pois foi graças aos 82 dias e 71 noites passados na HRA que eu consegui construir esta tese. Mas também quero agradecer à Maí por toda a ajuda, especialmente quando tive que voltar a Lisboa para poder ir tocar e também à Marta pela ajuda na recolha e por realizar a análise genética dos dejectos, e por conseguir transformar um trabalho de um dia em meia manhã, pois essa foi de facto algo estonteante, ai sim que foi. Ah! Também me disseram que este capítulo tinha que ter mais um nome, por isso: Joana Correia, prontos já está.

Para além dos meus parceiros de campo, também tenho que agradecer ao chapéu-de-chuva verde, por me permitir trabalhar enquanto chovia, aos aquecedores, pois até eu rapei frio, ao grande sacrifício das minhas calças de ganga, não sereis esquecidas, e à Macieira, por me forneceres tão bons frutos. E por fim quero agradecer aos carnívoros por me permitirem saber da sua existência e por não terem medo das minhas armadilhas.

Agora de volta à FCUL. Quero também agradecer a toda a malta que me apoiou e aturou durante todo o processo de escrita, lá tenha sido no piso 5 ou na Biblio, às pequenas leituras e opiniões que deram, às boas distrações que tanto foram precisas, às longas suecadas e jolas passadas no Mocho e por fim à máquina do café do C2 e dos seus quentes bons dias.

Para concluir, quero trazer as minhas graças a casa e assim agradecer aos meus Pais e ao meu irmão, pois para primeiro chegar à FCUL tive que sair de casa, e sem eles aqui nunca teria chegado, sem eles nunca teria sequer começado, e sem eles nunca podia ter terminado.

Sumário

A perda de habitat através da transformação da paisagem provocada pelas actividades humanas é considerada a principal razão do declínio da biodiversidade. Contudo, o abandono progressivo dessas actividades também leva a que haja uma alteração estrutural dos ecossistemas, através de um processo designado por renaturalização. A renaturalização tem consequências para a biodiversidade em geral, e para a comunidade de mesocarnívoros em particular, pois são espécies de níveis tróficos elevados e que têm um papel importante para o bom funcionamento dos ecossistemas.

O presente trabalho tem como objectivo averiguar a situação actual da comunidade de mesocarnívoros numa área da Serra de Grândola, que devido ao abandono progressivo das actividades humanas se encontra submetida a um processo de renaturalização. De modo a avaliar os padrões de distribuição e abundância dos mesocarnívoros foram usadas duas metodologias distintas de pesquisa de indícios de presença: (1) Transectos Pedestres e (2) Armadilhas de Pegadas. Com base nos resultados destas metodologias foi avaliada a influência de diversos parâmetros associados às categorias de uso de solo, altitude e perturbação (e.g., distância a estradas), recolhidos em 183 locais de amostragem (161 nos Transectos Pedestres e 22 nas Armadilhas de pegadas), na abundância relativa (intensidade de uso) da comunidade de mesocarnívoros, e de cada espécie em particular.

No geral, esta comunidade de mesocarnívoros é diversa (composta por sete espécies silvestres – raposa, fuinha, texugo, sacarrabos, geneta, doninha, lontra – e uma doméstica – gato-doméstico), dominada por espécies generalistas e com uma ampla distribuição espacial, não sofrendo uma elevada variação devido ao processo de renaturalização. Também se verificou que estes predadores, como um grupo, usam mais frequentemente áreas com uma maior densidade de subcoberto, em oposição às áreas mais abertas e humanizadas. Contudo, o padrão geral detectado para a comunidade não é igual ao registado para todas as espécies individualmente, sendo que algumas evidenciam uma associação a unidades de uso do solo distintas.

Complementarmente verificou-se uma discrepância entre os resultados obtidos de cada uma das metodologias. Estas diferenças, ao nível da riqueza específica e abundância relativa, devem-se às especificidades de cada método, que os torna adequados à monitorização de espécies-alvo com atributos particulares. Estas discrepâncias revelaram

que a utilização individual de metodologias de amostragem poderá condicionar os resultados obtidos e que o uso simultâneo de ambas permite obter resultados mais fidedignos.

Os resultados obtidos neste trabalho revelaram que a comunidade de mesocarnívoros presente está associada à maior densidade do subcoberto e à heterogeneidade da paisagem. Contudo, a homogeneização, e conseqüente alteração da disponibilidade de recursos, induzida pelo processo de renaturalização, poderá produzir efeitos negativos na riqueza específica da comunidade de mesocarnívoros num futuro próximo.

Palavras-chave: mesocarnívoros; renaturalização; percentagem de subcoberto; métodos de amostragem; conservação

Summary

Habitat loss, due to landscape changes induced by human activities, is considered one of the main reasons for biodiversity decline. However, the progressive rural abandonment also creates a structural change of the ecosystems, through a process named "rewilding". Rewilding processes influence biodiversity in general, and mesocarnivore communities in particular, as these are high trophic level species with crucial roles in ecosystems' functioning.

The present study aimed to assess the current status of the mesocarnivores community in an area of the Grândola's mountains that, due to a progressive rural abandonment, is currently subjected to a rewilding process. To evaluate mesocarnivores distribution and abundance patterns we used two types of sign surveys: (1) foot transects and (2) track-plates. We evaluated the influence of several parameters associated with land use categories, elevation and disturbance factors (e.g., distance to roads), on the overall community and individual species' relative abundance, based on the characteristics of 183 sampling sites (161 in the transects and 22 in the track-plates).

In general, this mesocarnivore community is diverse (with seven wild species – red fox, stone marten, badger, Egyptian mongoose, common genet, least weasel, otter – and one domestic – domestic cat) and dominated by generalist species, with a wide spatial distribution, that has not varied significantly due to the rewilding process. It was also detected that these predators, as a group, used more frequently areas with a denser understory, in contrast to more open and humanized areas, which were less used. Nevertheless, this general community pattern is not perceived from some of the individual species data, with some carnivores showing contradictory associations with the same land use categories.

Additionally, we also detected a discrepancy between results from each methodology. Differences, at species richness and relative abundance level, are due to the intrinsic specificities of each method, which makes them more suitable to detect some species with particular attributes. These differences show that the individual use of a specific sampling method may introduce bias to the obtained results and suggest that the simultaneous use of several methods provides more reliable results.

Overall, the obtained results revealed that in the study area the current mesocarnivore community is more frequently detected in land cover units with higher

understorey density and heterogeneity. However, the rewilding process induces homogeneity, with the consequent changes in resources availability, and this may have negative effects on the mesocarnivore community's species richness and abundance in a near future.

Keywords: mesocarnivores; rewilding; understorey cover; sampling methods; conservation

Índice

Agradecimentos	i
Sumário.....	iii
<i>Summary</i>	v
1. Introdução.....	1
2. Área de Estudo	7
3. Materiais e Métodos	10
3.1. Metodologia de campo.....	10
3.1.1. Caracterização do uso do solo	10
3.1.2. Presença de mamíferos carnívoros	11
3.2. Tratamento de dados	15
3.2.1. Caracterização dos locais de amostragem	15
3.2.2. Estimativas de riqueza específica, abundância relativa e frequência de uso	17
3.3. Análise estatística	18
4. Resultados	21
4.1. Usos do solo da Herdade da Ribeira Abaixo	21
4.1.1. Situação em 2015	21
4.1.2. Evolução dos usos do solo na área de estudo entre 2000 e 2015	23
4.1.3. Representatividade dos locais de amostragem	23
4.2. Riqueza específica	24
4.3. Abundância relativa e frequência de uso dos mesocarnívoros	24
4.3.1. Transectos Pedestres.....	24
4.3.2. Armadilhas de Pegadas.....	25
4.4. Factores ambientais determinantes na detecção das espécies.....	27
4.4.1. Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM).....	27

4.4.2. Análise de Regressão Linear	29
5. Discussão.....	32
5.1. Composição e distribuição da comunidade de mesocarnívoros	32
5.2. Abundância relativa de mesocarnívoros e frequência de uso das unidades de uso do solo.....	33
5.3. Limitações dos métodos de amostragem	36
5.4. Considerações finais	38
Referências Bibliográficas.....	40
Anexos	51

Índice de Figuras

Figura 2.1. Limites da Herdade da Ribeira Abaixo sobre a folha 506 da Carta Militar (Edição 1988 – Escala 1:25 000) do Instituto Geográfico do Exército.	7
Figura 3.1. Rede de transectos pedestres na HRA para detecção de indícios de presença de mesocarnívoros.	12
Figura 3.2. Esquema de uma armadilha de pegadas: A – caixa protectora; B – placa de alumínio.	14
Figura 3.3. Localização dos locais da amostragem na HRA. Azul – locais de amostragem dos Transectos Pedestres; Amarelo e numeradas – locais de amostragem das Armadilhas de Pegadas.	15
Figura 4.1. Carta de Uso de Solo de 2015 na HRA (Grândola).	22
Figura A1. Parâmetros biométricos analisados nas pegadas gato-doméstico e geneta, e legenda e descrição dos mesmos (adaptado de Carvalho <i>et al.</i> 2015).	51
Figura A2. Dendrograma resultante da Análise Classificatória. Assinalado com um círculo vermelho estão as pegadas classificadas como sendo de gato-doméstico.	54
Figura A3. Exemplo de um transecto pedestre.	73
Figura A4. Exemplo da montagem de uma armadilha de pegadas.	73
Figura A5. Fotografia de registo do indício C30 – dejecto de fuinha.	73
Figura A6. Fotografia de registo do indício B17 – pegadas de texugo.	73
Figura A7. Verificação AP22 21/22 X – espécie: gato-doméstico.	74
Figura A8. Verificação AP3 9 IV – espécies: fuinha e sacarrabos.	74
Figura A9. Uso da AP12 por uma fuinha.	74
Figura A10. Uso da AP12 por um sacarrabos.	74

Índice de Tabelas

Tabela 3.1. Lista das tipologias de uso do solo na HRA e respectivas descrições.....	11
Tabela 3.2. Lista das variáveis seleccionadas para caracterização dos locais de amostragem.....	16
Tabela 3.3. Lista das unidades de uso do solo da HRA consideradas nas diferentes Classificações.....	17
Tabela 3.4. Variáveis e factores aleatórios usados nas análises GLMM's.....	19
Tabela 4.1. Área e respectiva percentagem de ocupação das unidades que compõem a Carta de Uso do Solo da área de estudo (Grândola) em 2015.....	21
Tabela 4.2. Área total das unidades de uso do solo nas Cartas de 2000 e 2015: diferença entre as áreas e respectiva percentagem de alteração (ver anexos IX-B e IX-C).....	23
Tabela 4.3. Percentagem de cobertura de cada unidade de uso do solo (e respectivos acrónimos) nos Transectos e Pedestres e nas Armadilhas de Pegadas.....	24
Tabela 4.4. Lista de espécies observadas e respectivo tipo de observação.....	24
Tabela 4.5. Número indícios por espécie detectados nos Transectos Pedestres e respectivo valor de IQA. Número de Dejectos e Pegadas detectadas por espécie e respectiva percentagem.....	25
Tabela 4.6. Número de indícios por espécie e respectiva percentagem por unidade de uso do solo.....	25
Tabela 4.7. Número final de visitas por mesocarnívoros e respectiva taxa de visitas por armadilha e total.....	26
Tabela 4.8. Número de componentes principais por análise de PCA usadas nas GLMM's e respectiva percentagem mínima e máxima das variâncias explicadas.....	27
Tabela 4.9. Resultado da análise GLMM's consoante os valores de IQA por período de amostragem.....	28
Tabela 4.10. Resultado da análise GLMM's consoante os valores da Taxa de Visita por período de amostragem.....	28
Tabela 4.11. Regressões estatisticamente significativas entre os IQA's e as variáveis usadas nas GLMM's.....	29

Tabela 4.12. Regressões estatisticamente significativas entre as Taxas de Visitas e as variáveis usadas nas GLMM's.	29
Tabela 4.13. Peso das variáveis iniciais dos componentes principais do grupo Uso do Solo (<i>Loadings</i>) que possuem uma regressão estatisticamente significativas com os IQA's.	30
Tabela 4.14. Peso das variáveis iniciais dos componentes principais do grupo Uso do Solo (<i>Loadings</i>) que possuem uma regressão estatisticamente significativas com as Taxas de Visitas.	30
Tabela 4.15. Peso das variáveis iniciais dos componentes principais do grupo Perturbação (<i>Loadings</i>) que possuem uma regressão estatisticamente significativas com os IQA's e as Taxas de Visitas.	31
Tabela A1. Levantamento das biometrias (média) das pegadas Gato/Geneta recolhidas nas verificações das armadilhas de pegadas	52

Índice de Anexos

Anexo I - Critérios para discriminação de pegadas de geneta e gato-doméstico recolhidas nas armadilhas de pegadas.....	51
Anexo II - Folha de registo – Transectos Pedestres.....	55
Anexo III - Indícios de mesocarnívoros recolhidos nos Transectos Pedestres – Outubro	56
Anexo IV - Indícios de mesocarnívoros recolhidos nos Transectos Pedestres – Dezembro	59
Anexo V - Indícios de mesocarnívoros recolhidos nos Transectos Pedestres – Fevereiro	62
Anexo VI - Indícios de mesocarnívoros recolhidos nos Transectos Pedestres – Abril .	65
Anexo VII - Folha de registo – Armadilhas de Pegadas.....	67
Anexo VIII - Número de verificações detectadas por armadilha de pegadas (AP). F – fuinha; S – sacarrabos; G – geneta; M – gato-doméstico	68
Anexo IX - Cartas de Uso de Solo na HRA.....	69
Anexo X - Carta topográfica na HRA	70
Anexo XI - Localização de todos os indícios recolhidos por espécies na HRA.....	71
Anexo XII - Localização dos indícios recolhidos e número de total visitas por armadilha de pegadas na HRA	71
Anexo XIII - Registo fotográfico trabalho de campo.....	73
Anexo XIV - Mapa de recurso durante o trabalho de campo	75

1. Introdução

As actividades humanas são as principais causas de declínio da biodiversidade a nível mundial. Devido à presença do homem em todos os biomas do mundo e à sua capacidade de transformação das paisagens, cerca de 83% da superfície terrestre é afectada por actividades humanas (Fahrig 2003), não havendo hoje evidências do abrandamento do impacto das mesmas (Powledge 2006; FAO 2012). O nível de impacto das acções humanas é de tal modo elevado que é um dos factores considerados como responsável pela elevada taxa actual de extinções, sendo sugerido por alguns autores, como o sexto evento de extinção em massa (Barnosky *et al.* 2011). Actualmente mais de 80% das espécies classificadas como ameaçadas pela Lista Vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza (*IUCN Red List*) (IUCN 2010) encontram-se em declínio devido à destruição e perda de habitat (Fahrig 2003). Deste modo as Nações Unidas consideram que a perda de habitat é a principal causa do declínio da biodiversidade (MA 2005).

A perda de habitat não consiste unicamente na destruição dos mesmos, podendo ser também uma consequência da sua conversão noutros usos do solo com mais benefícios para o homem, como por exemplo sistemas agrícolas (Geist & Lambin 2002; FAO 2012). A transformação dos ecossistemas deve-se à necessidade humana de criar serviços e/ou produtos, que permitam assegurar a sua subsistência e bem-estar, seja em termos de alimentos, matéria-prima ou água (MA 2005). A transformação do habitat, ou seja a alteração de ecossistemas naturais e/ou a criação de novos ambientes antrópicos, tem consequências nas comunidades de seres vivos que deles dependem (Hannah *et al.* 1995; Hoekstra *et al.* 2005). Entre essas consequências, para além da referida extinção de populações em locais alterados (Carrete *et al.* 2007), pode ocorrer a alteração da estrutura metapopulacional (Lande 1988; Moilanen & Hanski 1995; Hanski 1998), alterações ao nível variabilidade genética (Lande 1988; Keller & Largiader 2003; Ezard & Travis 2006), e/ou variação nos padrões de ocupação das espécies com efeitos ao nível das comunidades e cadeias tróficas (Marvier *et al.* 2004; Buchmann *et al.* 2013; Quesnelle *et al.* 2013).

Na Europa as práticas agrícolas e pecuárias existem desde o início do Neolítico, o que levou à desflorestação e transformação de grandes áreas (Barbero *et al.* 1990; FAO 2012; Mosquera-Losada *et al.* 2012). No entanto, actualmente a desflorestação na Europa

é considerada um problema do passado (FAO 2012), apesar da histórica transformação extensiva de alguns habitats, ter levado à criação de novos ecossistemas modelados pelo homem, nomeadamente ao nível da sua estrutura, biodiversidade, geoquímica, dimensão, entre outros (Barbero *et al.* 1990; FAO 2012). Este desaceleramento da desflorestação deve-se tanto à agricultura moderna, que leva à concentração espacial de práticas agrícolas (Barbero *et al.* 1990), a medidas de restauro florestal (FAO 2012) e ao abandono progressivo das áreas agrícolas (Navarro & Pereira 2012).

Em Portugal regista-se esse mesmo abandono um pouco por todo o país (Alberto & Almeida 2011), levando a um decréscimo da extensão das áreas sujeitas a práticas agrícolas e à consequente diminuição da intervenção humana. O abandono rural deveu-se ao progressivo êxodo rural que ocorreu no século XX, onde as regiões do interior do país sofreram uma diminuição da sua população (Baptista 1994), como por exemplo as regiões do Alentejo.

A região alentejana é coberta maioritariamente por sistemas agroflorestais, que juntamente com o restante Sudoeste Ibérico perfazem 3,1 milhões de hectares de ocupação na Península Ibérica (Mosquera-Losada *et al.* 2012). Estes são sistemas agro-silvo-pastoris, dominados por árvores, geralmente sobreiro *Quercus suber* L. e azinheira *Quercus ilex* L., dispersas individualmente ou em grupos, onde o pastoreio e actividades agrícolas co-existem, e que se denominam genericamente por Montados (*Dehesas* em Espanha) (Correia 1993; Sá-Sousa 2014). Os montados são o resultado da progressiva transformação da vegetação mediterrânica original, composta por árvores do género *Quercus* (os Carvalhos) e um mato arbustivo de esclerófilas (e.g., medronheiros *Arbutus unedo* L., *Cistus* spp., oliveiras-bravas *Olea europaea* L. var. *sylvestris* (Mill.) Hegi) (Correia 1988).

No entanto, desde 1940 que, em algumas zonas do sul do país, a intensidade da prática tradicional agrícola nos montados tem vindo a decrescer, facto associado ao envelhecimento da população, mas também ao desemprego rural e consequente êxodo para os centros urbanos (Costa *et al.* 2011). Este abandono dos montados leva a uma mudança na sua estrutura (Costa *et al.* 2011), uma vez que estão inteiramente dependentes da gestão humana, seja através do estabelecimento de campos agrícolas e/ou cerealíferos, do pastoreio e/ou da desmatação das espécies arbustivas (Rosalino 2004). Esta ausência de intervenção e consequente recuperação das espécies vegetais nativas designa-se por renaturalização (*rewilding* em inglês). A renaturalização pode levar ao restauro da floresta original na área intervencionada (quando a escala associada a este

processo é suficientemente grande), levando o montado a recuperar a sua estrutura original, nomeadamente com o desenvolvimento e proliferação das espécies arbustivas esclerófilas até então impedidos pelas actividades de gestão do montado (nomeadamente através da desmatação).

Esta renaturalização traz consequências para a biodiversidade, podendo ter efeitos antagónicos. Assim, pode ter impactos positivos, levando ao surgimento de espécies adaptadas a meios mais fechados e/ou ao aumento do efectivo populacional das já adaptadas ao montado, mas que preferem áreas com estratos arbustivos densos. Inversamente, os efeitos podem ser negativos, com desaparecimento ou diminuição da densidade de espécies que necessitam de ambientes heterogéneos para sobreviver, i.e. zonas mais abertas e outras mais fechadas (e.g., coelho-bravo *Oryctolagus cuniculus* (Linnaeus, 1758)) (Navarro & Pereira 2012). Actualmente, alguns autores defendem que o abandono e a renaturalização dos habitats beneficiam as populações de grandes mamíferos (Navarro & Pereira 2012), consistindo numa melhor estratégia de conservação para preservar a biodiversidade, enquanto outros defendem que, pelo menos na bacia do Mediterrâneo, onde as espécies presentes já se adaptaram às actividades agro-silvo-pastoris durante milénios, esta estratégia é desaconselhável (Terzi & Marvulli 2006).

De entre as espécies de vertebrados que podem ser afectadas pelas alterações das paisagens, os carnívoros são particularmente importantes, pois desempenham papéis cruciais na manutenção do funcionamento dos ecossistemas (Mangas *et al.* 2008; Ruiz-Olmo 2012), nomeadamente: função reguladora da densidade de presas (Ruiz-Olmo 2012); dispersão de sementes (Rosalino *et al.* 2010; Ruiz-Olmo 2012); regulação da densidade de outros predadores (Lourenço *et al.* 2011; Ruiz-Olmo 2012); e enquanto “motores de evolução” influenciando a diferenciação de novas espécies (Ruiz-Olmo 2012). Por outro lado, são espécies de topo da cadeia trófica e por isso alterações nas suas comunidades têm efeitos em cascata nos níveis tróficos inferiores e, tendo em conta os seus hábitos predadores, a sua presença pode gerar conflitos com as populações humanas.

Os carnívoros terrestres estão distribuídos por todos os continentes (com a excepção da Antártida), ocupando diferentes nichos ecológicos (Hunter 2011) e apresentando uma enorme variedade interespecífica, nomeadamente no que se refere ao tamanho e forma corporais, e aos hábitos alimentares e comportamentais e estratégias de vida (Macdonald & Barret 1999; Hunter 2011; Loureiro *et al.* 2012). Apesar desta diversidade, os carnívoros são na realidade um modelo homogéneo determinado pelo seu papel original de predador (Ruiz-Olmo 2012). No entanto, a maioria das espécies

apresenta uma alta vulnerabilidade à extinção local (Hunter 2011), pois: possuem elevados requisitos de habitat, necessitando de ecossistemas funcionais com uma adequada disponibilidade de presas (Hunter 2011); têm vastas áreas vitais (e.g., lobo-cinzento *Canis lupus* Linnaeus, 1758 média de 2600 km² – Hunter 2011); e as suas populações têm reduzidas densidades (e.g., 1 indivíduo por 100 km² – Ruiz-Olmo 2012). Todos estes factores contribuem para que seja difícil a conservação destes predadores nos ecossistemas alterados e/ou geridos pelo homem, nomeadamente as espécies consideradas especialistas (Ruiz-Olmo 2012).

Por todas estas razões, a preservação dos carnívoros é importante para o bom funcionamento dos ecossistemas, mas as suas populações são difíceis de estudar, i.e. são compostas por espécies com hábitos inconspícuos e características secretivas que dificultam a sua observação directa (Lyra-Jorge *et al.* 2014). Assim, em estudos de monitorização, são cada vez mais aplicados métodos não invasivos baseados na prospecção de evidências da sua presença obtidas de forma indirecta, como pegadas, dejectos, e estruturas de refugio e/ou tocas (Sutherland 2006).

De um modo geral estes métodos são de difícil aplicação, demonstram diversas vantagens e desvantagens e assentam em pressupostos por vezes difíceis de cumprir (Lyra-Jorge *et al.* 2014). No entanto, a partir dos mesmos é possível obter dados de elevada qualidade, permitindo interpretações robustas (Long *et al.* 2008). Mas ao serem aplicados, é preciso ter em conta os seus requisitos, que tipos de dados fornecem e para que tipo de ambientes e/ou situações estes métodos foram originalmente desenhados (Lyra-Jorge *et al.* 2014). E complementarmente, há que ter em conta que estes métodos são de difícil padronização, e os dados obtidos estão inteiramente dependentes da ecologia das espécies e de variações espaciais ou temporais na paisagem (Lyra-Jorge *et al.* 2014). Deste modo, de forma a obter dados mais robustos, é frequente o uso simultâneo de diferentes métodos, permitindo uma amostragem mais abrangente e minimizando as desvantagens de cada método (e.g., transectos pedestres e análise genética de dejectos – Long *et al.* 2008).

Um bom exemplo de uma paisagem agro-silvo-pastoril, que tem sofrido abandono rural (Loureiro 2008) é a Serra de Grândola, situada no Alentejo Litoral e dominada por montado de sobro. Esta região suporta uma diversa comunidade de mesocarnívoros, que incluem espécies de pequeno tamanho e especialistas, como a doninha *Mustela nivalis* Linnaeus, 1766, até espécies mais oportunistas e de tamanho médio/grande como a raposa *Vulpes vulpes* (Linnaeus, 1758) (Santos-Reis *et al.* 1999). De um modo geral a

comunidade desta região é composta por espécies generalistas, com a excepção da lontra *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) (Pedroso & Sales-Luís 2012), mas que apresentam uma preferência por zonas mais densas (e.g., Mangas *et al.* 2008; Pita *et al.* 2009; Loureiro *et al.* 2012), embora sejam positivamente influenciadas por áreas em mosaico de habitats onde zonas densas co-existem com áreas mais abertas (Pita *et al.* 2009). No entanto integra espécies com hábitos diferentes, onde se incluem espécies com aptidão arborícola, como a fuinha *Martes foina* (Erxleben, 1777) ou a geneta *Genetta genetta* (Linnaeus, 1758), e espécies exclusivamente cursoriais como a raposa ou o sacarrabos *Herpestes ichneumon* (Linnaeus, 1758) (Santos *et al.* 2007). Por outro lado a capacidade de tolerância à presença humana, é também muito díspar entre esta comunidade, co-existindo espécies com características sinantrópicas, como a raposa (Lanszki *et al.* 2006) e a fuinha (Santos & Santos-Reis 2010), e outras que preferem áreas menos perturbadas (e.g., toirão *Mustela putorius* Linnaeus, 1758 – Zabala 2006). Por outro lado algumas destas espécies são mais conspícuas e fáceis de detectar pois utilizam os caminhos nos deslocamentos diários onde é possível detectar os seus indícios (e.g., raposa), enquanto outras preferem zonas com vegetação mais densa ou utilizam latrinas para defecar localizadas em zonas mais inacessíveis, (e.g., a geneta e o sacarrabos) (Loureiro *et al.* 2012). Esta grande variação nos hábitos e comportamentos das diferentes espécies, que compõem a comunidade de mesocarnívoros da Serra de Grândola, reforça a necessidade de recorrer a um conjunto de métodos complementares de amostragem que permitam investigar de uma forma mais eficaz esta comunidade (Long *et al.* 2008).

Este estudo tem como objectivo principal averiguar a situação actual (distribuição e abundância) da comunidade de mesocarnívoros presente numa área de montado de sobro na Serra de Grândola; complementarmente será possível discutir a eficiência de diferentes métodos de amostragem para o estudo de mesocarnívoros. Esta escolha resulta da oportunidade de se estar a observar uma progressiva renaturalização da área nos últimos 15 anos, devido ao abandono progressivo das actividades humanas com a excepção da extracção de cortiça (M. Santos-Reis, comunicação pessoal), e da comunidade de mesocarnívoros ser um bom objecto de estudo na avaliação do estado dos ecossistemas (Ruiz-Olmo 2012). Dada a tendência de renaturalização da área, as hipóteses em teste são que: (1) a comunidade de mesocarnívoros será dominada (maior abundância relativa) por espécies melhor adaptadas a habitats mais densos, (2) a abundância relativa dessas espécies varia em função dos diferentes níveis de subcoberto, observando-se uma abundância relativa mais elevada nas zonas mais densas, e (3) habitats

com um nível maior de actividade humana possuem menores valores de riqueza específica e abundância.

2. Área de Estudo

O presente estudo teve como área de trabalho a estação de campo do Centro de Ecologia, Evolução e Alterações Ambientais (cE3c), da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa: a Herdade da Ribeira Abaixo (HRA; figura 2.1). A HRA ($38^{\circ}6'25''N - 8^{\circ}34'11''W$, UTM 29SNC3717 – Correia & Santos-Reis 1999) está situada a cerca de 10 km a sul da vila de Grândola, na União das Freguesias de Grândola e Santa Margarida da Serra (Concelho de Grândola – Alentejo Litoral). A sua área é de cerca 2,21 km², encontrando-se na falda nascente da Serra de Grândola, com uma altitude que varia entre os 150 e os 240 m (Correia & Santos-Reis 1999). A HRA é percorrida por diversos cursos de água temporários e pela Ribeira de Castelhanos (limite Este da herdade), de carácter intermitente, incluídos na bacia hidrográfica do Sado (Magalhães *et al.* 1999). A área é cruzada por diversas estradas de terra batida (Rosalino 2004) com grau de utilização variável. Esta região possui um clima Mediterrânico (especificamente um clima Termomediterrânico – Rivas-Martínez *et al.* 2004), com alguma influência atlântica (Correia & Nisa 1999) e bimodal, de verões quentes e secos e invernos húmidos (Blondel & Aronson 1999).

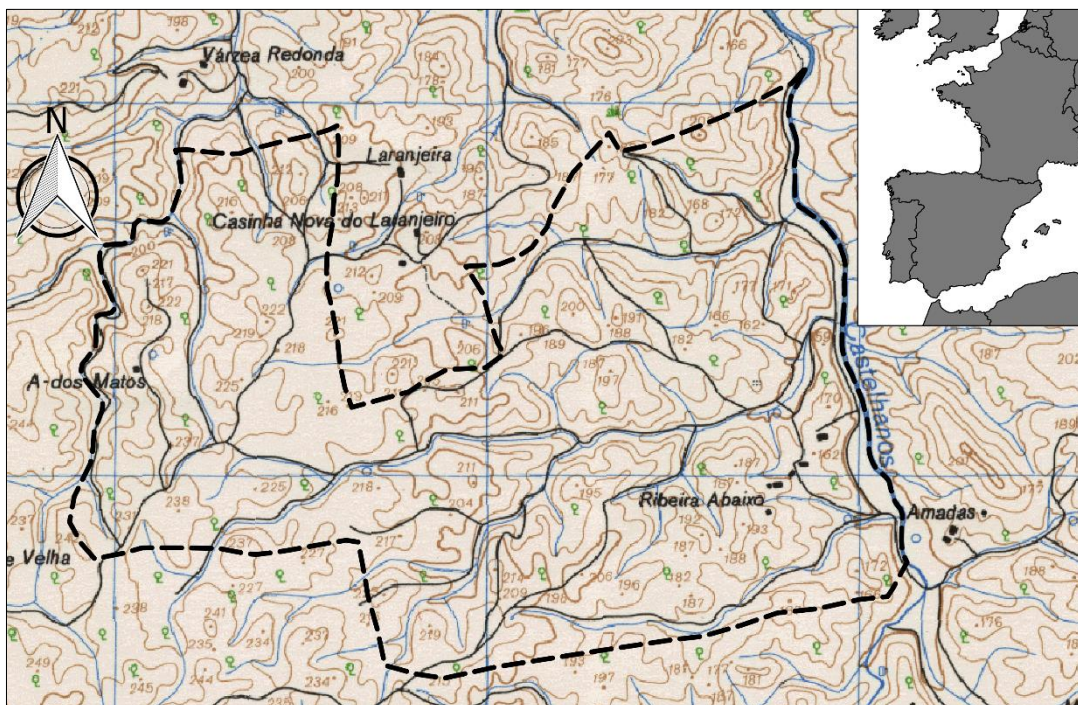


Figura 2.1. Limites da Herdade da Ribeira Abaixo sobre a folha 506 da Carta Militar (Edição 1988 – Escala 1:25 000) do Instituto Geográfico do Exército.

A região encontra-se na área climática de *Quercion fagineo-suberis*, aliança dominada por carvalhos de folha persistente, nomeadamente o sobreiro e a azinheira (Correia & Nisa 1999). Na serra também se encontra presente o carvalho-cerquinho *Quercus faginea* Lam., espécie de folha marcescente que indica a existência de uma influência atlântica na região (Correia & Nisa 1999). Associado a estas formações arbóreas observa-se um subcoberto de espécies *Cisto-Lavandulatae*, na sua maioria *Cistus* spp., em diferentes estádios de sucessão ecológica, consoante o nível de intervenção humana (Rosalino 2004).

Apesar da reduzida densidade populacional (177 habitantes, na antiga freguesia da HRA, em 2011 – INE 2012), a paisagem da Serra de Grândola encontra-se fortemente intervencionada e transformada num sistema agro-silvo-pastoral característico dos territórios meridionais portugueses – o Montado (Rosalino 2004). Composto essencialmente por sobreiro na metade ocidental do País, o montado é interrompido por corredores de vegetação ripícola (e.g., choupo-negro *Populus nigra* L., silvas *Rubus ulmifolius* Schott), e pequenas manchas de habitat associadas a actividades humanas, tais como olivais *Olea europaea* L., pomares (e.g., figueiras *Ficus carica* L., laranjeiras *Citrus sinensis* (L.), pereiras *Pyrus* spp.) e outras culturas agrícolas (e.g., trigo *Triticum* spp.), pinhais *Pinus* spp. e eucaliptais *Eucalyptus globulus* Labill. (Correia & Nisa 1999; Rosalino 2004; GPP 2007; Câmara Municipal de Grândola 2014).

Além da extração cortiça, atividade de maior importância económica, a produção pecuária (e.g., ovinos *Ovis aries* Linnaeus, 1758) também é uma actividade economicamente relevante na serra (Silva 2012; Câmara Municipal de Grândola 2014). Por fim, a caça de espécies silvestres, nomeadamente ao javali *Sus scrofa* Linnaeus, 1758, à perdiz *Alectoris rufa* (Linnaeus, 1758), ao tordo-comum *Turdus philomelos* (Brehm, 1831) ou ao pombo-torcaz *Columba palumbus* Linnaeus, 1758, é uma actividade igualmente regular, mas restringida essencialmente ao Outono-Inverno (ICNF 2015). No entanto, devido à classificação da HRA enquanto Área de Refúgio de Caça (ano de 2013 – F. Petrucci-Fonseca, comunicação pessoal), actualmente já não são realizadas actividades cinegéticas na propriedade. A extração de cortiça é realizada regularmente por toda a área da herdade, tendo as últimas extrações ocorrido nos anos de 2011 e 2014. De uma forma mais irregular, tem igualmente ocorrido nos últimos anos, e em apenas algumas zonas, pastoreio de reduzido encabeçamento por gado ovino. Por fim apenas uma das hortas originais da HRA tem sido mantida em actividade, sendo dedicada a agricultura de subsistência (A-dos-Matos).

A biodiversidade da região é elevada, principalmente no que se refere aos vertebrados, onde todas as classes estão bem representadas, incluindo vários endemismos Ibéricos e Portugueses (e.g., a boga-portuguesa *Chondrostoma lusitanicum* Collares-Pereira, 1980, o sapo-parteiro-ibérico *Alytes cisternasii* Boscá, 1879, ou o rato de Cabrera *Microtus cabreræ* Thomas, 1906 – Rosalino 2004). Em relação à comunidade de mesocarnívoros, esta é diversa registando-se 8 das 10 espécies terrestres presentes no sul de Portugal (Rosalino 2004), e 14 no total (Cabral *et al.* 2005): raposa, doninha, toirão, fuinha, texugo *Meles meles* (Linnaeus, 1758), lontra, geneta e sacarrabos (Santos-Reis *et al.* 1999). Nenhuma destas espécies é considerada ameaçada em Portugal (Cabral *et al.* 2005), sendo que duas delas (raposa e sacarrabos) têm estatuto cinegético, podendo ser caçadas mediante autorização do Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas (Santos-Reis *et al.* 1999). No entanto, a ausência de informação sobre o toirão (que possui um estatuto de ameaça de “Informação Insuficiente” no território português – Queiroz *et al.* 2005) e a situação da lontra a nível europeu (classificada como “Quase Ameaçada” na Lista Vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (*IUCN Red List*) – Roos *et al.* 2015), fazem com que estes dois mustelídeos exijam uma maior preocupação em termos de conservação em Portugal. Segundo trabalhos efectuados na HRA, as espécies de carnívoros com uma maior abundância na zona são a fuinha, a geneta, e o sacarrabos (Santos-reis *et al.* 1999).

3. Materiais e Métodos

3.1. Metodologia de campo

3.1.1. Caracterização do uso do solo

Entre os meses de Setembro de 2014 e Maio de 2015 foi realizada uma caracterização exaustiva da área de estudo para a identificação e delimitação das diferentes unidades de uso do solo existentes e produção da actual Carta de Uso do Solo. Esta abrange toda a extensão da HRA e uma área com um raio de 50 metros em redor dos transectos pedestres realizados fora dos limites da HRA (ver ponto 3.1.2.1).

A tipologia das categorias de uso do solo foi definida após um reconhecimento da área de estudo, realizado em Setembro de 2014. As categorias foram definidas com base em dois critérios associados à composição específica de cada unidade: presença de (1) espécies vegetais de porte arbóreo, e de (2) espécies vegetais de porte arbustivo. A única excepção foram zonas que incluíam construções humanas (e.g., edifícios habitados, armazéns, celeiros) que foram incluídas numa categoria separada das restantes. Assim, foram definidas 11 categorias de Uso do Solo com composições arbóreas e arbustivas distintas (tabela 3.1):

Após a identificação das categorias de uso do solo presentes na área de estudo, as diferentes unidades de cada categoria foram delimitadas geograficamente no terreno com recurso a um GPS (modelo Garmin eTrex 30). Após concluído este mapeamento, os dados foram importados para um Sistema de Informação Geográfica (SIG), criado com recurso ao *software* QGIS versão 2.4.0-Chugiak (QGIS Development Team 2014), para a elaboração da actual Carta de Uso dos Solo.

Tabela 3.1. Lista das tipologias de uso do solo na HRA e respectivas descrições.

Categorias	Estrato arbóreo	Estrato arbustivo
Montado sem Subcoberto	<i>Quercus suber</i> L. <i>Quercus ilex</i> L. ssp. <i>ballota</i> (Desf.)	Espécies de gramíneas
Montado com Subcoberto Pouco Denso	<i>Quercus suber</i> L. <i>Quercus ilex</i> L. ssp. <i>ballota</i> (Desf.)	<i>Cistus salviifolius</i> L. <i>Lavandula stoechas</i> L. ssp. <i>luisieri</i> Rozeira <i>Arbutus unedo</i> L. (esparcos)
Montado com Subcoberto Denso de Estevas	<i>Quercus suber</i> L. <i>Quercus ilex</i> L. ssp. <i>ballota</i> (Desf.)	<i>Cistus ladanifer</i> L.
Montado com Subcoberto Denso Misto	<i>Quercus suber</i> L. <i>Quercus ilex</i> L. ssp. <i>ballota</i> (Desf.)	Espécies esclerofilas diversas, e.g.,: <i>Arbutus unedo</i> L. <i>Cistus populifolius</i> L.
Pinhal	<i>Pinus</i> spp.	não especificado
Bosques Mistos	<i>Quercus suber</i> L. <i>Quercus ilex</i> L. ssp. <i>ballota</i> (Desf.) <i>Pinus</i> spp.	não especificado
Mato	Ausente	<i>Cistus salviifolius</i> L. <i>Cistus ladanifer</i> L. <i>Lavandula stoechas</i> L. ssp. <i>luisieri</i> Rozeira <i>Arbutus unedo</i> L. (esparcos) <i>Rubus ulmifolius</i> Schott (desassociados a cursos de água)
Medronhal	<i>Arbutus unedo</i> L. (exclusivamente)	<i>Cistus salviifolius</i> L. Espécies de gramíneas
Vegetação Ripícola	Vegetação ripícola, e.g.,: <i>Populus nigra</i> L. <i>Quercus faginea</i> Lam. <i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.	<i>Rubus ulmifolius</i> Schott <i>Juncos</i> spp. <i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn <i>Erica</i> spp.
Horta	Árvores de fruto, cultivadas	não especificado
Olival	<i>Olea europaea</i> L.	não especificado
Área Social	Edifícios humanos (habitações e ruínas)	

3.1.2. Presença de mamíferos carnívoros

Os padrões de distribuição e abundância dos mesocarnívoros na área de estudo foram avaliados recorrendo a duas metodologias distintas de detecção de indícios de presença: (1) Transectos pedestres e (2) Armadilhas de Pegadas. Estes são ambos métodos não invasivos que permitem detectar as espécies de mesocarnívoros (Gommpper *et al.* 2006), embora apresentem sensibilidades diferentes consoante a espécie considerada, i.e. não inventariam de forma igual cada uma dessas espécies (Barea-Azcón *et al.* 2007).

3.1.2.1. Transectos Pedestres

O método dos Transectos Pedestres consiste na prospeção de indícios de presença, nomeadamente dejectos e pegadas, em percursos definidos *a priori*, preferencialmente em trilhos ou caminhos em terra batida. A escolha deste método teve por base a sua não

selectividade, simplicidade logística e relação custo-benefício (Sutherland 2006). Apesar de permitir a detecção e a identificação da maioria das espécies de mesocarnívoros, este método pressupõe que haja uma grande experiência por parte do observador (Beltrán *et al.* 1991). Além da experiência, a eficiência deste método depende não só do uso dos transectos por parte dos carnívoros, mas também de que esses indícios sejam depositados nos transectos (e.g., dejectos) e que sejam facilmente detectáveis e identificáveis (Gesse 2001; Long *et al.* 2008). Por fim, apesar de já ter sido alvo de alguma crítica metodológica (e.g., grau de incerteza associado à identificação de dejetos e pegadas – Monterroso *et al.* 2012; Carvalho *et al.* 2015), quando usado em conjunto com outras técnicas amostrais (e.g., identificação molecular – Gesse 2001) este método é considerado altamente eficaz na avaliação da riqueza específica e distribuição a diferentes escalas.

Os transectos foram realizados em 4 períodos de amostragem: nos meses de Outubro e Dezembro de 2014, e Fevereiro e Abril de 2015. A selecção dos transectos a efectuar foi realizada de modo a que os mesmos abrangessem uniformemente a área de estudo, perfazendo um total de 20 081 m (figura 3.1). Em cada período de amostragem os transectos foram percorridos uma única vez, por dois observadores em simultâneo.

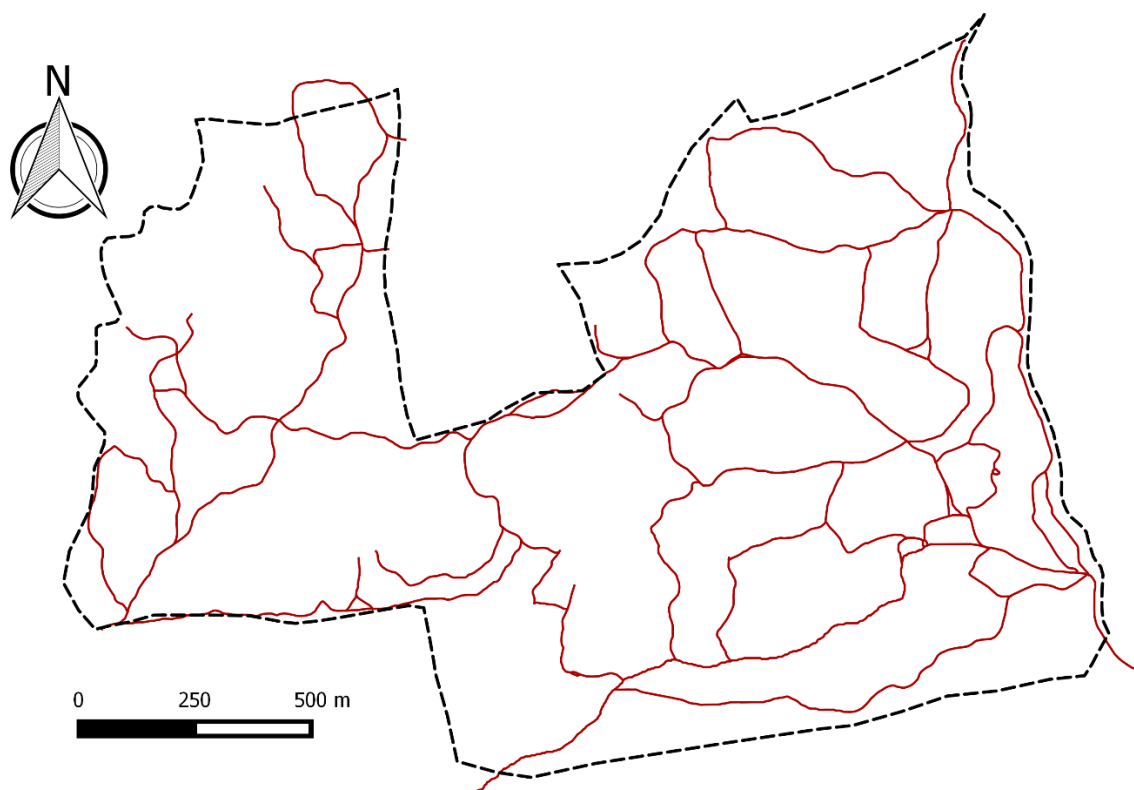


Figura 3.1. Rede de transectos pedestres na HRA para detecção de indícios de presença de mesocarnívoros.

Para cada indício de presença detectado, foi registado a espécie correspondente e as coordenadas geográficas dos indícios, tendo sido também realizado o registo fotográfico. Todos os dejectos detectados foram recolhidos, polvorizados com álcool e colocados num frasco esterilizado, para posterior análise genética. A identificação visual dos indícios foi baseada nas suas características morfológicas e posicionamento das mesmas no terreno. Posteriormente, uma subamostra (23%) dos dejectos recolhidos foi analisada com recurso a técnicas de biologia molecular para confirmação dessa primeira identificação visual (M. Fonseca, dados não publicados). De forma a garantir a fiabilidade dos dados, foram descartados todos os dejectos de identificação dúbia, i.e. todos aqueles que não foram identificados a partir das suas características morfológicas, nem através de análise genética.

3.1.2.2. *Armadilhas de Pegadas*

Para complementar os dados recolhidos nos transectos, foram também colocadas na área de estudo armadilhas de pegadas (*track-plates* em inglês), que são dispositivos de recolha de pegadas, e por isso considerados métodos não invasivos, e frequentemente utilizados em estudos em que as espécies-alvo são os mesocarnívoros (e.g., Zielinski *et al.* 1995; Barea-Azcón *et al.* 2001; Gompper 2006). A eficácia deste método pode ser limitada pelo comportamento individual de repulsa da estrutura (Long *et al.* 2008) ou pelo tipo de isco usado (Geshe 2001; Long *et al.* 2008). No entanto, por terem um elemento de atractividade (isco), as armadilhas de pegadas permitem detectar espécies mais esquivas e que usem mais frequentemente meios mais fechados (e.g., bosques densos), e que consequentemente utilizem menos os caminhos e/ou deixem indícios menos visíveis ou frequentes. As armadilhas de pegadas são selectivas consoante a altura ao garrote das espécies, uma vez que a sua cobertura pode impedir o acesso à armadilha por animais de maior tamanho (Zienliski & Kucera 1995), mas de elevada eficácia para pequenos carnívoros.

As armadilhas de pegadas usadas são similares às descritas por Zienliski e Kucera (1995), sendo compostas por uma placa de alumínio (76 x 25 cm) dentro de uma caixa protectora em forma de túnel (82 x 33 x 30 cm) colocada ao nível do solo (figura 3.2). Nas placas foi aplicada fuligem de carvão em pelo menos dois terços da sua área, e no restante terço foi colocado um papel autocolante branco (22,5 x 25 cm), para impressão das pegadas. Na margem mais interna da placa foi reservado um espaço para a colocação do isco. O isco, colocado apenas no campo (ver figura A4; anexo XIII-A), era composto

por sardinha em óleo e raiz de valeriana. A caixa protectora é composta por uma base metálica coberta por duas placas de PVC unidas e dobradas formando um semicilindro. Uma das entradas da caixa protectora é obstruída por uma rede, de forma a obrigar a que o acesso ao isco seja efectuado pela zona coberta de fuligem, permitir uma maior dissipação do odor do isco e impedir a obstrução visual do limite da armadilha, permitindo ao animal ver o ambiente envolvente (Loukmas *et al.* 2003).

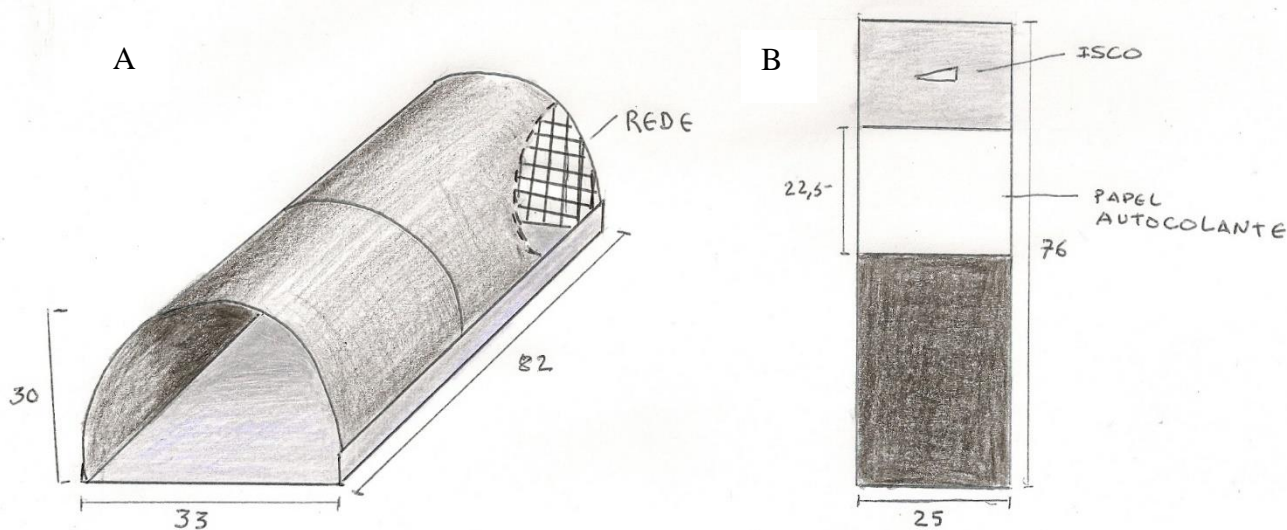


Figura 3.2. Esquema de uma armadilha de pegadas: A – caixa protectora; B – placa de alumínio.

A distribuição espacial das armadilhas foi baseada na grelha Universal Transversa de Mercator Fuso 29 – elipsóide internacional – Datum Europeu 1950 (UTM ED 50). A área de estudo foi dividida em quadrículas de 500 x 500 metros, com base na UTM ED 50, e em cada uma das quadrículas foram colocadas 2 armadilhas de pegadas para permitir que as unidades de uso do solo principais em cada quadrícula fossem amostradas.

No total foram colocadas 22 armadilhas de pegadas, que estiveram activas durante dez noites por período de amostragem, sendo verificadas a cada dois dias, perfazendo um total de cinco verificações por armadilha, por período. As armadilhas estiveram activas nos quatro períodos de amostragem: Outubro e Dezembro de 2014, e Fevereiro e Abril de 2015. Em cada uma das verificações foi substituído o papel autocolante, caso este se encontrasse danificado ou com registo de pegadas de mesocarnívoros, e o isco, se o mesmo tivesse sido consumido ou se encontrasse demasiado seco.

A identificação dos indícios nos Transectos Pedestres e das pegadas nas Armadilhas de Pegadas foi efectuada com base em guias de campo (Sanz 2003; Calzada *et al.* 2014), e na consulta de especialistas.

3.2. Tratamento de dados

3.2.1. Caracterização dos locais de amostragem

Para efeito de tratamento de dados a extensão total (20 081 m) da rede de transectos percorrida foi dividida em troços de 100 m contíguos, adiante designados como locais de amostragem, perfazendo um total de 161 locais. A estes foram adicionados 22 outros locais representando a localização das armadilhas de pegadas, perfazendo, no global, 183 locais de amostragem. A caracterização de cada um destes locais baseou-se em áreas circulares com 100 m de diâmetro, cujos centróides se localizam nos transectos e nos locais onde as armadilhas foram instaladas (figura 3.3).

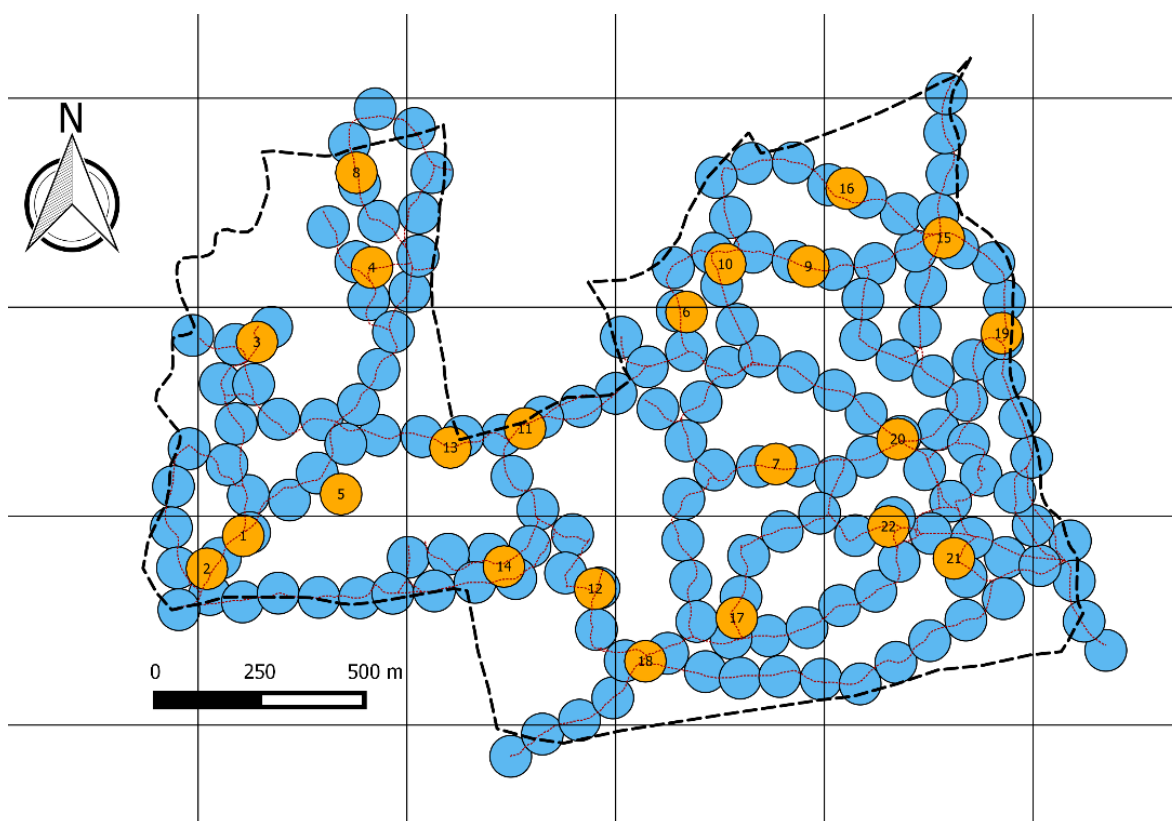


Figura 3.3. Localização dos locais da amostragem na HRA. Azul – locais de amostragem dos Transectos Pedestres; Amarelo e numeradas – locais de amostragem das Armadilhas de Pegadas.

Em cada um dos 183 locais de amostragem foram medidos diversos parâmetros biofísicos, tendo por base dois tipos de variáveis: uso do solo e presença/pressão humana.

Esta caracterização teve por base a Carta de Uso do Solo de 2015 e foi efectuada recorrendo ao SIG criado previamente. No total foram consideradas dez variáveis contínuas, embora na caracterização dos locais de amostragem dos transectos tenham sido apenas usadas as primeiras cinco variáveis (tabela 3.2), uma vez que as restantes estavam relacionadas com o número e dimensão dos caminhos propriamente ditos (“Caminhos”, “CamPrinc”, “CamSec” e “CompCam”), e tendo em conta o diâmetro de caracterização (100 m), a influência destas variáveis foi considerada negligenciável. Por outro lado, a variável “Altitude” não foi igualmente utilizada na caracterização dos transectos, uma vez que ao haver uma variação dos valores ao longo do transecto não é possível caracterizar os transectos em termos de altitude.

Tabela 3.2. Lista das variáveis seleccionadas para caracterização dos locais de amostragem.

Código	Grupo	Descrição da Variável
USolo	Uso do Solo	Percentagem de uso do solo das diferentes categorias dentro da área de 100 m de diâmetro
Manchas	Uso do Solo	Números de fragmentos dentro da área de 100 m de diâmetro
DistAgua	Água	Distância do centro do círculo ao ponto de água mais próximo
DistAlctr	Perturbação	Distância do centro do círculo à estrada alcatroada mais próxima
DistCasas	Perturbação	Distância do centro do círculo à habitação mais próxima
Caminhos	Perturbação	Número total de caminhos no interior do círculo
CamPrinc	Perturbação	Comprimento total de caminhos principais no interior do círculo
CamSec	Perturbação	Comprimento total de caminhos secundários no interior do círculo
CompCam	Perturbação	Comprimento total dos caminhos
Altitude	Altitude	Distância ao nível médio do mar do centro do círculo

Tendo em conta a variedade de unidades de uso do solo na área de estudo, optou-se por efectuar as análises utilizando três escalas de categorias de uso do solo diferentes, consoante o objectivo da análise. Assim, a variável “USolo” foi dividida em várias subvariáveis consoante a escala: Classificação Fina, Classificação Intermédia, Classificação Grosseira. A Classificação Fina foi usada para análises ao nível das espécies de mesocarnívoros, enquanto a Classificação Intermédia foi usada ao nível da comunidade de mesocarnívoros no seu todo (tabela 3.3). A Classificação Grosseira não foi usada nas análises estatísticas, sendo exclusivamente usada para comparar a Carta de Uso do Solo de 2000 com a Carta de Uso do Solo de 2015, de modo a quantificar o processo de renaturalização em curso na área de estudo.

Tabela 3.3. Lista das unidades de uso do solo da HRA consideradas nas diferentes Classificações.

Classificação Fina	Classificação Intermédia	Classificação Grosseira
Montado sem Subcoberto	Montado sem Subcoberto	Montado sem Subcoberto
Montado com Subcoberto Pouco Denso		
Montado com Subcoberto Denso de Estevas	Montado com Subcoberto	Montado com Subcoberto
Montado com Subcoberto Denso Misto		
Vegetação Ripícola	Vegetação Ripícola	Vegetação Ripícola
Bosque Misto	Bosque Misto	
Matos	Matos	Outros
Pinhal	Pinhal	
Medronhal	Medronhal	
Horta	Horta	Horta
Olival	Olival	Olival
Área Social	Área Social	Área Social

3.2.2. *Estimativas de riqueza específica, abundância relativa e frequência de uso*

A riqueza específica e a abundância relativa foram calculadas tendo por base todos os dados recolhidos durante as amostragens no campo. No entanto, uma vez que a lontra é uma espécie especialista que usa quase exclusivamente meios ripícolas (Pedroso & Sales-Luís 2012), os dados referentes a este predador serão apenas utilizados para as análises referentes à riqueza específica e quando englobados na comunidade de mesocarnívoros.

Dadas as dificuldades de distinção entre as pegadas de geneta e as de gato-doméstico *Felis catus* Linnaeus, 1758 de pequenas dimensões (Sanz 1996), foi realizada uma análise intermédia que permitisse reduzir o erro associado à discriminação das pegadas destes dois mesocarnívoros recolhidas nas armadilhas (ver anexo I-A).

A frequência de uso das diferentes unidades de uso do solo pelas diversas espécies de mesocarnívoros foi calculada com base em dois índices: Índice Quilométrico de Abundância (IQA) (Mailard *et al.* 2001) e Taxa de Visitas. Para determinar a frequência de uso de cada categoria de uso do solo em cada transecto pelas diferentes espécies, mas também a abundância relativa dos mesocarnívoros, calculou-se o IQA, que tem por base o número de indícios de uma espécie em cada um dos locais de amostragem e a distância amostrada no interior desse local:

$$IQA_{\text{espécie } x} = \frac{\text{número de indícios da espécie } x}{\text{distância percorrida}}$$

A Taxa de Visitas é estimada com base nos dados das Armadilhas de Pegadas e baseia-se no número de vezes que uma determinada armadilha foi visitada por uma determinada espécie:

$$\text{Taxa de Visitas}_{\text{espécie } x} = \frac{\text{número de verificações em que a espécie } x \text{ foi detectada}}{\text{número total de verificações da armadilha}}$$

3.3. Análise estatística

Todos os dados utilizados nas análises estatísticas foram primeiramente submetidos a transformações não lineares, para que pudessem cumprir os pressupostos de normalidade e/ou homoscedasticidade (Zar 2010). Assim, as variáveis relacionadas com o uso do solo, expressas numa escala de percentagem, foram transformadas usando a função trigonométrica $\arcsen(\sqrt{x})$ e as restantes, contínuas, usando a função logarítmica: $\log_{10}(x + 1)$ (Legendre & Legendre 1998).

Para testar que variáveis poderiam estar a condicionar a presença e abundância dos mesocarnívoros na área de estudo (usando os IQA's e as Taxas de Visitas por período de amostragem como variáveis dependentes), foram construídos diversos Modelos Lineares Generalizados Mistos (*Generalized Linear Mixed Models* – GLMM) (Zuur *et al.* 2009). O uso desta forma de análise é adequado a dados com uma distribuição hierarquizada (*nested data* em inglês) (Shielzeth & Nakagawa 2013), tendo sido já usada em estudos semelhantes com espécies de mesocarnívoros (e.g., Carroll *et al.* 2001; Hebblewhite & Merrill 2008; Klar *et al.* 2008).

Antes da construção dos modelos foram determinadas as variáveis independentes a serem usadas. Uma vez que tínhamos, à partida, um número elevado de variáveis, algumas das quais com alguma dependência (e.g., percentagem de cobertura do solo), optámos por realizar uma Análise de Componentes Principais (*Principal Components Analysis* – PCA) com as variáveis do Grupo Uso do Solo e Perturbação (ver tabela 3.2; ponto 3.2.1), separadamente, com o intuito de reduzir o número de variáveis utilizado, sem perder a informação nelas contida, e evitar desta forma a sobre-parametrização dos modelos (Legendre & Legendre 1998). Assim, as variáveis de “USolo” foram exclusivamente incluídas na PCA do Grupo Uso do Solo, com a excepção da variável “USolo-Área Social” que, juntamente com as variáveis associadas à perturbação (ver tabela 3.2; ponto 3.2.1), também foi usada para a segunda PCA do Grupo Perturbação.

Em ambas as análises foram selecionadas para os modelos as componentes principais que contivessem uma variância acumulada das variáveis iniciais $\geq 80\%$ (Zhu & Ghodsi 2006), excepto se tal significasse uma variância acumulada das variáveis iniciais igual a 100%. Nesse caso, o último componente principal não foi incluído na construção dos modelos.

Seguidamente foi determinado o coeficiente de correlação de Spearman, entre os componentes principais selecionados e as variáveis não incluídas nas PCA, por forma a eliminar a multicolinearidade entre variáveis (Dunteman 1989). Nos pares de variáveis com uma forte correlação ($\geq 0,7$), foram excluídas aquelas que apresentavam menor coeficiente correlação com a variável dependente ou com menor significado ecológico (Filipe *et al.* 2002).

Os GLMM foram construídos com base em todas as combinações das componentes principais seleccionados e das restantes variáveis não integradas nos componentes principais, após a exclusão das variáveis com uma elevada correlação (tabela 3.4).

Tabela 3.4. Variáveis e factores aleatórios usados nas análises GLMM's.

Variável Dependente	Variáveis Independentes	Factor Aleatório
IQA	Componentes Principais Uso do Solo Componentes Principais Perturbação “DistÁgua”	Locais de amostragem dos transectos
Taxa de Visitas	Componentes Principais Uso do Solo Componentes Principais Perturbação “Altitude”	Locais de amostragem das armadilhas

O processo de selecção dos modelos candidatos foi baseado em Critérios de Informação, nomeadamente no Critério de Informação de Akaike (*Akaike's information criterion* – AIC) (Burnham & Anderson 2002). Primeiramente foi calculado o valor de AICc do modelo (valor corrigido para tamanhos amostrais pequenos) formado por todas as variáveis, e seguidamente foi comparado com os AICc's calculados para cada modelo (o *second-order AICc*). A ordenação dos modelos, tendo como objetivo identificar os modelos que mais se adequam aos dados, foi baseada nos valores de ΔAIC_i , calculado segundo a seguinte formula: $\Delta AIC_i = AICc_i - AICc_{min}$; onde o $AICc_i$ consiste no valor AICc do modelo considerado, enquanto o $AICc_{min}$ é o menor valor de AICc de todos os modelos (Burnham & Anderson 2002). Todos os modelos candidatos cujo $\Delta AIC_i < 2$ foram considerados igualmente adaptados aos dados e, por isso, selecionados como os melhores modelos para cada uma das análises (Burnham & Anderson 2002).

Uma vez que todos os conjuntos de modelos selecionados como sendo os melhores, ou incluíam o modelo nulo ou apresentavam uma probabilidade de explicação (*Akaike weights* – w_i – Burnham & Anderson 2002) muito reduzida, foi determinado que a análise realizada possuía um reduzido valor explicativo (ver ponto 4.4.1). Assim, seguidamente optou-se por uma análise de regressão linear univariada entre as variáveis independentes e as variáveis dependentes (IQA e Taxa de Visitas), por espécie e agrupando todos os mesocarnívoros.

De forma a minimizar o erro associado a comparações múltiplas, foi usada a correcção de Bonferroni, aplicada aos valores de significância dos testes estatísticos (Steiner & Norman 2011). A correcção de Bonferroni, ao alterar o nível de significância (valor p), diminui a probabilidade de ocorrência de erros do Tipo I na realização de testes estatísticos (Pereira 2012).

Todas as análises estatísticas acima mencionadas foram feitas com o recurso ao *software* RStudio versão 0.99.447. (RStudio Team 2015), integrado com o *software* R versão 3.2.0 (R Development Core Team 2015). Na realização das GLMM's foram usadas as seguintes *packages* *glmmADMB* (Fournier *et al.* 2012; Skaug *et al.* 2014) e *MuMin* (Barton 2015).

4. Resultados

4.1. Usos do solo da Herdade da Ribeira Abaixo

4.1.1. Situação em 2015

A Carta de Uso do Solo de 2015 mostra claramente que a unidade com uma maior expressão na área de estudo é o Montado com Subcoberto Pouco Denso ocupando 51,36% da área de estudo (tabela 4.1 e figura 4.1). Inversamente, as unidades menos representadas são a Horta e a Área Social, e o Medronhal. Em relação às primeiras unidades estas são as que possuem a menor expressão na área de estudo, enquanto a unidade Medronhal é apenas representada por uma mancha em toda a área de estudo.

Tabela 4.1. Área e respectiva percentagem de ocupação das unidades que compõem a Carta de Uso do Solo da área de estudo (Grândola) em 2015.

Unidades de Uso do Solo	Área (m²)	%
Montado sem Subcoberto	68 355	2,05
Montado com Subcoberto Pouco Denso	1 711 322	51,36
Montado com Subcoberto Denso de Estevas	442 916	13,29
Montado com Subcoberto Denso Misto	250 108	7,51
Vegetação Ripícola	149 505	4,49
Bosque Misto	558 876	16,77
Matos	76 496	2,30
Pinhal	49 655	1,50
Medronhal	4 385	0,13
Horta	1 969	0,06
Olival	16 851	0,51
Área Social	1 840	0,06
TOTAL	3 332 277	100

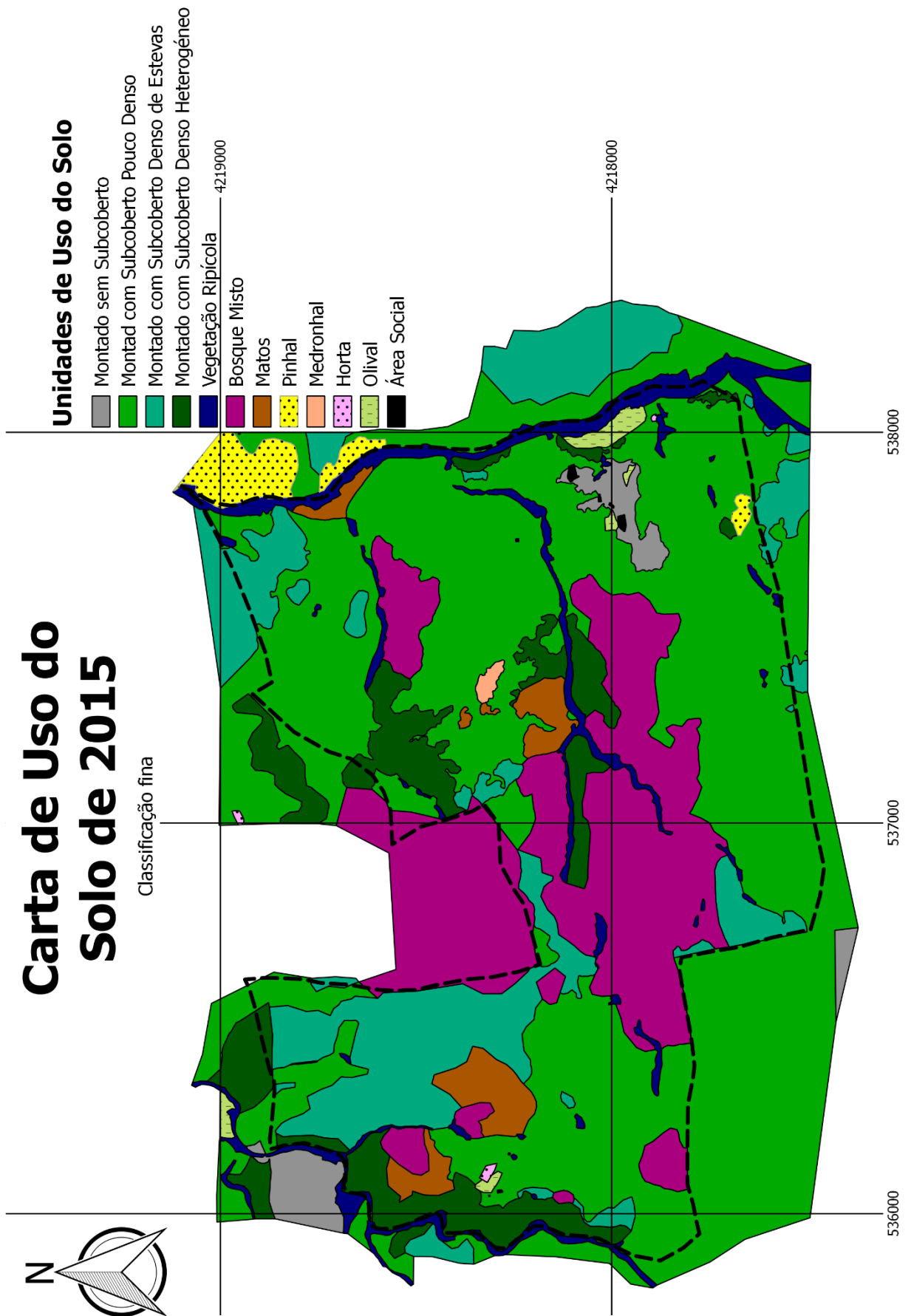


Figura 4.1. Carta de Uso de Solo de 2015 na HRA (Grândola).

4.1.2. *Evolução dos usos do solo na área de estudo entre 2000 e 2015*

Entre os anos 2000 e 2015 foi observada uma alteração significativa das áreas ocupadas por diferentes unidades de uso do solo na área de estudo. Assim, algumas unidades de uso do solo passaram a ter uma maior expressão, como o Bosque Misto, o Matos, e o Pinhal, que não tinham sido identificados em 2000, ocorrendo alterações na matriz – Montado com Subcoberto (tabela 4.2). Por outro lado, há uma diminuição do Montado sem Subcoberto em 89,88%, bem como de outras áreas com forte influência humana, nomeadamente o Prado, Horta e a Área Social.

Tabela 4.2. Área total das unidades de uso do solo nas Cartas de 2000 e 2015: diferença entre as áreas e respectiva percentagem de alteração (ver anexos IX-B e IX-C).

Uso do Solo	2000 (m²)	2015 (m²)	Diferença (m²)	%
Montado sem Subcoberto	675 763	68 355	-607 408	-89,88
Montado com Subcoberto	2 492 610	2 404 345	-88 265	-3,54
Vegetação Ripícola	94 194	149 504	55 310	58,72
Outros	0	689 412	689 412	100
Horta	11 052	1 969	-9 082	-82,18
Olival	18 783	16 850	-1 933	-10,29
Prado	30 464	0	-30 464	-100
Área Social	9 329	1 840	-7 489	-80,27

4.1.3. *Representatividade dos locais de amostragem*

Com base na carta de uso do solo, que permitiu caracterizar os locais de amostragem (Transectos Pedestres e Armadilhas de Pegadas), determinou-se que o Montado com Subcoberto Pouco Denso é a unidade de uso do solo com maior extensão nos dois tipos de locais de amostragem (tabela 4.3). Também é possível verificar que, tanto nos transectos pedestres como nas armadilhas de pegadas, a representatividade das unidades de uso do solo apresenta um padrão semelhante: MontA > Bosque Misto > MontE > MontM > Vegetação Ripícola > Matos > MontSem (> Pinhal > Área Social > Medronhal > Horta > Olival).

Tabela 4.3. Percentagem de cobertura de cada unidade de uso do solo (e respectivos acrónimos) nos Transectos e Pedestres e nas Armadilhas de Pegadas.

Unidades de Uso do Solo	Transectos (%)	Armadilhas (%)
Montado sem Subcoberto (MontSem)	1,83	0,84
Montado com Subcoberto Pouco Denso (MontPD)	55,74	53,10
Montado com Subcoberto Denso de Estevas (MontE)	8,11	11,55
Montado com Subcoberto Denso Misto (MontM)	7,96	10,07
Vegetação Ripícola (Rip)	6,06	4,67
Bosque Misto (Mx)	16,40	16,09
Matos (Mt)	3,05	3,62
Pinhal (Pi)	0,27	-
Medronhal (Med)	0,14	-
Horta (H)	1,14	-
Olival (Ol)	0,04	-
Área Social (AS)	0,14	-

4.2. Riqueza específica

No total, foram detectadas na área de estudo, oito espécies de mesocarnívoros (7 silvestres e 1 doméstica – ver anexo I-B). Com a excepção do gato-doméstico, todas as espécies detectadas nas Armadilhas de Pegadas foram também detectadas nos Transectos Pedestres (tabela 4.4). Durante o trabalho de campo foi possível confirmar visualmente a presença de cinco das espécies: raposa, fuinha, sacarrabos, doninha e gato-doméstico.

Tabela 4.4. Lista de espécies observadas e respectivo tipo de observação.

Espécies	Transecto Pedestres	Armadilha de Pegadas	Observação Directa
Raposa <i>Vulpes vulpes</i> (Linnaeus, 1758)	X		X
Fuinha <i>Martes foina</i> (Erxleben, 1777)	X	X	X
Texugo <i>Meles meles</i> (Linnaeus, 1758)	X		
Sacarrabos <i>Herpestes ichneumon</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	X
Geneta <i>Genetta genetta</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	
Lontra <i>Lutra lutra</i> (Linnaeus, 1758)	X		
Doninha <i>Mustela nivalis</i> Linnaeus, 1766	X		X
Gato-doméstico <i>Felis catus</i> Linnaeus, 1758		X	X

4.3. Abundância relativa e frequência de uso dos mesocarnívoros

4.3.1. Transectos Pedestres

Na totalidade dos transectos pedestres realizados, foram detectados 425 indícios de mesocarnívoros, dos quais 83% foram dejectos e 17% pegadas. Como expectável, para todas as espécies foi detectado um maior número de dejectos do que pegadas, à excepção

do texugo. Por outro lado, a espécie cujos indícios foram mais frequentemente detectados foi a fuinha, seguida da raposa, espécies para as quais foi estimado um maior valor de IQA (tabela 4.5).

Tabela 4.5. Número indícios por espécie detectados nos Transectos Pedestres e respectivo valor de IQA. Número de Dejectos e Pegadas detectadas por espécie e respectiva percentagem.

	Indícios	IQA	Dejectos	Pegadas
Raposa	95	5,13	79 83,16%	16 16,84%
Fuinha	133	6,80	131 98,41%	2 1,59%
Texugo	37	2,06	14 37,84%	23 62,16%
Sacarrabos	18	1,07	13 72,22%	5 27,78%
Geneta	22	1,19	22 100,00%	0 0,00%
Lontra	14	1,20	10 71,43%	4 28,57%
Doninha	4	0,21	4 100,00%	0 0,00%
TOTAL*	425	23,03	351 82,59%	74 17,41%

*também foram incluídos os indícios de mesocarnívoros não identificados

Dos 425 indícios de mesocarnívoros identificados, a maioria foi detectada no Montado com Subcoberto Pouco Denso (57,2%) (tabela 4.6). O mesmo padrão foi detectado a nível específico, com a excepção da lontra, cujos indícios foram, naturalmente, mais detectados em zonas de Vegetação Ripícola.

Tabela 4.6. Número de indícios por espécie e respectiva percentagem por unidade de uso do solo.

Indícios	MontSem	MontPD	MontE	MontM	Rip	Mx	Mt	Pi	Med	H	OI	AS
Raposa	95	1,1	60,0	23,2	2,1	4,2	4,2	5,3	0	0	0	0
Fuinha	133	0,8	54,9	12,0	5,3	9,8	12,0	3,0	0	0	0	1,5 0,8
Texugo	37	0	75,7	16,2	2,7	0	5,4	0	0	0	0	0
Sacarrabos	18	0	61,1	5,6	11,1	5,6	16,7	0	0	0	0	0
Geneta	22	0	45,5	0	4,5	27,3	4,5	0	0	0	13,6	4,5 0
Lontra	14	0	21,4	7,1	0	57,1	7,1	7,1	0	0	0	0 0
Doninha	4	0	50,0	0	0	0	50,0	0	0	0	0	0 0
TOTAL	425	1,6	57,2	13,2	4,7	9,2	8,5	4,0	0	0	0,7	0,7 0,2

Montado sem Subcoberto – MontSem; Montado com Pouco Subcoberto – MontPD; Montado com Subcoberto Denso de Estevas – MontE; Montado com Subcoberto Denso Misto – MontM; Vegetação Ripícola – Rip; Bosque Misto – Mx; Matos – Mt; Pinhal – Pi; Medronhal – Med; Horta – H; Olival – OI; Área Social – AS

* também incluídos os indícios de mesocarnívoros não identificados

4.3.2. Armadilhas de Pegadas

Relativamente aos dados das Armadilhas de Pegadas, foi detectado um padrão semelhante, onde a fuinha é a espécie com um maior número de registos, ao possuir uma Taxa de Visitas de 0,51 (tabela 4.7). Por outro lado, o valor da Taxa de Visitas total (1,02)

indica que, em média, foram registadas mais visitas do que o número total de verificações, i.e., em várias verificações foi detectado mais do que uma espécie (ver anexo VIII).

Devido à estrutura das armadilhas, três (raposa, texugo e lontra) das espécies detectadas nos transectos não foram detectadas nas armadilhas de pegadas, um vez que altura da entrada destas armadilhas restringe a entrada de animais com maior porte, facto que limita a comparação directa dos resultados. Por outro lado, a doninha, espécie cujas dimensões permitem que seja passível de ser detectadas nestas armadilhas, não foi detectada.

Todas as 22 armadilhas de pegadas colocadas no campo detectaram, pelo menos, duas espécies de mesocarnívoros. As espécies mais representadas em cada uma das armadilhas foram sempre a fuinha ou o sacarrabos, à excepção da armadilha número 13 (tabela 4.7).

Tabela 4.7. Número final de visitas por mesocarnívoros e respectiva taxa de visitas por armadilha e total.

Armadilha	Fuinha		Sacarrabos		Geneta		Gato-doméstico		Carnivora*	
	Nº V	T.V.	Nº V	T.V.	Nº V	T.V.	Nº V	T.V.	Nº V	T.V.
1	6	0,30	13	0,65	1	0,05	0	0	20	1,00
2	3	0,15	12	0,60	2	0,10	0	0	17	0,85
3	7	0,35	12	0,60	2	0,10	0	0	21	1,05
4	6	0,30	13	0,65	1	0,05	0	0	20	1,00
5	7	0,35	12	0,60	1	0,05	0	0	21	1,05
6	10	0,50	7	0,35	5	0,25	0	0	22	1,10
7	15	0,75	11	0,55	4	0,20	0	0	30	1,50
8	4	0,20	11	0,55	2	0,10	1	0,05	17	0,85
9	14	0,70	3	0,15	7	0,35	0	0	24	1,20
10	12	0,60	4	0,20	0	0	0	0	16	0,80
11	13	0,65	11	0,55	0	0	0	0	24	1,20
12	14	0,70	10	0,50	5	0,25	0	0	29	1,45
13	8	0,40	9	0,45	10	0,50	0	0	27	1,35
14	13	0,65	12	0,60	1	0,05	0	0	26	1,30
15	14	0,70	4	0,20	1	0,05	0	0	19	0,95
16	12	0,60	4	0,20	1	0,05	0	0	17	0,85
17	10	0,50	5	0,25	1	0,05	1	0,05	16	0,80
18	10	0,50	5	0,25	1	0,05	3	0,15	17	0,85
19	12	0,60	6	0,30	3	0,15	0	0	21	1,05
20	11	0,55	6	0,30	0	0	0	0	17	0,85
21	13	0,65	0	0	0	0	1	0,05	13	0,65
22	11	0,55	1	0,05	2	0,10	4	0,20	15	0,75
TOTAL	225	0,51	171	0,39	50	0,11	10	0,02	449	1,02

Nº V – número de visitas; T.V. – Taxa de Visitas

*total de visitas identificadas com pertencentes à comunidade de mesocarnívoros

4.4. Factores ambientais determinantes na detecção das espécies

4.4.1. Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM)

Após a realização das PCA's, observou-se que individualmente as componentes principais não explicam uma importante fracção da variabilidade dos dados, uma vez que nenhuma componente explica mais que 41% da variabilidade, especialmente na análise relativa ao uso do solo (tabela 4.8).

Tabela 4.8. Número de componentes principais por análise de PCA usadas nas GLMM's e respectiva percentagem mínima e máxima das variâncias explicadas.

	Grupo Uso do Solo		Grupo Perturbação
	Class. Fina	Class. Intermédia	
IQA	8 componentes: 15,7-7,5%	7 componentes: 20,1-8,3%	2 componentes: 40,5-31,1%
Taxa de Visita	5 componentes: 25,7-14,4%	3 componentes: 35,5-17,8%	4 componentes: 36,1-14,4%

No total, considerando os valores de IQA, os melhores modelos integravam 11 (oito componentes Uso do Solo, duas de Perturbação, e “DistAgua”) e 10 variáveis (oito componentes Uso do Solo, duas de Perturbação, e “DistAgua”), na análise ao nível da espécie (classificação Fina) e ao nível da comunidade de mesocarnívoros (classificação Intermédia), respectivamente. Nesta análise, foram excluídos os dados de doninha, dado o reduzido tamanho amostral. Na análise referente às Taxas de Visitas ao nível da espécie e ordem, os modelos considerados mais adaptados aos dados incluíram 10 (cinco componentes de Uso do Solo, quatro de Perturbação, e “Altitude”) e 8 variáveis (três componentes Uso do Solo, quatro de Perturbação, e “Altitude”), respectivamente.

Na análise dos IQA's, nenhum modelo específico ultrapassou uma probabilidade de explicação (w_i) de 4,6%, e no somatório dos modelos candidatos com um $\Delta AIC < 2$ o valor máximo foi de 22,4% (tabela 4.9), observando-se assim um reduzido valor de probabilidade em que um dos modelos candidatos individualmente, ou o somatório dos melhores, sejam uma aceitável aproximação da realidade. Para atingir uma probabilidade elevada (i.e. 95%) é necessário, no mínimo considerar 299 modelos, um número demasiado elevado.

Tabela 4.9. Resultado da análise GLMM's consoante os valores de IQA por período de amostragem.

IQA's	Nº de Modelos candidatos	Valor de w_i mais elevado	Σw_i dos modelos candidatos	Nº modelos em que $\Sigma w_i = 0,95$
Raposa	12	2,0%	13,1%	769
Fuinha	25	1,7%	22,4%	480
Texugo	16 (1 deles Nulo)	1,4%	11,4%	1252
Sacarrabos	20	1,0%	11,7%	1311
Geneta	8	4,6%	21,0%	383
Carnivora*	8	4,2%	18,3%	299

* total de indícios identificados com pertencentes à comunidade de mesocarnívoros

O mesmo padrão verificou-se na análise das Taxas de Visitas, em que o valor máximo de probabilidade de cada modelo ser o mais explicativo foi de 4,7% e o somatório dos modelos mais explicativos não ultrapassa uma probabilidade de 25,6% (tabela 4.10). Também nesta análise se verifica que para se atingir um valor de probabilidade elevado é necessário, no mínimo, considerar 161 modelos.

Tabela 4.10. Resultado da análise GLMM's consoante os valores da Taxa de Visita por período de amostragem.

Taxa de Visitas	Nº de Modelos candidatos	Valor de w_i mais elevado	Σw_i dos modelos candidatos	Nº modelos em que $\Sigma w_i = 0,95$
Fuinha	7	2,5%	10,7%	638
Sacarrabos	6	2,9%	8,6%	590
Geneta	5 (1 deles Nulo)	3,3%	11,6%	512
Gato-doméstico	22	2,0%	25,6%	393
Carnivora*	9 (1 deles Nulo)	4,7%	25,3%	161

* total de visitas identificadas com pertencentes à comunidade de mesocarnívoros

Por outro lado, em três das análises (texugo na análise dos IQA's e, geneta e Carnivora na análise das Taxas de Visitas), foi observado que um dos melhores modelos é o modelo Nulo. Este facto indicia que o padrão de variação da variável dependente é independente da variabilidade das variáveis resposta consideradas.

Os resultados obtidos nas análises demonstram que a(s) variável(eis) responsável(eis) pela variância observada pode(m) não ter sido tomada(s) em consideração e que as unidades de uso do solo, a perturbação humana e as restantes variáveis consideradas não são factores que expliquem os padrões de distribuição das espécies em estudo.

Tendo em conta o carácter inconclusivo das análises realizadas, optou-se então por efectuar regressões lineares simples, considerando os IQA's e as Taxas de Visitas, por espécie e ordem, como variáveis dependentes.

4.4.2. Análise de Regressão Linear

As regressões lineares simples das variáveis usadas nos GLMM's mostram a existência de alguns padrões, uma vez que foi detectada uma relação significativa de IQA e Taxa de Visitas de algumas espécies com as componentes principais das variáveis de Uso do Solo, Perturbação e com a "Altitude" (tabela 4.11 e tabela 4.12).

Tabela 4.11. Regressões estatisticamente significativas entre os IQA's e as variáveis usadas nas GLMM's.

IQA	Variável	Declive	Valor de p
Raposa	USolo.4	0.166	< 0,001
	Pert.2	-0.131	0,003
Geneta	USolo.6	0.086	< 0,001
Carnivora*	USolo.3	0.105	0,004

* total de indícios identificados com pertencentes à ordem comunidade de mesocarnívoros

Tabela 4.12. Regressões estatisticamente significativas entre as Taxas de Visitas e as variáveis usadas nas GLMM's.

Taxa de Visitas	Variável	Declive	Valor de p
Fuinha	Altitude	-0.450	0,002
Sacarrabos	Altitude	0.530	0,005
	Pert.4	-0.046	< 0,001
Gato-doméstico	USolo.1	-0.009	0,002
Carnivora*	USolo.1	-0.020	0,003

* total de visitas identificadas com pertencentes à comunidade de mesocarnívoros

Tendo em conta a relação das variáveis que compõem as componentes principais com os valores destas últimas, foi possível detectar que a maioria dos IQA's e Taxas de Visitas por espécie possuem uma relação inversamente proporcional com a percentagem de Montado sem Subcoberto (tabela 4.13 e tabela 4.14). No entanto, para certas espécies, como a raposa e o gato-doméstico, o padrão é o oposto. A análise dos valores de IQA e das Taxas de Visitas de Carnivora com várias componentes principais associadas à perturbação e ao uso do solo detectou algumas incoerências, por exemplo, os valores de IQA têm uma relação inversamente proporcional com as unidades Montado com Subcoberto e Bosque Misto, enquanto os valores das taxas de Visitas apresentam um padrão oposto.

Tabela 4.13. Peso das variáveis iniciais dos componentes principais de Uso do Solo (*Loadings*) que possuem uma regressão estatisticamente significativas com os IQA's.

IQA	Raposa	Geneta	Carnivora*
	USolo.4 var = 0,090	USolo.6 var = 0,080	USolo.3 var = 0,117
MontSem	0,135		- 0,419
MontCom	-----	-----	0,234
MontPD			-----
MontE	0,487	0,250	-----
MontM	- 0,146	- 0,317	-----
Veg Rip		0,165	0,469
BMisto	- 0,401		- 0,493
Matos	0,343	- 0,552	0,158
Pinhal	0,253	0,651	0,166
Medronhal		- 0,208	
Horta	- 0,446	0,133	0,136
Olival	- 0,406	0,120	
Área Social	0,115		- 0,392
Manchas			0,269

Montado sem Subcoberto – MontSem; Montado com Subcoberto – MontCom;
 Montado com Pouco Subcoberto – MontPD; Montado com Subcoberto Denso de Estevas – MontE;
 Montado com Subcoberto Denso Misto – MontM;
 Vegetação Ripícola – Veg Rip; Bosque Misto - BMisto

* total de indícios identificados com pertencentes à comunidade de mesocarnívoros

Tabela 4.14. Peso das variáveis iniciais dos componentes principais de Uso do Solo (*Loadings*) que possuem uma regressão estatisticamente significativas com as Taxas de Visitas.

Taxa de Visitas	Gato-doméstico	Carnivora*
	USolo.1 var = 0,258	USolo.1 var = 0,355
MontSem	0,365	- 0,130
MontCom	-----	- 0,590
MontPD	0,510	-----
MontE		-----
MontM	- 0,361	-----
Veg Rip	- 0,354	0,447
BMisto		0,271
Matos	- 0,264	0,281
Manchas	- 0,526	0,532

Montado sem Subcoberto – MontSem; Montado com Subcoberto – MontCom;
 Montado com Pouco Subcoberto – MontPD; Montado com Subcoberto Denso de Estevas – MontE; Montado com Subcoberto Denso Misto – MontM;
 Vegetação Ripícola – Veg Rip; Bosque Misto - BMisto

* total de indícios identificados com pertencentes à comunidade de mesocarnívoros

Em relação aos factores de Perturbação, só para duas espécies foi observado uma relação estatisticamente significativa entre o IQA e as Taxa de Visitas e as componentes principais deste grupo de variáveis. O IQA da raposa apresenta uma variação directamente proporcional com a extensão da unidade Área Social, enquanto a Taxa de

Visitas do sacarrabos varia proporcionalmente com a distância à estrada de alcatrão mais próxima e inversamente com a distância à habitação mais próxima (tabela 4.15).

Tabela 4.15. Peso das variáveis iniciais dos componentes principais de Perturbação (*Loadings*) que possuem uma regressão estatisticamente significativas com os IQA's e as Taxas de Visitas.

Variável	IQA - Raposa Pert.2 var = 0,406	Taxa de Visitas - Sacarrabos Pert.4 var = 0,144
Área Social	0,635	-----
DistCasas	0,497	- 0,613
DistAlctr	- 0,592	0,736
Caminhos	-----	0,229
CamPrinc	-----	0,134
CamSec	-----	0,106
CompCam	-----	

5. Discussão

Ao finalizar este estudo foram obtidos resultados que nos permitiram descrever o estado actual da comunidade de mesocarnívoros dentro da área de estudo, que ao longo do tempo tem sofrido um processo de renaturalização. Estes resultados comprovaram as hipóteses em estudo, uma vez que detectámos uma comunidade maioritariamente composta por espécies generalistas, e dominada por espécies melhor adaptadas a áreas mais densas (hipótese 1), onde a maior frequência de uso por cada uma está associada a esses habitats, em oposição às áreas mais abertas e humanizadas (hipótese 2 e 3, respectivamente). Contudo, apesar de, ao nível da comunidade de mesocarnívoros se terem confirmado as hipóteses iniciais, os padrões detectados variaram consoante as espécies.

5.1. Composição e distribuição da comunidade de mesocarnívoros

Ao analisarmos a composição actual da comunidade de mesocarnívoros verificamos que nas últimas duas décadas esta não sofreu alterações significativas. A única aparente excepção é a ausência de vestígios de presença de toirão, espécie que foi descrita como presente em 1999 (Santos-Reis *et al.* 1999).

Apesar de em outros trabalhos mais recentes já não ter sido registado a presença desta espécie (Rosalino *et al.* 2009), ao ter sido confirmado o aumento das áreas ripícolas, relativamente às quais o toirão demonstra uma maior preferência de uso (Rondini *et al.* 2006; Santos 2012; Zabala *et al.* 2015), era esperada a confirmação da presença da espécie e até um aumento da sua abundância relativa actualmente. Tal expectativa não foi corroborada por nenhum dos métodos utilizados (incluindo o recurso a genética molecular – M. Fonseca, dados não publicados), nos leva a sugerir que actualmente o toirão se encontra ausente na área de estudo. Esta ausência pode resultar de um efectivo declínio da espécie, que se considera estar presente em reduzidas densidades (Queiroz *et al.* 2005). Contudo, esta espécie deposita frequentemente os seus dejectos próximos dos locais de repouso, em latrinas (Santos 2012), o que, em situação de raridade, poderá dificultar ainda mais a sua detecção nos caminhos amostrados, e deste modo não ser possível observar indícios da mesma.

Também não foram detectadas alterações significativas na distribuição das restantes espécies nestas últimas décadas, isto porque estas continuam a ocupar toda a

extensão da área de estudo, tal como foi registado em 1999 (Santos-Reis *et al.* 1999). Assim, verificamos que o processo de renaturalização observado não influenciou o padrão de distribuição das espécies presentes, sendo a doninha a única possível excepção.

A doninha é uma espécie que possui uma elevada afinidade a campos agrícolas, e áreas heterogéneas onde zonas abertas alternam com zonas mais fechadas (Alves & Basto 2012), áreas estas que sofreram uma redução da sua expressividade, e onde o subcoberto outrora dominado por herbáceas se transformou num subcoberto dominado por espécies arbustivas. Assim, ao ser verificada uma distribuição muito restrita, tendo sido detectada somente a Sul da área de estudo (ver anexo XI), é possível que a referida espécie tenha sido influenciada pelo processo de renaturalização. Assim, as alterações da paisagem podem ter resultado na diminuição da área de distribuição da espécie, e conseqüente diminuição da probabilidade de detecção através das metodologias usadas.

5.2. Abundância relativa de mesocarnívoros e frequência de uso das unidades de uso do solo

Devido à renaturalização da paisagem da área de estudo, actualmente dominada por unidades de uso do solo onde predomina uma maior densidade de subcoberto, e menor expressão de zonas mais antrópicas (e.g., hortas), era esperado que espécies mais generalistas, ou melhor adaptadas a áreas mais densas, possuíssem uma maior abundância relativa na área de estudo.

Actualmente, a comunidade de mesocarnívoros é de facto dominada por espécies mais generalistas como a raposa, a fuinha e o sacarrabos, e contrariamente, espécies mais especialistas, como a doninha, registam uma abundância relativa muito reduzida (< 1% do total de indícios). Embora as espécies generalistas continuem a ser as mais abundantes na comunidade de mesocarnívoros, nomeadamente a fuinha e o sacarrabos, ao compararmos estes resultados com os de estudos anteriores (Santos-Reis *et al.* 1999), os níveis de abundância de raposa e doninha sofreram alterações, sendo que a primeira passou a ser uma espécie abundante, enquanto relativamente à segunda, conforma acima referido, se verificou o oposto. No que se refere à raposa esta variação não aparenta ser uma consequência directa do processo de renaturalização, isto por apesar de ser uma espécie com uma elevada plasticidade (Cavallini & Lovari 1994), outros acontecimentos ao longo das últimas duas décadas podem ter servido de “motor” do aumento da abundância desta espécie, nomeadamente a implementação de acções de gestão cinegética. Em relação à doninha, pelos motivos apontados no referente à sua distribuição,

a diminuição da sua abundância pode ser interpretada como uma consequência do processo de renaturalização.

O domínio das espécies generalistas da comunidade de mesocarnívoros está bem patente no facto de não ter sido possível detectar nenhuma relação significativa entre os mesocarnívoros (enquanto grupo) e as diferentes unidades de uso do solo presentes na área de estudo. No entanto, observou-se que algumas características estruturais da paisagem parecem ter uma importância transversal a toda a comunidade, nomeadamente a maior densidade de subcoberto (e.g., vegetação ripícola), a maior heterogeneidade (i.e. maior número de fragmentos de diferentes unidades da paisagem) e a menor pressão antrópica, corroborando as hipóteses iniciais.

A abundância da comunidade de mesocarnívoros está geralmente relacionada com áreas de maior densidade de vegetação arbustiva, porque estas fornecem locais de repouso e/ou refúgio às espécies, levando a que haja uma maior frequência de uso por este grupo (Mangas *et al.* 2008). Além da densidade, a heterogeneidade também é importante porque permite gerar estratégias de complementação/suplementação da paisagem, favorecendo a coexistência de espécies simpátricas (Santos-Reis *et al.* 2004; Santos & Santos-Reis 2010; Pereira *et al.* 2012). Contrariamente, a existência de pressão humana está relacionada com menores abundâncias relativas de carnívoros, indiciando efeitos negativos de possíveis conflitos directos (Treves & Karanth 2003), da perturbação e controlo das populações associados à actividade cinegética (Beja *et al.* 2009), e de alterações na paisagem derivadas das actividades agrícolas (e.g., fragmentação – Virgós *et al.* 2002). A acção individual ou conjunta destes factores faz com que as espécies de carnívoros evitem zonas mais humanizadas (Santos & Santos-Reis 2010).

Contudo, o padrão de frequência de uso das diferentes unidades de uso do solo pelos mesocarnívoros, enquanto grupo, não é semelhante aos observados quando consideramos as espécies individualmente, tendo sido detectadas diferenças significativas, nomeadamente para a raposa e o gato-doméstico. Ambas possuem uma maior frequência de uso em áreas mais antrópicas e com um subcoberto menos denso.

Em relação ao gato-doméstico, está descrito que este frequenta usualmente áreas em redor de habitações humanas e prados, que usam como locais de caça (Weber & Dailly 1998). Na nossa área, tal como em outros estudos (Gehrt *et al.* 2013), os resultados obtidos corroboram este padrão, demonstrando uma maior dependência da espécie por zonas mais antrópicas. Por outro lado, é geralmente aceite que o gato-doméstico não é um forte competidor quando comparado com as espécies de carnívoros silvestres, o que

faz com que estes sejam impelidos a utilizarem zonas menos frequentadas por outros carnívoros (Krauze-Gryz *et al.* 2012; Gehrt *et al.* 2013).

Já a raposa é uma espécie generalista, que prefere habitats heterogéneos, (Jędrzejewski & Jędrzejewska 1992; Cavallini & Lovari 1994), compostos por campos agrícolas e outros habitats abertos, onde caça, e por habitats mais densos, que usa como áreas de refúgio e repouso (Loureiro *et al.* 2012). Os dados que obtivemos corroboram este padrão, uma vez que este carnívoro apresentava uma distribuição generalizada, mas com uma maior frequência de uso de habitats mais abertos. No entanto, estes dados também revelam que a raposa raramente usa as hortas e olivais, áreas tradicionalmente ricas em recursos alimentares importantes para a espécie, e relativamente às quais se esperava uma maior frequência de uso pela raposa (Herrera 1989; Rosalino & Santos-Reis 2009; Loureiro 2012). Esta reduzida frequência de uso nas hortas e olivais pode ser explicada pelo reduzido consumo, pela raposa, dos frutos produzidos nestas áreas, uma vez que a fruta mais importante na dieta da raposa na área de estudo foi a pêra-brava (G. Aparício, dados não publicados), que se encontra distribuída pelos montados, nomeadamente os menos densos (e.g., Montado sem Subcoberto e o Montado com Subcoberto Pouco Denso).

No presente estudo, a raposa foi o carnívoro que apresentou uma das maiores abundâncias relativas. Contudo, apesar de ter uma distribuição ampla, em estudos anteriores foi verificado que a detecção da espécie na Serra de Grândola era pouco frequente (Pinto 1998), especificamente dentro da HRA (Santos-Reis *et al.* 1999). No entanto, a diferença observada poderá não estar associada apenas ao aumento dos efectivos populacionais deste mesocarnívoro, mas também com alterações dos comportamentos de marcação, isto devido a alterações da disponibilidade de recursos que ocorreram devido a renaturalização da paisagem. No pressuposto de se ter registado um aumento dos efectivos este poderá estar relacionado com acções de gestão cinegética, uma vez que diversos trabalhos (Casanovas *et al.* 2012; Barrul *et al.* 2014) têm demonstrado que a implementação de acções de controlo de densidades de predadores pelos gestores de caça tem um efeito negativo sobre os mesocarnívoros, no geral, mas, frequentemente positivo sobre a raposa. Apesar de actualmente esta área de estudo não possuir qualquer regimento de controlo de predadores (considerada Área de Refúgio de Caça desde 2013 – F. Petrucci-Fonseca, comunicação pessoal), em seu redor encontram-se diversas zonas de caça associativa, que conseqüentemente podem servir de “fonte” de indivíduos, indivíduos estes que podem usar a área de estudo como refúgio.

Para além destas duas espécies foi possível igualmente identificar a associação de outros carnívoros com algumas características da paisagem. Assim, detectámos uma relação significativa positiva da fuinha e da geneta com ambientes florestais, explicada pelo comportamento arborícola das duas espécies (Santos-Reis *et al.* 2004; Santos *et al.* 2007; Santos & Matos 2012), e a preferência do sacarrabos por áreas mais densas, locais que esta última espécie, tipicamente cursorial, usa para repouso ou refúgio (Rosalino & Chambel 2012).

Em relação à fuinha e ao sacarrabos, detectámos ainda que estes mesocarnívoros mostram uma aparente relação com as variações de altitude registadas na área de estudo. Ao analisarmos a Carta de Uso de Solos de 2015 (ver figura 4.1; ponto 4.1.1) e o mapa topográfico da área de estudo (ver anexo X) observamos uma diferença significativa entre o lado Este e o lado Oeste da área de estudo. No primeiro, o relevo mostra-se mais acentuado registando-se uma maior densidade de vales, onde se observa um maior número de unidades de uso do solo com uma elevada densidade de árvores (e.g, vegetação ripícola e montados com subcoberto denso heterogéneo). Em contrapartida, a zona Oeste é planáltica e coberta por matos e montados com subcoberto denso de estevas (possuindo poucas árvores, muitas delas mortas – observação pessoal). A maior frequência de uso de cada espécie está assim relacionada com os respectivos requisitos ecológicos, i.e. o sacarrabos possui uma maior preferência por matagais e, assim, a maior abundância relativa desta espécie foi registada na zona Oeste (ver anexo XII-A), enquanto a fuinha, tipicamente arborícola, é mais abundante na região Este, onde o estrato arbóreo é dominante (ver anexo XII-B).

5.3. Limitações dos métodos de amostragem

Pese embora os resultados obtidos neste estudo tenham permitido corroborar as hipóteses iniciais, os dois métodos de amostragem adoptados revelaram certas limitações face ao objectivo de descrever o estado populacional das espécies que compõem a comunidade que habita a área. Devido a estas limitações foram obtidos resultados nem sempre coincidentes, o que obrigou a que fosse realizada uma análise cuidada dos mesmos, de modo a perceber se se deveram às características intrínsecas de cada método, ou se de facto representam o estado actual da comunidade de mesocarnívoros.

As diferenças entre os métodos de amostragem ocorreram ao nível das três estimativas realizadas no presente estudo: (1) riqueza específica, (2) abundância relativa e (3) frequência de uso. Contudo, apesar das diferenças encontradas relativamente à

riqueza específica e abundância relativa estarem associadas às características intrínsecas de cada método, os resultados obtidos ao nível da frequência de uso não se devem aos métodos *per se*, mas sim à elevada variância de subcoberto dentro de cada uma das unidades.

As unidades em causa, Bosque Misto e Montado com Subcoberto, não apresentam a mesma densidade de subcoberto em toda a sua extensão. Na primeira, a densidade de Subcoberto não foi determinada, enquanto a unidade classificada como Montado com subcoberto engloba zonas de subcoberto pouco denso, denso de estevas e denso misto. Assim, tendo em conta a importância do subcoberto registada neste estudo (ver página 34; ponto 5.2), esta variabilidade dificulta a percepção da relação que a comunidade de mesocarnívoros estabelece com cada unidade de paisagem considerada, pois depende do local amostrado.

Ao analisarmos as diferenças registadas, tanto ao nível da riqueza específica como da abundância relativa, observamos que cada método *per se* não é suficiente para caracterizar o estado da comunidade de mesocarnívoros como um todo, nem das espécies individualmente. Estas diferenças devem-se à elevada diversidade de espécies, de diferentes dimensões e de diferentes formas de realizarem a marcação territorial, nomeadamente na deposição de dejectos, tornando os métodos mais ou menos adequados. Neste estudo foram verificadas três situações distintas demonstrando que o método dos Transectos Pedestres não é suficiente para descrever o estado populacional de certas espécies.

Em relação à riqueza específica as diferenças registadas eram esperadas devido à selectividade das armadilhas de pegadas, que impedem a entrada de espécies que têm a altura do garrote superior à armadilha, nomeadamente a raposa, o texugo e a lontra. Porém, a ausência de registo do gato-doméstico nos caminhos amostrados deve-se à usual marcação territorial dos gatos, que é efectuada principalmente com recurso à urina (Feldman 1994; Crowell-Davis *et al.* 2004; Jongman 2007), e não a dejectos (Crowell-Davis *et al.* 2004), poderá estar associada com a ausência de detecção desta espécie com recurso a este método. Por outro lado, estes carnívoros têm o hábito de enterrarem os seus dejectos (Crowell-Davis *et al.* 2004). Assim, o método dos Transectos Pedestres não se mostra adequado para avaliar a situação da espécie.

Por fim as diferenças registadas nos valores de abundância relativa do sacarrabos e da geneta devem-se à reduzida frequência de marcação, com dejectos, em caminhos amostrados. No caso do sacarrabos, esta espécie, de um modo geral, defeca em locais

próximos das zonas de refúgio (Rosalino & Chambel 2012) e no interior de vegetação densa (e.g., silvados), sendo muito difícil detectar indícios em caminhos. De facto, ao aplicarmos os transectos pedestres, a espécie é dada como uma espécie pouco abundante, mas se considerarmos as armadilhas de pegadas a mesma é dada como uma espécie abundante e com uma distribuição ampla (ver anexo XII-A).

No caso da geneta, espécie que defeca preferencialmente em latrinas localizadas em locais elevados na paisagem (Alves 2012), a associação da distribuição e abundância relativa da geneta com os locais por onde este carnívoro se desloca e alimenta é reduzida (ver anexo XII-C). Este comportamento, provoca um enviesamento, entre a identificação dos locais usados pela espécie e os identificados quando aplicado o método dos Transectos Pedestres. Desta forma, os padrões detectados referem-se às características dos locais preferenciais para a criação de latrinas e não às características das áreas de utilização preferencial.

Assim, a utilização independente dos dois métodos de amostragem utilizados traduz resultados que não caracterizam a situação real da comunidade de mesocarnívoros. Contudo, a análise simultânea dos resultados de ambos os métodos tornou possível determinar os níveis de abundância relativa e a frequência de uso das unidades de uso do solo pela comunidade de mesocarnívoros e por cada espécie individualmente, possibilitando deste modo a caracterização do estado actual da comunidade de mesocarnívoros.

5.4.Considerações finais

Ao concluir este estudo verificámos que o processo de renaturalização criou, até ao momento, um reduzido número de alterações na comunidade de mesocarnívoros. No entanto, a continuação do referido processo poderá levar a um maior desenvolvimento dos matos (em termos de extensão e densidade), que pode afectar de forma ainda mais significativa as espécies que usam ou preferem habitats mais abertos. Inversamente, os mesocarnívoros adaptados a paisagens com coberto vegetal mais denso, e que não necessitem de uma paisagem heterogénea, poderão ser beneficiados. Tendo em conta que a heterogeneidade da paisagem é um factor muito importante para a riqueza específica (e.g., Mangas *et al.* 2008; Pita *et al.* 2009, Pereira *et al.* 2012), a homogeneização da paisagem e a consequente alteração da disponibilidade dos diferentes recursos amplia os efeitos negativos deste processo de renaturalização.

Por outro lado, o presente estudo demonstrou igualmente que a utilização individual de diferentes métodos de amostragem poderá condicionar os resultados obtidos, em especial em áreas com uma comunidade muito diversificada. Assim, a utilização de múltiplas metodologias permite a recolha de dados mais robustos que representam de uma forma mais precisa as comunidades presentes em determinada área. Por outro lado, o uso complementar dos transectos pedestres com as ferramentas de ecologia molecular permite igualmente uma identificação fidedigna dos dejectos recolhidos nos transectos, aumentando assim o grau de fiabilidade dos dados recolhidos.

Finalmente, convém referir que os dados apresentados advêm de uma área de estudo de reduzido tamanho (3,33 km²), sendo esta dimensão semelhante ou até mesmo inferior a áreas vitais de algumas das espécies em estudo (e.g., geneta: 3,3 km² – Santos Reis *et al.* 2004; texugo: 4,46 km² – Rosalino 2004. Logo, os dados obtidos devem ser interpretados com algum cuidado, isto porque podem representar populações com um número reduzido de indivíduos.

No entanto, os resultados obtidos neste trabalho, com elevada resolução espacial, constituem informação de base para estudos futuros, possibilitando um estudo comparativo directo das consequências da alteração da paisagem, e permitindo perceber a resposta da comunidade de mesocarnívoros perante um processo de renaturalização de uma paisagem dominada pelo montado de sobro.

Referências Bibliográficas

- Alberto D., e J. P. F. Almeida. 2011. Evolução da agricultura portuguesa no período 1989/2010. Análise de indicadores relevantes. Páginas 916–922 em APDR (Associação Portuguesa para o Desenvolvimento Regional), editor. Acta do 17º Congresso da APDR: gestão de bens comuns e desenvolvimento regional sustentável. APDR, Angra do Heroísmo, Açores, Portugal.
- Alves, F. 2012. Geneta (*Genetta genetta*): a trepadora africana. Páginas 167–179 em F. Loureiro, N. M. Pedroso, M. J. Santos, e L. M. Rosalino, editores. Um olhar sobre os carnívoros portugueses. CARNIVORA, Lisboa, Portugal.
- Alves, F., e M. P. Basto. 2012. Doninha (*Mustela nivalis*): pequena mas implacável. Páginas 67–79 em F. Loureiro, N. M. Pedroso, M. J. Santos, e L. M. Rosalino, editores. Um olhar sobre os carnívoros portugueses. CARNIVORA, Lisboa, Portugal.
- Baptista, F. O. 1994. A agricultura e a questão da terra — do Estado Novo à comunidade Europeia. *Análise Social* **29**(128): 907–921.
- Barbero, M., G. Bonin, R. Loisel, e P. Quézel. 1990. Changes and disturbances of forest ecosystems caused by human activities in the Western part of the Mediterranean basin. *Plant Ecology* **87**(2): 151–173.
- Barea-Azcón, J. M., E. Virgós, E. Ballesteros-Duperon, M. Moleón, e M. Chiroso. 2007. Surveying carnivores at large spatial scales: a comparison of four broad-applied methods. *Biodiversity and Conservation* **16**(4): 1213–1230.
- Barnosky, A. D., N. Matzke, S. Tomiya, G. O. U. Wogan, B. Swartz, T. B. Quental, C. Marshall, J. L. McGuire, E. L. Lindsey, K. C. Maguire, B. Mersey, e E. A. Ferrer. 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived?. *Nature* **471**(7336): 51–57.
- Barrull, J., I. Mate, M. Salicrú, J. Palet, J. G. Casanovas, J. Gosàlbez, e J. Ruiz-Olmo. 2014. Differential response of a carnivore community to predator control: a spatio-temporal observational study. *Italian Journal of Zoology* **81**(2): 271–238
- Barton, K. 2015. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.15.1. <http://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>.

- Beja, P., L. Gordinho, L. Reino, F. Loureiro, M. Santos-Reis, e R. Borralho. 2009. Predator abundance in relation to small game management in Southern Portugal: conservation implications. *European Journal of Wildlife Research* **55**(3): 227–238.
- Beltrán, J. F., M. Delibes, e J. R. Rau. 1991. Methods of censusing red fox (*Vulpes vulpes*) populations / Metodi di censimento della volpe (*Vulpes vulpes*). *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* **3**(1): 199–214
- Blondel, J., e J. Aronson. 1999. *Biology and wildlife of the Mediterranean region*. Oxford University Press, Oxford, Reino Unido.
- Buchmann, C. M., F. M. Schurr, R. Nathan, e F. Jeltsch. 2013. Habitat loss and fragmentation affecting mammal and bird communities—The role of interspecific competition and individual space use. *Ecological Informatics* **14**: 90–98.
- Burnham, K. P., e D. R. Anderson. 2002. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. 2nd edition. Springer-Verlag, Cidade de Nova Iorque, Nova Iorque, Estados Unidos da América.
- Cabral M. J., J. Almeida, P. R. Almeida, T. Dellinger, N. Ferrand de Almeida, M. E. Oliveira, J. M. Palmeirim, A. I. Queiroz, L. Rogado, e M. Santos-Reis, editores. 2005. *Livro vermelho dos vertebrados de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa, Portugal.
- Calzada J., M. Clavero, e A. Fernández, editores. 2014. *Guía virtual de los indicios de los mamíferos de la Península Ibérica, Islas Baleares y Canarias*. Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos, Málaga, Espanha. Disponível a partir de <http://www.secem.es/guiadeindiciosmamiferos/> (acedido em Março 2015).
- Câmara Municipal de Grândola. 2014. *Grândola Município: áreas de intervenção – economia*. Câmara Municipal de Grândola, Grândola, Portugal. Disponível a partir de <http://www.cm-grandola.pt/Páginas/276> (acedido em Julho 2015).
- Carrete, M., J. M. Grande, J. L. Tella, J. A. Sánchez-Zapata, J. A. Donázar, R. Díaz-Delgado, e A. Romo. 2007. Habitat, human pressure, e social behavior: partialling out factors affecting large-scale territory extinction in an endangered vulture. *Biological Conservation* **136**(1): 143–154.
- Carroll, C., R. F. Noss, e P. C. Paquet. 2001. Carnivores as focal species for conservation planning in the Rocky Mountain region. *Ecological Applications*, **11**(4): 961–980.
- Carvalho, W. D., L. M. Rosalino, J. C. Dalponte, B. Santos, C. H. Adania, e C. E. L. Esbérard. 2015. Can footprints of small and medium sized felids be distinguished

- in the field? Evidences from Brazil's Atlantic Forest. *Tropical Conservation Science* **8**(3): 760–777.
- Casanovas, J. G., J. Barrull, I. Mate, J. M. Zorrilla, J. Ruiz-Olmo, J. Gosàlbez, e M. Salicrú. 2012. Shaping carnivore communities by predator control: competitor release revisited. *Ecological Research* **27**(3): 603–614.
- Cavallini, P., e S. Lovari. 1994. Home range, habitat selection and activity of the red fox in a Mediterranean coastal ecotone. *Acta Theriologica* **39**(3): 279–287.
- Correia, A. I., e M. Santos-Reis. 1999. Área de estudo. Páginas 5–8 em M. Santos-Reis, e A. I. Correia, editores. *Caracterização da flora e da fauna do montado da Herdade da Ribeira Abaixo (Grândola-Baixo Alentejo)*. Centro de Biologia Ambiental, Lisboa, Portugal.
- Correia, A. I., e S. Nisa. 1999. Flora vascular. Páginas 47–60 em M. Santos-Reis, e A. I. Correia, editores. *Caracterização da flora e da fauna do montado da Herdade da Ribeira Abaixo (Grândola-Baixo Alentejo)*. Centro de Biologia Ambiental, Lisboa, Portugal.
- Correia, O. C. A. 1988. Contribuição da fenologia e ecofisiologia em estudos da sucessão e dinâmica da vegetação mediterrânica. Doutoramento. Tese. Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Correia, T. P. 1993. Threatened landscape in Alentejo, Portugal: the 'montado' and other 'agro-silvo-pastoral' systems. *Landscape and Urban Planning* **24**(1): 43–48.
- Costa, A., M. Madeira, J. L. Santos, e Â. Oliveira. 2011. Change and dynamics in Mediterranean evergreen oak woodlands landscapes of Southwestern Iberian Peninsula. *Landscape and Urban Planning* **102**(3): 164–176.
- Crowell-Davis, S. L., T. M. Curtis, e R. J. Knowles. 2004. Social organization in the cat: a modern understanding. *Journal of Feline Medicine and Surgery* **6**(1): 19–28.
- Dunteman, G. H. 1989. *Principal components analysis*. Sage Publications, Thousand Oaks, Califórnia, Estados Unidos da América.
- Ezard, T. H. G., e J. M. J. Travis. 2006. The impact of habitat loss and fragmentation on genetic drift and fixation time. *Oikos* **114**(2): 367–375.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **34**: 487–515.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2012. *State of the world's forests 2012*. FAO, Roma, Itália.

- Feldman, H. N. 1994. Methods of scent marking in the domestic cat. *Canadian Journal of Zoology* **72**(6): 1093–1099.
- Filipe, A. F., I. G. Cowx, e M. J. Collares-Pereira. 2002. Spatial modelling of freshwater fish in semi-arid river systems: a tool for conservation. *River Research and Applications* **18**(2): 123–136.
- Fournier, D. A., H. J. Skaug, J. Ancheta, J. Ianelli, M. Magnusson, M. Maunder, A. Nielsen, e J. Sibert. 2012. AD Model Builder: using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models. *Optimization Methods and Software* **27**(2): 233–249.
- Gehrt, S. D., E. C. Wilson, J. L. Brown, e C. Anchor. 2013. Population ecology of free-roaming cats and interference competition by coyotes in urban parks. *PLoS ONE* **8**(9): e75718.
- Geist, H. J., e E. F. Lambin. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience* **52**(2): 143–150.
- Gese, E. M. 2001. Monitoring of terrestrial carnivore populations. Páginas 372–396 em J. L. Gittleman, S. M. Funk, D. W. Macdonald, e R. K. Wayne, editores. *Carnivore conservation*. Cambridge University, Cambridge, Reino Unido.
- Gompper, M. E., R. W. Kays, J. C. Ray, S. D. Lapoint, D. A. Bogan, e J. R. Cryan. 2006. A comparison of noninvasive techniques to survey carnivore communities in Northeastern North America. *Wildlife Society Bulletin* **34**(4): 1142–1151.
- GPP (Gabinete de Planeamento e Políticas). 2007. *Culturas arvenses: diagnóstico sectorial*. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas, Lisboa, Portugal.
- Hannah, L., J. L. Carr, e A. Lankerani. 1995. Human disturbance and natural habitat: a biome level analysis of a global data set. *Biodiversity & Conservation* **4**(2): 128–155.
- Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* **396**(6706): 41–49.
- Hebblewhite, M., e E. Merrill. 2008. Modelling wildlife–human relationships for social species with mixed-effects resource selection models. *Journal of Applied Ecology*, **45**(3): 834–844.
- Herrera, C. M. 1989. Frugivory and seed dispersal by carnivorous mammals, and associated fruit characteristics, in undisturbed Mediterranean habitats. *Oikos* **55**(2): 250–262.

- Hoekstra, J. M., T. M. Boucher, T. H. Ricketts, e C. Roberts. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* **8**(1): 23–29.
- Hunter, L. 2011. *Carnivores of the world*. Princeton University Press, Princeton, Nova Jérésia, Estados Unidos da América.
- ICNF (Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas). 2015. ZCM 5014 Várzea Redonda - Grândola [4ª reg.]. ICNF, Lisboa, Portugal. Disponível a partir de <http://www.icnf.pt/portal/caca/zc/zcm/setubal/zcm5014-vredond> (acedido em Setembro 2015).
- INE (Instituto Nacional de Estatística). 2012. 1.02 - População residente em 2001 e 2011, segundo os grupos etários e sua evolução entre 2001 e 2011. INE, Lisboa, Portugal. Disponível a partir de http://censos.ine.pt/xportal/xmain?xpid=CENSOS&xpgid=censos_quadros (acedido em Março 2015).
- IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2010. Why is biodiversity in crisis?. IUCN, Gland, Suíça. Disponível a partir de https://www.iucn.org/iyb/about/biodiversity_crisis/ (acedido em Julho 2014).
- Jędrzejewski, W., e B. Jędrzejewska. 1992. Foraging and diet of the red fox *Vulpes vulpes* in relation to variable food resources in Biatowieza National Park, Poland. *Ecography* **15**(2): 212–220.
- Jongman, E. C. 2007. Adaptation of domestic cats to confinement. *Journal of Veterinary Behavior: Clinical Applications and Research* **2**(6): 193–196.
- Keller, I., e C. R. Largiader. 2003. Recent habitat fragmentation caused by major roads leads to reduction of gene flow and loss of genetic variability in ground beetles. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* **270**(1513): 417–423.
- Klar, N., N. Fernández, S. Kramer-Schadt, M. Herrmann, M. Trinzen, I. Büttner, e C. Niemitz. 2008. Habitat selection models for European wildcat conservation. *Biological Conservation* **141**(1): 308–319.
- Krauze-Gryz, D., J. B. Gryz, J. Goszczyński, P. Chylarecki, e M. Zmihorski. 2012. The good, the bad, and the ugly: space use and intraguild interactions among three opportunistic predators – cat (*Felis catus*), dog (*Canis lupus familiaris*), e red fox (*Vulpes vulpes*) – under human pressure. *Canadian Journal of Zoology* **90**(12): 1402–1413.

- Lande, R. 1988. Genetics and demography in biological conservation. *Science* **241**(4872): 1455–1460.
- Lanszki, J., M. Heltai, e L. Szabó. 2006. Feeding habits and trophic niche overlap between sympatric golden jackal (*Canis aureus*) and red fox (*Vulpes vulpes*) in the Pannonian ecoregion (Hungary). *Canadian Journal of Zoology* **84**(11): 1647–1656.
- Legendre, P., e L. Legendre. 1998. Numerical ecology. Elsevier B. V., Amesterdão, Países Baixos.
- Long, R. A., P. MacKay, W. Zielinski, e J. Ray, editores. 2008. Noninvasive survey methods for carnivores. Island Press, Washington, D.C., Estados Unidos da América.
- Loukmas, J. J., D. T. Mayack, e M. E. Richmond. 2003. Track plate enclosures: box designs affecting attractiveness to riparian mammals. *The American Midland Naturalist* **149**(1): 219–224.
- Loureiro, F. 2008. Time and space use of key resources by the eurasian badger (*Meles meles*) in a mediterranean cork oak woodland: conservation implications. Doutoramento. Tese. Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Loureiro, F. 2012. Raposa (*Vulpes vulpes*): a matreira das fábulas. Páginas 19–30 em F. Loureiro, N. M. Pedroso, M. J. Santos, e L. M. Rosalino, editores. Um olhar sobre os carnívoros portugueses. CARNIVORA, Lisboa, Portugal.
- Loureiro, F., N. M. Pedroso, M. J. Santos, e L. M. Rosalino, editores. 2012. Um olhar sobre os carnívoros portugueses. CARNIVORA, Lisboa, Portugal.
- Lourenço, R., S. M. Santos, J. E. Rabaça, e V. Penteriani. 2011. Superpredation patterns in four large European raptors. *Population Ecology* **53**(1): 175–185.
- Lyra-Jorge, M. C., C. Gheler-Costa, C. I. Piña, L. M. Rosalino, e L. M. Verdade. 2014. Wildlife surveys in agricultural landscapes: terrestrial medium- to large-sized mammals. Páginas 133–147 em L. M. Verdade, M. C. Lyra-Jorge, C. I. Piña, editores. Applied ecology and human dimensions in biological conservation. Springer-Verlag, Berlim/Heidelberg, Alemanha.
- MA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. Ecosystems and human well-being: health synthesis. World Health Organization, Genebra, Suíça
- Macdonald, D., e P. Barret., editores. 1999. Guia FAPAS de mamíferos de Portugal e Europa. FAPAS, Porto, Portugal.
- Magalhães, M. F., M. J. Collares-Pereira, e M. M. Coelho. 1999. Peixes. Páginas 169–176 em M. Santos-Reis, e A. I. Correia, editores. Caracterização da flora e da fauna

- do montado da Herdade da Ribeira Abaixo (Grândola-Baixo Alentejo). Centro de Biologia Ambiental, Lisboa, Portugal.
- Maillard, D., C. Calenge, T. Jacobs, J. M. Gaillard, e L. Merlot. 2001. The kilometric index as a monitoring tool for populations of large terrestrial animals: feasibility test in Zakouma National Park, Chad. *African Journal of Ecology* **39**(3): 306–309.
- Mangas, J. G., J. Lozano, S. Cabezas-Díaz, e E. Virgós. 2008. The priority value of scrubland habitats for carnivore conservation in Mediterranean ecosystems. *Biodiversity and Conservation* **17**(1): 43–51.
- Marvier, M., P. Kareiva, e M. G. Neubert. 2004. Habitat destruction, fragmentation, e disturbance promote invasion by habitat generalists in a multispecies metapopulation. *Risk Analysis* **24**(4): 869–878.
- Moilanen, A., e I. Hanski. 1995. Habitat destruction and coexistence of competitors in a spatially realistic metapopulation model. *Journal of Animal Ecology* **61**(1): 141–144.
- Monterroso, P., D. Castro, T. L. Silva, P. Ferreras, R. Godinho, e P. C. Alves. 2012. Factors affecting the (in)accuracy of mammalian mesocarnivore scat identification in South-western Europe. *Journal of Zoology* **289**(4): 243–250.
- Mosquera-Losada, M. R., G. Moreno, A. Pardini, J. H. McAdam, V. Papanastasis, P. J. Burgess, N. Lamersdorf, M. Castro, F. Liagre, e A. Rigueiro-Rodríguez. 2012. Past, present and future of agroforestry systems in Europe. Páginas 285–312 em P. K. R. Nair, e D. Garrity, editores. *Agroforestry – the future of global land use, advances in agroforestry 9*. Springer Science+Business Media, Dordrecht, Países Baixos.
- Navarro, L.M., e H. M. Pereira. 2012. Rewilding abandoned landscapes in Europe. *Ecosystems* **15**: 900–912.
- Pedroso, N. M., e T. Sales-Luís. 2012. Lontra (*Lutra lutra*): como peixe na água. Páginas 149–165 em F. Loureiro, N. M. Pedroso, M. J. Santos, e L. M. Rosalino, editores. *Um olhar sobre os carnívoros portugueses*. CARNIVORA, Lisboa, Portugal.
- Pereira, L. C. 2012. Busca de genes associados à resposta ao teste de Montenegro para antígenos de *Leishmania*. Doutoramento. Tese. Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil.
- Pereira, P., A. A. da Silva, J. Alves, M. Matos, e C. Fonseca. 2012. Coexistence of carnivores in a heterogeneous landscape: habitat selection and ecological niches. *Ecological Research* **27**(4): 745–753.

- Pinto, B. 1998. Abundância e ecologia espaço-temporal da comunidade de carnívoros da Serra de Grândola. Relatório de Estágio de Licenciatura em Biologia. Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Pita, R., A. Mira, F. Moreira, R. Morgado, e P. Beja. 2009. Influence of landscape characteristics on carnivore diversity and abundance in Mediterranean farmland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **132**(1): 57–65.
- Powledge, F. 2006. The millennium assessment. *BioScience* **56**(11): 880–886.
- QGIS Development Team. 2014. QGIS geographic information system. Open Source Geospatial Foundation Project, Beaverton, Óregon, Estados Unidos da América. Disponível a partir de <http://qgis.org/downloads/> (acedido em Outubro 2015).
- Queiroz, A. I., P. C. Alves, I. Barroso, P. Beja, M. Fernandes, L. Freitas, M. L. Mathias, A. Mira, J. M. Palmeirim, P. Prieto, A. Rainho, L. Rodrigues, M. Santos-Reis, e M. Sequeira. 2005. *Mustela putorius* Toirão. Páginas 521–522 em M. J. Cabral, J. Almeida, P. R. Almeida, T. Dellinger, N. Ferrand de Almeida, M. E. Oliveira, J. M. Palmeirim, A. I. Queiroz, L. Rogado, e M. Santos-Reis, editores. 2005. Livro vermelho dos vertebrados de Portugal. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa, Portugal.
- Quesnelle, P. E., L. Fahrig, e K. E. Lindsay. 2013. Effects of habitat loss, habitat configuration and matrix composition on declining wetland species. *Biological Conservation* **160**: 200–208.
- R Development Core Team. 2015. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Áustria. Disponível a partir de <http://www.R-project.org> (acedido em Junho 2015).
- Rivas-Martínez, S., A. Penas, e T. E. Díaz. 2004. Bioclimatic map of Europe: thermoclimatic belts. Servicio Cartográfico de la Universidad de León, León, Espanha.
- Rondinini, C., V. Ercoli, e L. Boitani. 2006. Habitat use and preference by polecats (*Mustela putorius* L.) in a Mediterranean agricultural landscape. *Journal of Zoology* **269**(2): 213–219.
- Roos, A., A. Loy, P. de Silva, P. Hajkova, e B. Zemanová. 2015. *Lutra lutra*. The IUCN red list of threatened species 2015: e.T12419A21935287. IUCN, Gland, Switzerland. Disponível a partir de <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T12419A21935287.en> (acedido em Novembro 2015)

- Rosalino, L. M. 2004. Environmental determinants of badgers (*Meles meles*) density and sociality in Mediterranean woodlands. Doutoramento. Tese. Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Rosalino, L. M., e I. Chambel. 2012. Sacarrabos (*Herpessite ichneumon*): o emigrante africano. Páginas 181–191 em F. Loureiro, N. M. Pedroso, M. J. Santos, e L. M. Rosalino, editores. Um olhar sobre os carnívoros portugueses. CARNIVORA, Lisboa, Portugal.
- Rosalino, L. M., e M. Santos-Reis. 2009. Fruit consumption by carnivores in Mediterranean Europe. *Mammal Review* **39**(1): 67–78.
- Rosalino, L. M., J. do Rosário, e M. Santos-Reis. 2009. The role of habitat patches on mammalian diversity in cork oak agroforestry systems. *Acta Oecologica* **35**(4): 507–512.
- Rosalino, L. M., S. Rosa, e M. Santos-Reis. 2010. The role of carnivores as Mediterranean seed dispersers. *Annales Zoologici Fennici* **47**:195–205.
- RStudio Team. 2015. RStudio: integrated development for R. RStudio, Boston, Massachusetts, Estados Unidos da América. Disponível a partir de <http://www.rstudio.com> (acedido em Junho 2015).
- Ruiz-Olmo, J. 2012. Conhecendo melhor a ordem dos mamíferos carnívoros. Páginas 1–17 em F. Loureiro, N. M. Pedroso, M. J. Santos, e L. M. Rosalino, editores. Um olhar sobre os carnívoros portugueses. CARNIVORA, Lisboa, Portugal.
- Santos, M. J. 2012. Toirão ou furão (*Mustela putorius*), eis a questão?. Páginas 97–108 em F. Loureiro, N. M. Pedroso, M. J. Santos, e L. M. Rosalino, editores. Um olhar sobre os carnívoros portugueses. CARNIVORA, Lisboa, Portugal.
- Santos, M. J., B. M. Pinto, e M. Santos-Reis. 2007. Trophic niche partitioning between two native and two exotic carnivores in SW Portugal. *Web Ecology* **7**(1): 53–62.
- Santos, M. J., e H. M. Matos. 2012. Fuinha (*Martes foina*): a nossa vizinha. Páginas 109–119 in F. Loureiro, N. M. Pedroso, M. J. Santos, e L. M. Rosalino, editores. Um olhar sobre os carnívoros portugueses. CARNIVORA, Lisboa, Portugal.
- Santos, M. J., e M. Santos-Reis. 2010. Stone marten (*Martes foina*) habitat in a Mediterranean ecosystem: effects of scale, sex, e interspecific interactions. *European Journal of Wildlife Research* **56**(3): 275–286.
- Santos-Reis, M., L. M. Rosalino, e M. Rodrigues. 1999. Lagomorfos, carnívoros e artiodáctilos (mamíferos). Páginas 249–262 em M. Santos-Reis, e A. I. Correia, editores. Caracterização da flora e da fauna do montado da Herdade da Ribeira

- Abaixo (Grândola-Baixo Alentejo). Centro de Biologia Ambiental, Lisboa, Portugal.
- Santos-Reis, M., M. J. Santos, S. Lourenço, J. T. Marques, I. Pereira, e B. Pinto. 2004. Relationships between stone martens, genets and cork oak woodlands in Portugal. Páginas 147–172 em D. J. Harrison, A. K. Fuller, e G. Proulx, editores. *Martens and fishers (Martes) in human-altered environments: an international perspective*. Springer Science+Business Media, Cidade de Nova Iorque, Nova Iorque, Estados Unidos da América.
- Sanz, B. 1996. Estudio comparativo de las huellas de garduña, gineta y gato. *Quercus* **130**: 16–18.
- Sanz, B. 2003. Huellas y rastros de los mamíferos ibéricos (mamíferos semiurbanos). Libros Certeza, Saragoça, Espanha.
- Sá-Sousa, P. 2014. The Portuguese montado: conciliating ecological values with human demands within a dynamic agroforestry system. *Annals of Forest Science* **71**(1): 1–3.
- Schielzeth, H., e S. Nakagawa. 2013. Nested by design: model fitting and interpretation in a mixed model era. *Methods in Ecology and Evolution* **4**(1): 14–24.
- Silva, L. 2012. Ecoturismo no Litoral Alentejano - a Serra de Grândola e a Lagoa de Santo André. Naturlink – Informação Ambiental, Lisboa, Portugal. Disponível a partir de http://naturlink.sapo.pt/Lazer/Turismo-na-Natureza/content/Ecoturismo-no-Litoral-Alentejano-A-Serra-de-Grandola-e-a-Lagoa-de-Santo-Andre?bl=1&viewall=true#Go_1 (acedido em Julho 2015).
- Skaug, H., D. Fournier, B. Bolker, A. Magnusson, e A. Nielsen. 2014. glmmADMB: generalized linear mixed models using AD Model Builder. R package version 0.8.0. <http://glmmadmb.r-forge.r-project.org>.
- Streiner, D. L., e G. R. Norman. 2011. Correction for multiple testing: is there a resolution?. *CHEST Journal* **140**(1): 16–18.
- Sutherland, W. J., editor. 2006. *Ecological census techniques: a handbook*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- Terzi, M., e M. Marvulli. 2006. Priority zones for Mediterranean protected agro-sylvo-pastoral landscapes. *Ecologia Mediterranea* **32**: 29–38.
- Treves, A., e K. U. Karanth. 2003. Human-carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide. *Conservation Biology* **17**(6): 1491–1499.

- Virgós, E., J. L. Tellería, e T. Santos. 2002. A comparison on the response to forest fragmentation by medium-sized Iberian carnivores in central Spain. *Biodiversity & Conservation* **11**(6): 1063–1079.
- Weber, J. M., e L. Dailly. 1998. Food habits and ranging behaviour of a group of farm cats (*Felis catus*) in a Swiss mountainous area. *Journal of Zoology* **245**(2): 234–237.
- Zabala, J. 2006. Distribution and spatial ecology of semi-aquatic mustelids (Carnivora: Mustelidae) in Biscay. Dotouramento. Tese. Universidad del País Vasco / Euskal Herriko Unibertsitatea, Leioa, Espanha.
- Zabala, J., I. Zuberogoitia, e J. A. Martínez-Climent. 2005. Site and landscape features ruling the habitat use and occupancy of the polecat (*Mustela putorius*) in a low density area: a multiscale approach. *European Journal of Wildlife Research* **51**(3), 157–162.
- Zar, J. H. 2010. *Biostatistical analysis*. 5th edition. Pearson Prentice Hall, Upper Saddle River, Nova Jérсия, Estados Unidos da América.
- Zhu, M., e A. Ghodsi. 2006. Automatic dimensionality selection from the scree plot via the use of profile likelihood. *Computational Statistics & Data Analysis* **51**(2): 918–930
- Zielinski, W. J., e T. E. Kucera, editores. 1995. American marten, fisher, lynx, e wolverine: survey methods for their detection. General technical report PSW-GTR-157. USDA Forest Service: Pacific Southwest Research Station, Albany, Califórnia, Estados Unidos da América.
- Zielinski, W. J., T. E. Kucera, e R. H. Barrett. 1995. Current distribution of the fisher, *Martes pennanti*, in California. *California Fish and Game* **81**(3): 104–112.
- Zuur, A., E. N. Ieno, N. Walker, A. A. Saveliev, e G. M. Smith. 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer Science+Business Media, Cidade de Nova Iorque, Nova Iorque, Estados Unidos da América.

Referências Bibliográfica adaptadas a partir da revista *Conservation Biology*

Anexos

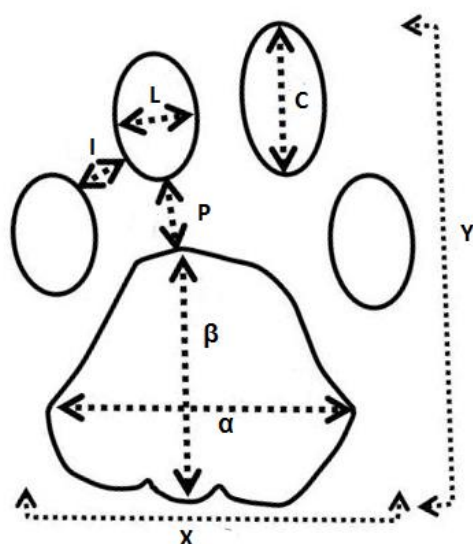
Anexo I - Critérios para discriminação de pegadas de geneta e gato-doméstico recolhidas nas armadilhas de pegadas

Objectivo

Distinção de pegadas recolhidas nas armadilhas de pegadas, entre as espécies geneta e gato-doméstico, através da definição de critérios biométricos.

A. Métodos

Dadas as dificuldades de distinção entre pegadas de geneta e de gato-doméstico de pequenas dimensões (Sanz 1996), comparámos várias dimensões das pegadas identificadas (máximo de três por verificação) como potencialmente pertencendo a uma das duas espécies para definir critérios biométricos que permitissem reduzir o erro associado à discriminação das pegadas destes dois mesocarnívoros (figura A1). Os dados foram analisados recorrendo a uma Análise Classificatória Hierárquica Aglomerativa – Método das Distâncias Médias Não Ponderadas entre Grupos (*Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean – UPGMA*), que assume que cada medida possui um valor representativo da população estatística em estudo (Legendre & Legendre 1998), nomeadamente os 2 grupos de pegadas: geneta e gato-doméstico.



Parâmetro	Descrição
X	Largura máxima da pegada
Y	Altura máxima da pegada
α	Largura máxima da almofada central
β	Altura máxima da almofada central
C	Média da altura dos dígitos
L	Média da largura dos dígitos
P	Média da distância mínima entre os dígitos e a almofada central
I	Média da distância mínima interdigital

Figura A1. Parâmetros biométricos analisados nas pegadas Gato/Geneta, e legenda e descrição dos mesmos (adaptado de Carvalho *et al.* 2015).

Tabela A1. Levantamento das biometrias (média) das pegadas Gato/Geneta recolhidas nas Armadilhas de Pegadas.

Verificações	X	Y	α	β	C	L	P	I
AP9 17/18 X	2,333	2,183	1,467	1,183	0,579	0,429	0,325	0,378
AP12 17/18 X	2,383	2,017	1,433	1,083	0,583	0,446	0,267	0,350
AP13 17/18 X	2,417	2,083	1,450	1,067	0,588	0,454	0,288	0,344
AP22 17/18 X	2,450	2,500	1,800	1,483	0,667	0,529	0,200	0,300
AP7 21/22 X	2,400	2,267	1,483	1,200	0,596	0,433	0,267	0,308
AP9 21/22 X	2,367	2,083	1,400	1,050	0,588	0,438	0,267	0,340
AP12 21/22 X	2,400	2,150	1,650	1,133	0,579	0,421	0,271	0,368
AP13 21/22 X	2,417	2,117	1,383	1,067	0,592	0,450	0,292	0,346
AP22 21/22 X	2,533	2,567	1,800	1,483	0,621	0,483	0,246	0,406
AP7 23/24 X	2,367	2,117	1,383	1,150	0,592	0,392	0,313	0,378
AP9 23/24 X	2,500	2,300	1,100	1,200	0,625	0,500	0,300	0,300
AP12 23/24 X	2,400	1,950	1,300	1,000	0,550	0,400	0,275	0,304
AP13 23/24 X	2,350	2,167	1,383	1,167	0,563	0,450	0,288	0,336
AP14 23/24 X	2,383	2,033	1,533	1,000	0,583	0,425	0,279	0,356
AP7 25/26 X	2,433	2,067	1,367	1,067	0,558	0,421	0,363	0,389
AP8 25/26 X	2,617	2,367	1,633	1,283	0,671	0,471	0,300	0,364
AP9 25/26 X	2,425	2,225	1,550	1,275	0,619	0,463	0,238	0,281
AP17 25/26 X	2,583	2,467	1,683	1,417	0,604	0,488	0,292	0,389
AP18 25/26 X	2,600	2,500	1,583	1,417	0,613	0,483	0,325	0,429
AP22 25/26 X	2,667	2,517	1,750	1,467	0,658	0,517	0,246	0,360
AP13 5/6 XII	2,450	2,433	1,483	1,300	0,654	0,508	0,308	0,300
AP7 7/8 XII	2,350	2,000	1,300	1,050	0,538	0,400	0,300	0,250
AP8 9/10 XII	2,375	2,250	1,400	1,150	0,631	0,450	0,288	0,302
AP13 9/10 XII	2,533	2,133	1,467	1,167	0,613	0,483	0,258	0,367
AP8 11/12 XII	2,383	2,067	1,500	1,150	0,613	0,433	0,213	0,324
AP18 11/12 XII	2,550	2,375	1,750	1,350	0,625	0,469	0,244	0,360
AP2 3 II	2,500	2,150	1,300	1,100	0,588	0,475	0,288	0,313
AP4 3 II	2,350	1,950	1,283	1,050	0,621	0,496	0,246	0,278
AP6 3 II	2,367	2,117	1,233	1,067	0,579	0,442	0,342	0,343
AP18 3 II	2,467	2,467	1,600	1,433	0,608	0,488	0,283	0,317
AP12 5 II	2,333	2,317	1,650	1,283	0,592	0,433	0,317	0,347
AP13 5 II	2,400	2,217	1,350	1,200	0,563	0,404	0,354	0,440
AP21 5 II	2,600	2,400	1,600	1,150	0,575	0,450	0,313	0,375
AP6 7 II	2,300	2,100	1,200	1,000	0,550	0,413	0,463	0,375
AP19 7 II	2,233	2,150	1,317	1,200	0,517	0,396	0,363	0,383
AP22 7 II	2,500	2,200	1,700	1,100	0,575	0,388	0,363	0,375
AP9 9 II	2,300	1,950	1,150	1,000	0,550	0,438	0,275	0,325
AP12 9 II	2,200	2,050	1,300	1,100	0,563	0,400	0,238	0,325
AP13 9 II	2,350	2,050	1,000	0,900	0,513	0,400	0,425	0,350
AP18 9 II	2,550	2,500	1,100	0,850	0,588	0,438	0,338	0,338
AP1 11 II	2,600	2,250	1,400	1,150	0,538	0,425	0,413	0,438
AP13 11 II	2,467	2,233	1,433	1,267	0,621	0,446	0,208	0,372

Tabela A1. (continuação)

Verificações	X	Y	α	β	C	L	P	I
AP5 9 IV	2,400	2,150	1,400	1,150	0,588	0,413	0,225	0,338
AP13 9 IV	2,400	2,150	1,300	1,100	0,550	0,400	0,400	0,350
AP17 9 IV	2,517	2,333	1,467	1,217	0,646	0,471	0,304	0,351
AP22 9 IV	2,475	2,500	1,600	1,425	0,581	0,475	0,344	0,375
AP19 11 IV	2,267	2,150	1,383	1,200	0,583	0,421	0,317	0,356
AP3 13 IV	2,425	2,200	1,325	1,150	0,600	0,488	0,213	0,292
AP6 13 IV	2,200	2,100	1,200	1,100	0,525	0,413	0,338	0,275
AP9 13 IV	2,250	2,075	1,350	1,050	0,550	0,425	0,294	0,340
AP13 13 IV	2,200	2,150	1,300	1,150	0,600	0,425	0,200	0,213
AP16 13 IV	2,250	2,300	1,400	1,325	0,550	0,425	0,319	0,344
AP2 15 IV	2,383	2,083	1,217	1,067	0,579	0,467	0,279	0,322
AP3 15 IV	2,400	2,200	1,400	1,250	0,613	0,475	0,238	0,275
AP6 15 IV	2,400	2,250	1,500	1,300	0,600	0,413	0,288	0,288
AP15 15 IV	2,350	2,000	1,200	1,000	0,575	0,450	0,275	0,250
AP6 17 IV	2,450	2,200	1,400	1,175	0,613	0,450	0,300	0,325
AP9 17 IV	2,300	2,150	1,400	1,200	0,550	0,350	0,288	0,288
AP19 17 IV	2,167	2,167	1,267	1,050	0,579	0,404	0,333	0,340
AP22 17 IV	2,300	2,075	1,300	1,075	0,581	0,394	0,306	0,338

B. Resultados

A análise classificatória permitiu-nos diferenciar claramente dois grupos de pegadas (figura A2), o que sugere uma presumível distinção entre as pegadas de geneta e de gato-doméstico, assumida na interpretação dos resultados deste estudo. No total das 60 visitas às armadilhas de pegadas analisadas, 50 terão sido de geneta e 10 de gato-doméstico. Paralelamente não foi possível medir as pegadas de três verificações registadas inicialmente como Gato/Geneta. As pegadas dessas três verificações foram posteriormente identificadas como de geneta após serem comparadas visualmente com as restantes pegadas já identificadas a partir da análise classificatória.

Análise Classificatória - Dendrograma

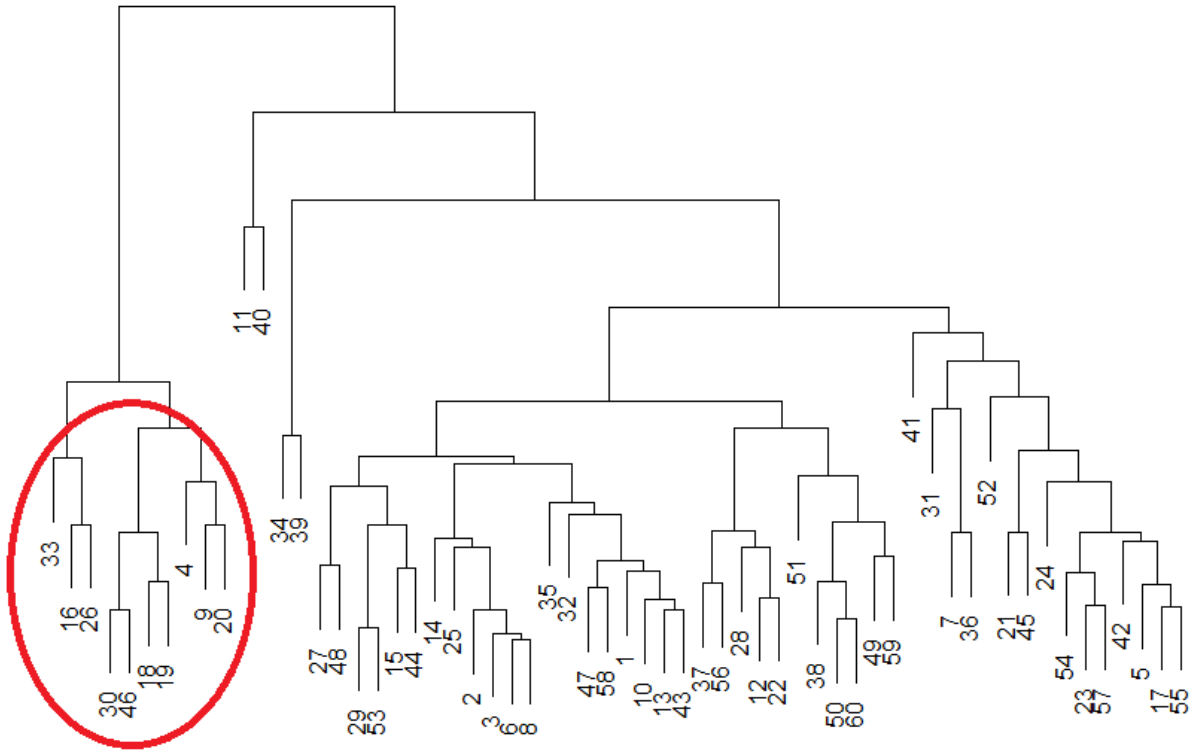


Figura A2. Dendrograma resultante da Análise Classificatória. Assinalado com um círculo vermelho estão as pegadas classificadas como sendo de gato-doméstico.

Assim, no final da amostragem foi registado um total de 53 visitas de geneta e 10 visitas de gato-doméstico nas Armadilhas de Pegadas.

Anexo III - Índícios de mesocarnívoros recolhidos nos Transectos Pedestres – Outubro

ID	Espécie	Índicio	“USolo” - Classificação Fina
A1	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A2	Texugo	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A3	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A4	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A5	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A6	Lontra	D	Vegetação Ripícola
A7	Texugo	D	Montado com Subcoberto Denso Misto
A8	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Denso Misto
A9	Texugo	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A10	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Denso Misto
A11	NI	D	Vegetação Ripícola
A12	Lontra	D	Vegetação Ripícola
A13	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A14	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A15	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A16	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A17	Fuinha	D	Vegetação Ripícola
A18	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A19	Raposa	D	Vegetação Ripícola
A20	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A21	Raposa	D	Montado sem Subcoberto
A22	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A23	NI	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A24	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A25	Texugo	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A26	Raposa	P	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
A27	Raposa	P	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
A28	NI	P	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
A29	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
A30	Fuinha	P	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
A31	Texugo	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A32	Texugo	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A33	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A34	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A35	Texugo	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A36	NI	D	Vegetação Ripícola
A37	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A38	Fuinha	D	Bosque Misto
A39	NI	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
A40	Raposa	D	Matos
A41	Raposa	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
A42	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
A43	NI	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas

Anexo III (continuação)

ID	Espécie	Indício	“USolo” - Classificação Fina
A44	NI	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
A45	Raposa	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
A46	Fuinha	P	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
A47	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
A48	Fuinha	D	Área Social
A49	Fuinha	D	Bosque Misto
A50	Fuinha	D	Bosque Misto
A51	Fuinha	D	Vegetação Ripícola
A52	Fuinha	D	Bosque Misto
A53	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A54	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A55	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A56	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A57	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
A58	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
A59	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
A60	Sacarrabos	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A61	NI	D	Bosque Misto
A62	Fuinha	D	Bosque Misto
A63	Fuinha	D	Bosque Misto
A64	Fuinha	D	Bosque Misto
A65	Fuinha	D	Bosque Misto
A66	Sacarrabos	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A67	Texugo	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A68	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A69	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A70	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A71	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A72	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A73	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A74	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A75	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A76	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A77	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A78	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A79	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A80	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A81	Sacarrabos	D	Montado com Subcoberto Denso Misto
A82	NI	D	Vegetação Ripícola
A83	NI	D	Bosque Misto
A84	Fuinha	D	Bosque Misto
A85	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
A86	Fuinha	D	Bosque Misto
A87	Raposa	D	Bosque Misto

Anexo III (continuação)

ID	Espécie	Indício	“USolo” - Classificação Fina
A88	NI	D	Bosque Misto
A89	Fuinha	D	Bosque Misto
A90	Fuinha	D	Bosque Misto
A91	Sacarrabos	D	Bosque Misto
A92	NI	D	Bosque Misto
A93	Geneta L	D	Horta

NI – Não Identificado; Geneta L – latrina de geneta

Indícios: D – dejecto; P – pegada

Anexo IV - Índícios de mesocarnívoros recolhidos nos Transectos Pedestres – Dezembro

ID	Espécie	Índício	“USolo” - Classificação Fina
B1	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B2	Geneta	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B3	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B4	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B5	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B6	NI	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B7	NI	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B8	Geneta	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B9	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B10	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B11	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B12	Geneta	D	Vegetação Ripícola
B13	Geneta	D	Vegetação Ripícola
B14	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B15	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B16	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B17	Texugo	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B18	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B19	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B20	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Denso Misto
B21	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B22	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B23	NI	P	Matos
B24	NI	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B25	Fuinha	D	Vegetação Ripícola
B26	Fuinha	D	Vegetação Ripícola
B27	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B28	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B29	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B30	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B31	Texugo	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B32	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B33	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B34	Texugo	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B35	Texugo	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B36	Texugo	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B37	NI	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B38	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B39	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B40	NI	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B41	Texugo	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B42	Texugo	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B43	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso

Anexo IV (continuação)

ID	Espécie	Indício	“USolo” - Classificação Fina
B44	Raposa	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B45	NI	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B46	Lontra	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B47	Texugo	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B48	Raposa	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B49	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B50	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B51	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B52	NI	D	Montado com Subcoberto Denso Misto
B53	Lontra	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B54	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B55	Fuinha	D	Vegetação Ripícola
B56	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Denso Misto
B57	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Denso Misto
B58	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B59	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B60	Texugo	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B61	Lontra	D	Vegetação Ripícola
B62	Texugo	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B63	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B64	NI	D	Montado sem Subcoberto
B65	NI	D	Bosque Misto
B66	NI	P	Bosque Misto
B67	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
B68	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B69	Texugo	P	Bosque Misto
B70	NI	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
B71	Texugo	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B72	Raposa	P	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
B73	Raposa	D	Matos
B74	Raposa	P	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
B75	Lontra	P	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
B76	Raposa	P	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
B77	Raposa	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
B78	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
B79	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
B80	Raposa	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
B81	NI	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
B82	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B83	Sacarrabos	D	Montado com Subcoberto Denso Misto
B84	Raposa	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
B85	Raposa	P	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
B86	NI	P	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
B87	Raposa	P	Montado com Subcoberto Denso de Estevas

Anexo IV (continuação)

ID	Espécie	Indício	“USolo” - Classificação Fina
B88	NI	D	Matos
B89	NI	D	Matos
B90	Fuinha	D	Matos
B91	Geneta	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B92	Geneta L	D	Horta
B93	Raposa	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B94	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B95	Raposa	P	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
B96	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B97	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B98	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B99	Fuinha	D	Vegetação Ripícola
B100	NI	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B101	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B102	Lontra	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B103	NI	D	Vegetação Ripícola
B104	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B105	Sacarrabos	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B106	Raposa	D	Montado com Subcoberto Denso Misto
B107	Texugo	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B108	NI	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B109	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B110	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B111	NI	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B112	NI	D	Montado sem Subcoberto
B113	NI	D	Montado sem Subcoberto
B114	Geneta	D	Bosque Misto
B115	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B116	Geneta	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B117	Geneta	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B118	Geneta	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B119	Geneta	D	Olival
B120	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B121	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
B122	Raposa	D	Montado com Subcoberto Denso Misto
B123	Texugo	P	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
B124	Fuinha	D	Bosque Misto
B125	Raposa	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso

NI – Não Identificado; Geneta L – latrina de geneta

Indícios: D – dejecto; P – pegada

Anexo V - Índícios de mesocarnívoros recolhidos nos Transectos Pedestres – Fevereiro

ID	Espécie	Índicio	“USolo” - Classificação Fina
C1	Raposa	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C2	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C3	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C4	NI	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C5	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C6	Raposa	D	Matos
C7	Lontra	P	Matos
C8	Raposa	D	Matos
C9	NI	D	Montado com Subcoberto Denso Misto
C10	NI	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
C11	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
C12	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
C13	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
C14	Raposa	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
C15	Raposa	P	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
C16	Texugo	P	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
C17	Raposa	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
C18	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C19	Fuinha	D	Matos
C20	Fuinha	D	Matos
C21	Fuinha	D	Matos
C22	Raposa	D	Vegetação Ripícola
C23	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C24	Geneta L	D	Horta
C25	Geneta	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C26	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C27	Texugo	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C28	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C29	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C30	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C31	Fuinha	D	Vegetação Ripícola
C32	Geneta	D	Vegetação Ripícola
C33	Lontra	P	Bosque Misto
C34	Texugo	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C35	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C36	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C37	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C38	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C39	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C40	Fuinha	D	Vegetação Ripícola
C41	Fuinha	D	Vegetação Ripícola
C42	Geneta	D	Vegetação Ripícola
C43	Texugo	P	Bosque Misto

Anexo V (continuação)

ID	Espécie	Indício	“USolo” - Classificação Fina
C44	Raposa	D	Bosque Misto
C45	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C46	Geneta	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C47	Fuinha	D	Vegetação Ripícola
C48	NI	P	Vegetação Ripícola
C49	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C50	Sacarrabos	P	Vegetação Ripícola
C51	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C52	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C53	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C54	Sacarrabos	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C55	NI	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C56	NI	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C57	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C58	NI	D	Matos
C59	Raposa	D	Matos
C60	Texugo	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C61	NI	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C62	NI	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C63	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
C64	NI	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
C65	Texugo	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
C66	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C67	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C68	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C69	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C70	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C71	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C72	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C73	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C74	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C75	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C76	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C77	NI	D	Montado com Subcoberto Denso Misto
C78	NI	D	Montado com Subcoberto Denso Misto
C79	NI	D	Montado com Subcoberto Denso Misto
C80	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C81	NI	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C82	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C83	NI	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C84	NI	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C85	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C86	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Denso Misto
C87	NI	D	Montado com Subcoberto Denso Misto

Anexo V (continuação)

ID	Espécie	Indício	“USolo” - Classificação Fina
C88	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C89	Geneta	D	Vegetação Ripícola
C90	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C91	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C92	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C93	Fuinha	D	Vegetação Ripícola
C94	Fuinha	D	Montado sem Subcoberto
C95	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C96	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C97	Raposa	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C98	Texugo	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C99	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C100	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C101	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C102	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C103	Texugo	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C104	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C105	Sacarrabos	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C106	Sacarrabos	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C107	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C108	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C109	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C110	Geneta	D	Montado com Subcoberto Denso Misto
C111	NI	D	Montado com Subcoberto Denso Misto
C112	Fuinha	D	Vegetação Ripícola
C113	NI	D	Vegetação Ripícola
C114	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C115	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C116	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C117	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C118	NI	D	Montado sem Subcoberto
C119	NI	D	Montado sem Subcoberto
C120	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C121	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C122	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C123	Sacarrabos	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C124	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
C125	Doninha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso

NI – Não Identificado; Geneta L – latrina de geneta

Indícios: D – dejecto; P – pegada

Anexo VI - Índícios de mesocarnívoros recolhidos nos Transectos Pedestres – Abril

ID	Espécie	Índice	“USolo” - Classificação Final
D1	Lontra	D	Vegetação Ripícola
D2	Lontra	D	Vegetação Ripícola
D3	Fuinha	D	Vegetação Ripícola
D4	Lontra	D	Vegetação Ripícola
D5	NI	D	Vegetação Ripícola
D6	Fuinha	D	Olival
D7	Raposa	D	Vegetação Ripícola
D8	Lontra	D	Vegetação Ripícola
D9	Lontra	D	Vegetação Ripícola
D10	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D11	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D12	Texugo	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
D13	Texugo	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
D14	Texugo	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
D15	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D16	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D17	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D18	Raposa	D	Vegetação Ripícola
D19	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D20	Sacarrabos	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D21	Fuinha	D	Bosque Misto
D22	NI	D	Bosque Misto
D23	Fuinha	D	Bosque Misto
D24	Raposa	D	Bosque Misto
D25	Doninha	D	Bosque Misto
D26	Doninha	D	Bosque Misto
D27	Raposa	D	Bosque Misto
D28	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D29	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D30	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D31	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D32	Raposa	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
D33	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D34	NI	D	Matos
D35	Raposa	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
D36	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
D37	Sacarrabos	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
D38	Raposa	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
D39	Raposa	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
D40	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D41	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Denso Misto
D42	NI	D	Montado com Subcoberto Denso Misto
D43	Raposa	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas

Anexo VI (continuação)

ID	Espécie	Indício	“USolo” - Classificação Final
D44	Fuinha	D	Bosque Misto
D45	NI	D	Matos
D46	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D47	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D48	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D49	Fuinha	D	Olival
D50	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D51	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D52	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D53	Geneta	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D54	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D55	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D56	Sacarrabos	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D57	Raposa	D	Montado com Subcoberto Denso de Estevas
D58	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D59	Sacarrabos	P	Bosque Misto
D60	Geneta	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D61	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D62	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D63	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D64	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D65	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D66	Raposa	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D67	Sacarrabos	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D68	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D69	Texugo	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D70	Doninha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D71	NI	P	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D72	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D73	NI	D	Matos
D74	Sacarrabos	D	Bosque Misto
D75	Fuinha	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D76	Texugo	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D77	Texugo	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D78	Texugo	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D79	Sacarrabos	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D80	NI	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D81	Raposa	D	Montado com Subcoberto Pouco Denso
D82	Geneta	D	Vegetação Ripícola

NI – Não Identificado

Indícios: D – dejecto; P – pegada

Anexo VII - Folha de registo – Armadilhas de Pegadas

AP	M	1	2	3	4	5
AP1						
AP2						
AP3						
AP4						
AP5						
AP6						
AP7						
AP8						
AP9						
AP10						
AP11						
AP12						
AP13						
AP14						
AP15						
AP16						
AP17						
AP18						
AP19						
AP20						
AP21						
AP22						

Observadores: _____ Local: _____ Mês: _____

Anexo VIII - Número de verificações detectadas por Armadilha de Pegadas (AP).
 F – fuinha; S – sacarrabos; G – geneta; M – gato-doméstico.

Mês Outubro

	AP	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
1	17/18									G			G	G									M
2	19/20												F										
3	21/22							G		G			G	G									M
4	23/24							GF		G			GF	G	GF								
5	25/26							GS	M	G		F			F			M	G				M

Mês Dezembro

	AP	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
1	3/4			F				F					F				S						
2	5/6			S				SF		F	F	SF	F	G	S	F	F			F		F	
3	7/8	S	S	S	S	S	S	GF		F		S	SF	S	SF	F	SF	S	S	SF	F	F	
4	9/10	S	S	S	S	S	SF	SF	GS	F	SF	SF	SF	GS	SF	SF	S		S	S	S		
5	11/12	SF		S	SF	SF	S	F	G	F	F	S	SF		SF	F	F	S	MSF	F		F	F

Mês Fevereiro

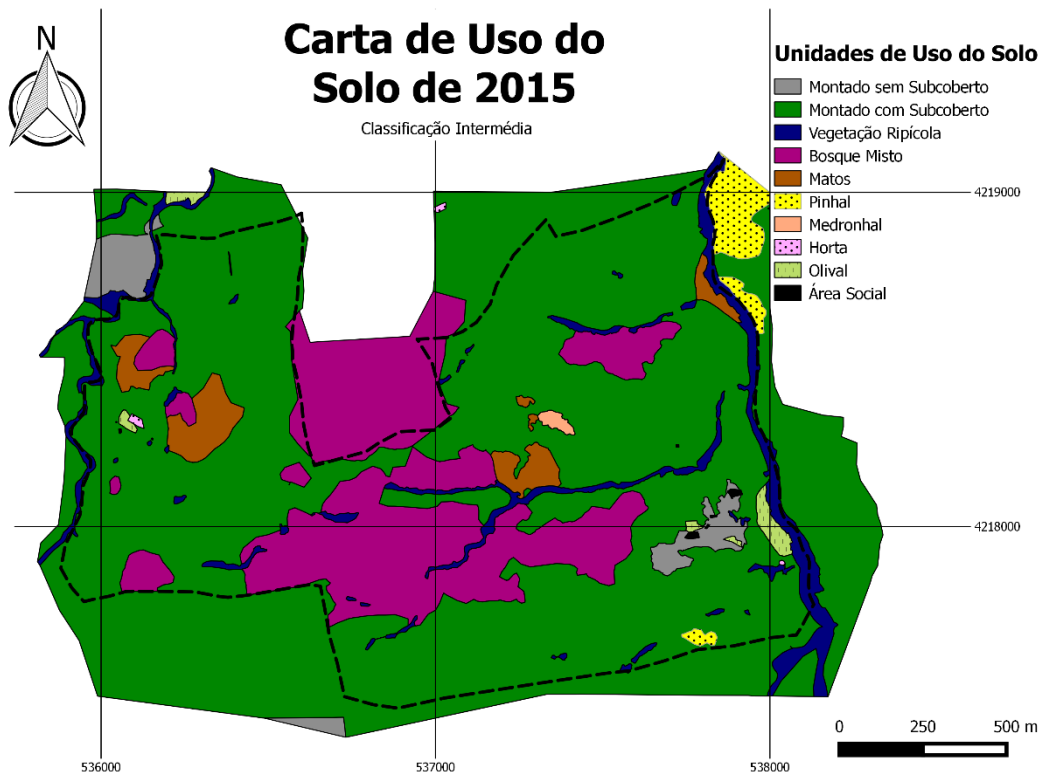
	AP	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
1	3	S	GS	F	GS	S	GF	F	S	F		SF	SF	S		F		F	MF	F	F	F	F
2	5	S	SF	S	SF	SF	F	SF	SF	SF	F	F	GF	GF	SF	F	F	F	F	SF	SF	MF	SF
3	7	SF	S	F	SF	SF	GF	S	SF	F	F	SF	SF	SF	SF	F	F	SF	SF	GF	SF	F	GF
4	9	SF	S	SF	SF	F	SF	SF	SF	GSF	SF	SF	GSF	GSF	SF	SF	F	F	GF	S	SF	F	F
5	11	GS	SF	S	SF	S	F	SF	S	SF	SF	SF	S	GS	S	SF	SF	SF	S	SF	SF	F	F

Mês Abril

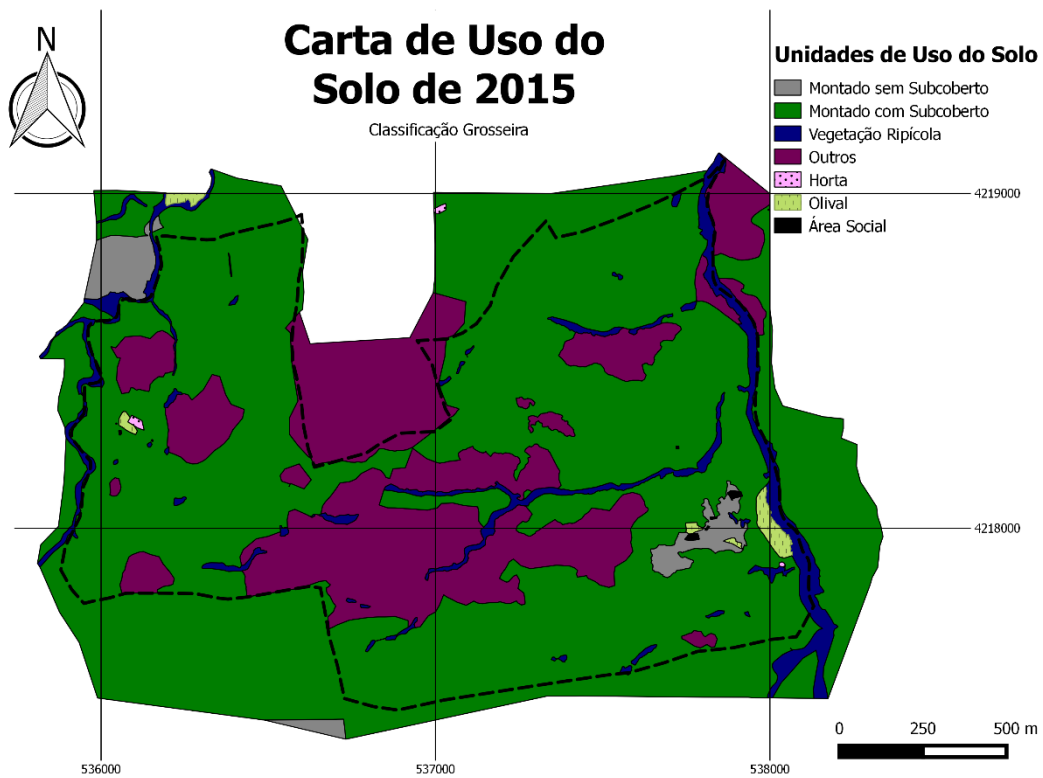
	AP	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
1	9	SF	S	SF	S	GS	S	SF	S	F	F	SF	S	GSF	SF	F	F	GF	F	F	F	F	MF
2	11	SF	S	S	S	SF	SF	SF	S	F	F	SF	SF	F	SF	F	F	F	F	GF	F	F	GF
3	13	S	S	GSF	S	S	GSF	SF	S	GF	SF	SF	S	GSF	SF	F	GF	F	F	F	SF	F	F
4	15	S	GSF	GS	S	GSF	GF	F	SF	F	F	F	F	F	SF	GSF	F	F	F	F	F	MF	F
5	17	SF	S	SF	SF	SF	GF	SF	S	GF	F	F	F	SF	F	F	F	SF	F	GSF	F	F	GF

Anexo IX - Cartas de Uso de Solo na HRA

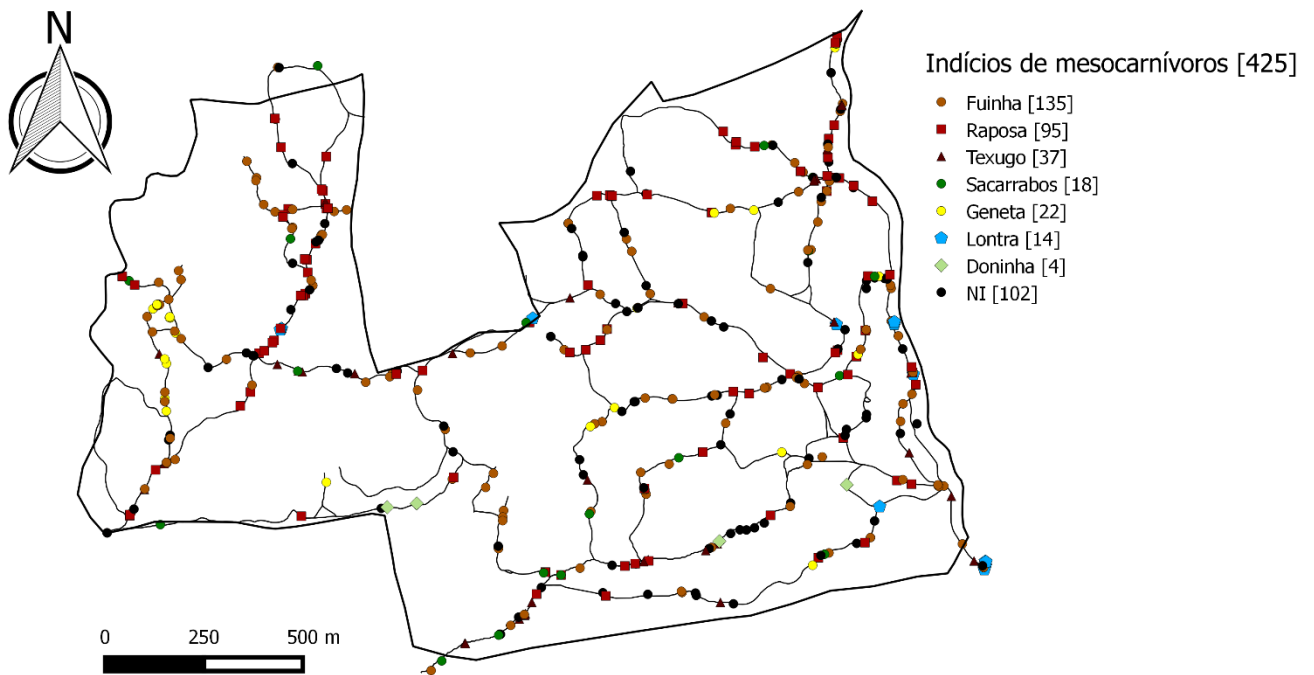
A. Classificação Intermédia



B. Classificação Grosseira

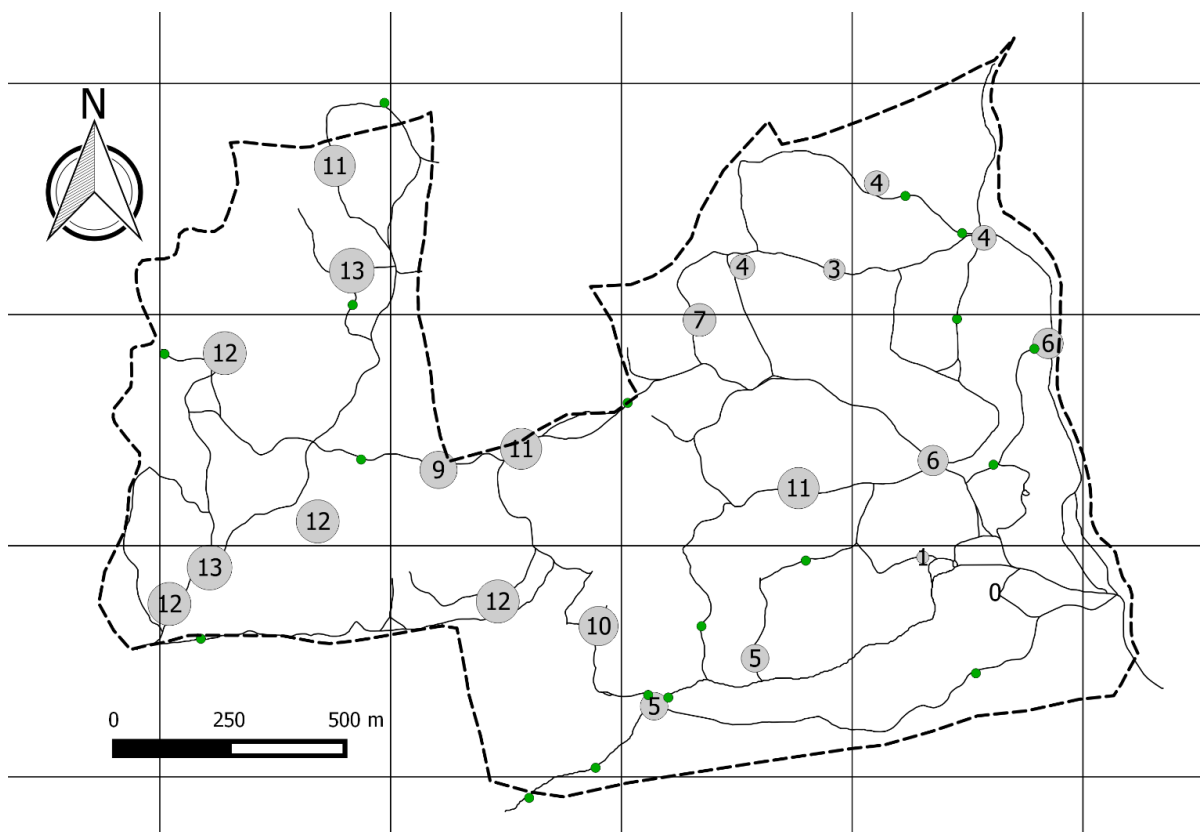


Anexo XI - Localização de todos os indícios recolhidos por espécies na HRA

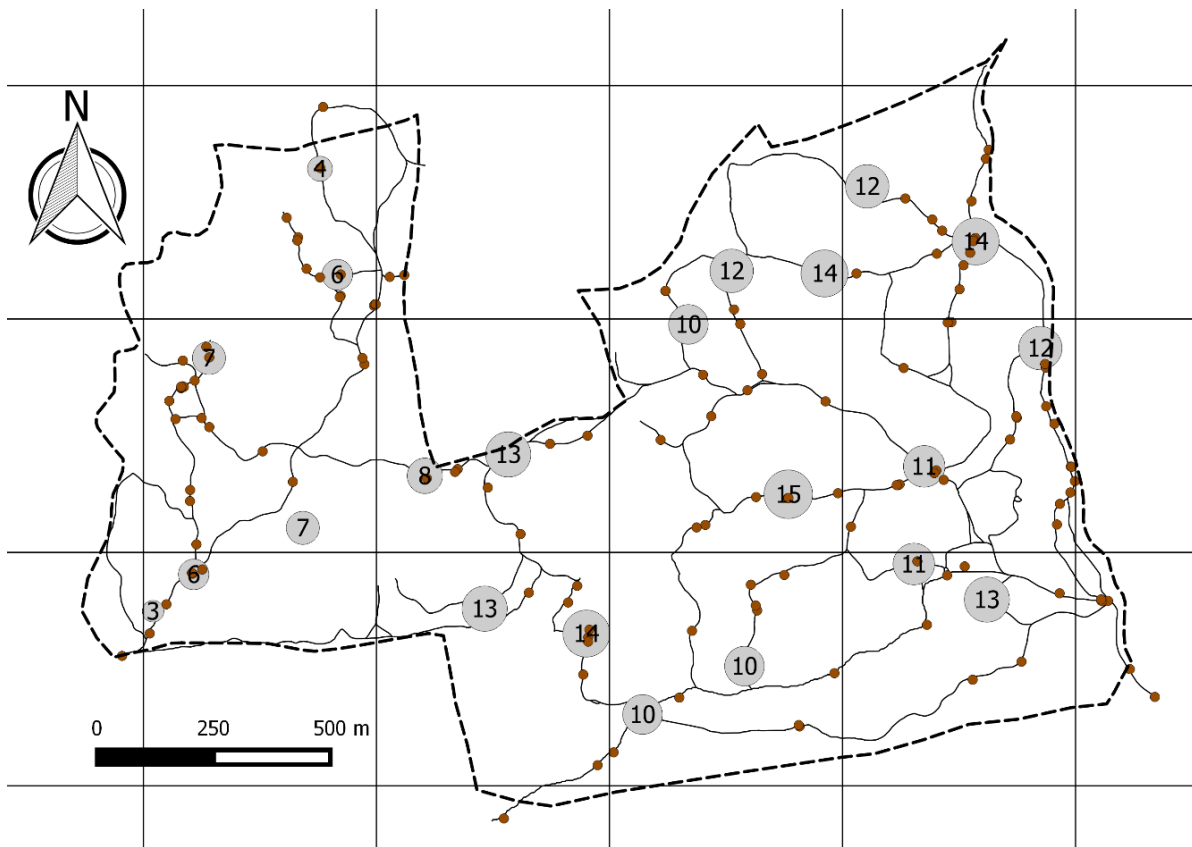


Anexo XII - Localização dos indícios recolhidos e número de total visitas por armadilha de pegadas na HRA

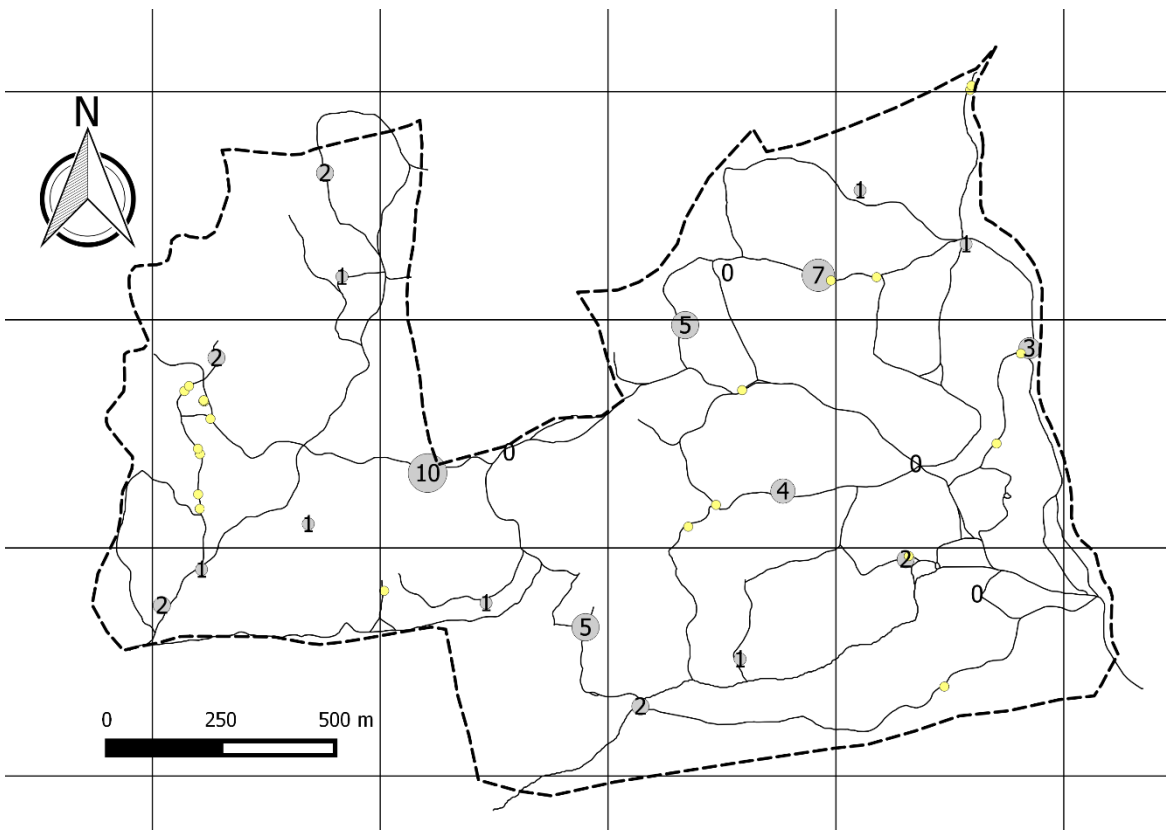
A. Sacarrabos



B. Fuinha



C. Geneta



Anexo XIII - Registo fotográfico do trabalho de campo

A. Métodos de amostragem



Figura A3. Exemplo de um transecto pedestre.



Figura A4. Exemplo da montagem de uma armadilha de pegadas.

B. Exemplos de indícios de mesovarnívoros recolhidos nos transectos pedestres



Figura A5. Fotografia de registo do indício C30 – dejecto de fuinha.



Figura A6. Fotografia de registo do indício B17 – pegadas de texugo.

C. Exemplos de pegadas recolhidas nas armadilhas de pegadas



Figura A7. Verificação AP22 21/22 X – espécie: gato-doméstico.



Figura A8. Verificação AP3 9 IV – espécies: fuinha e sacarrabos.

D. Exemplos de registo a partir de foto armadilhagem do uso das armadilhas de pegadas pelos mesocarnívoros



Figura A9. Uso da AP12 por uma fuinha.



Figura A10. Uso da AP12 por um sacarrabos.

Anexo XIV - Mapa de recurso durante o trabalho de campo

