

UNIVERSIDADE DE LISBOA  
FACULDADE DE CIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**O GATO-FERAL NA ILHA DESERTA (RIA FORMOSA):  
POPULAÇÃO, ADAPTAÇÕES ECOLÓGICAS E IMPACTO  
NOS VERTEBRADOS NATIVOS**

Beatriz Caiola de Moraes

**Mestrado em Biologia da Conservação**

Dissertação orientada por:

Professor Doutor Luís Miguel Rosalino

**2022**



O presente estudo enquadra-se no âmbito do projeto LIFE Ilhas Barreira (LIFE18 NAT/PT/000927) que consiste na conservação das Ilhas Barreira no Algarve de forma a proteger espécies e habitats prioritários. Este projeto é cofinanciado pelo LIFE da União Europeia e coordenado pela SPEA (Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves).

## AGRADECIMENTOS

Esta dissertação é o resultado de muitas incertezas, desafios, tristezas, alegrias e superações. É um processo solitário, mas que reúne contributos de várias pessoas indispensáveis, sem as quais seria impossível concluir este trabalho. Assim sendo, quero agradecer:

Ao Dr. Miguel Rosalino pela orientação, por todo o apoio prestado ao longo destes meses, pelos conselhos, pelas correções, pela enorme ajuda na análise laboratorial e estatística e por todas as horas disponibilizadas para me auxiliar. É realmente um exemplo de orientador, sempre pronto a ajudar, em todas as situações. Um Grande obrigado!

Ao Nuno Oliveira por ouvir as minhas ideias e as minhas dúvidas, por todas as dicas, pela ajuda na análise das imagens das câmaras e por se mostrar sempre disponível para me apoiar durante todo o trabalho.

Ao Life da União Europeia pelo financiamento do projeto LIFE Ilhas Barreira.

A todos os técnicos da SPEA que apoiaram as várias monitorizações realizadas, bem como a todos os voluntários que participaram no trabalho de campo e ajudaram no processamento das imagens das câmaras.

Ao ICNF e à Animaris pelo transporte para a ilha.

À Amanda pela ajuda no campo e por todo o apoio prestado durante a realização deste trabalho.

Ao Diogo pela ajuda no trabalho de campo, na análise dos dejetos e durante a escrita da tese.

Às minhas colegas e amigas, Conceição e Sónia, por toda a companhia durante o mestrado e por, apesar de muitas vezes distantes fisicamente, estarem ao meu lado durante esta fase.

Aos meus gatos por toda a companhia durante as horas infindáveis ao computador, a eles devo a minha sanidade mental.

Aos meus pais, por me permitirem realizar este mestrado, por todo o apoio prestado ao longo destes anos, pela constante fonte de motivação e incentivo ao longo de todo o projeto e, acima de tudo, por acreditaram em mim. Devo-vos tudo e espero que fiquem orgulhosos.

À minha avó Rosa, que apesar de já não estar cá fisicamente, continua para sempre comigo, no meu coração, e me dá força para superar as adversidades e atingir os meus objetivos. A ti dedico esta tese, espero que estejas orgulhosa da tua neta...

## RESUMO

Os gatos-ferais são um dos predadores invasores mais comuns em ilhas, causando fortes impactos negativos sobre a vida selvagem nativa. O primeiro passo para interpretar e quantificar estes impactos é realizar estudos sobre sua dieta, sobre os fatores que condicionam os seus efetivos e que testem o seu efeito nas populações de presas nativas. O presente trabalho realizado na ilha Deserta (Parque Natural da Ria Formosa), pretende explorar o efeito da predação dos gatos-ferais em espécies nativas insulares, e analisar os determinantes da ocorrência de gatos-ferais e de uma das suas presas - roedores. Para tal, foram capturados roedores em vários pontos de armadilhagem e testados os fatores que determinam a sua presença e abundância: características do habitat (p.e. vegetação), o grau de perturbação (p.e. proximidade ao restaurante) e de predação por gatos ferais (número e RAI - Índice de Abundância Relativa). A amostragem dos gatos-ferais foi efetuada com recurso a armadilhagem fotográfica para determinar a sua distribuição, abundância relativa e número. Testou-se, ainda, o efeito das características do habitat (p.e. proximidade a zonas de abrigo), e da disponibilidade de alimento (p.e. RAI de passeriformes e roedores) no número de gatos-ferais. A dieta foi determinada através da análise de dejetos recolhidos em transetos pedestres. Durante a amostragem foram apenas capturados *Mus spretus*, cuja presença na ilha Deserta é principalmente determinada pela percentagem de cobertura arbustiva e pela distância à ria e ao mar. A dieta dos gatos-ferais é constituída principalmente por roedores, aves, répteis, e alimentos de origem antrópica. O número de gatos-ferais é positivamente influenciado pela abundância relativa de presas, nomeadamente passeriformes, e pela proximidade à ria, a zonas de abrigo e ao restaurante. Podemos também supor a existência de um efeito positivo entre a abundância de roedores e o número de gatos. Este estudo forneceu novos dados sobre os determinantes de ocorrência de *Mus spretus* (i.e. importância do substrato arbustivo) e os dados da dieta dos gatos-ferais parecem indicar que este felino pode ter impactos negativos nas populações nativas, particularmente de aves marinhas vulneráveis. As informações da dieta e do uso do habitat dos gatos-ferais contribuem para o desenvolvimento de programas de monitorização e conservação mais eficazes.

**Palavras-chave:** Espécies invasoras, Ecossistemas insulares, *Felis catus*, *Mus spretus*, Cadeias alimentares

## ABSTRACT

Feral cats are one of the most common invasive predators on islands, causing strong negative impacts on native wildlife. The first step to understand and quantify these impacts is to conduct studies on their diet, the factors that constrain feral cats' numbers, and test their effect on native prey populations. This work was carried out in Deserta island (Ria Formosa Natural Park) and aims to explore the effect of feral cat predation on native island species, and to analyze the factors that influence the space use of the feral cat population and of one of its main preys - rodents. To achieve this, rodents were captured at several trapping points and we estimated their presence and abundance, and tested the drivers of these metrics: the characteristics of the habitat (e.g., vegetation), the disturbance (e.g., distance to the restaurant), and predation levels (number and RAI (Relative Abundance Index) of cats). For feral cats' sampling, camera trapping was used to determine their distribution, numbers, and relative abundance. We tested the effect of the habitat characteristics (e.g., distance to shelter areas) and food availability (e.g., RAI of passerines and rodents), on cat's numbers. Cats' diet was determined by analysis of scats collected along pedestrian transects. During the rodent sampling, only *Mus spretus* was captured, and their presence on Deserta island is mainly determined by habitat drivers, in particular, is positively influenced by shrub cover and distance to the lagoon and the sea. The diet of island feral cats consisted mainly of rodents, birds, reptiles, and food of anthropogenic origin. Cats' population size is positively influenced by the relative abundance of prey, in particular passerines, and the proximity to the lagoon, shelter areas and to the restaurant. We can also assume the existence of a positive effect of rodent abundance on cat numbers. This study provided new data on *Mus spretus* occurrence drivers (i.e. importance of shrub coverage), and the feral cat's diet seem to indicate the existence of a negative impacts on native populations, particularly vulnerable seabirds. Information on the diet and habitat use by feral cats contributes to the development of more effective monitoring and conservation programs.

**Keywords:** Invasive species, Insular ecosystems, *Felis catus*, *Mus spretus*, Food webs.

# ÍNDICE DE CONTEÚDOS

<b>AGRADECIMENTOS</b> .....	<b>I</b>
<b>RESUMO</b> .....	<b>II</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>III</b>
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	<b>1</b>
1.1. Crise de biodiversidade e o papel dos fatores antrópicos nessa crise.....	1
1.2. As invasoras em ilhas .....	1
1.3. O gato doméstico como invasor.....	2
1.4. A dieta do gato em ilhas .....	4
1.5. Padrões ecológicos de <i>Mus spretus</i> .....	5
1.5.1. Distribuição e estatuto de ameaça.....	5
1.5.2. Interações interespecíficas .....	5
1.5.3. Uso do espaço e fatores que determinam esses padrões .....	6
1.6. Contexto conservacionista do estudo .....	6
1.7. Objetivos e hipóteses.....	7
<b>2. MÉTODOS</b> .....	<b>8</b>
2.1. Área de estudo.....	8
2.1.1. Localização geográfica, clima, fauna e flora da área de estudo .....	8
2.2. Estratégia de amostragem .....	9
2.2.1. Desenho amostral .....	9
2.2.1.1. Armadilhas para captura de roedores .....	9
2.2.1.2. Armadilhagem fotográfica.....	11
2.2.1. Captura e manuseamento de roedores.....	13
2.2.2. Caracterização das unidades amostrais .....	14
2.2.2.1. Armadilhas para captura de roedores .....	14
2.2.2.2. Armadilhagem fotográfica .....	15
2.2.3. Recolha de dejetos de gato-feral.....	16
2.2.4. Caraterização das colónias de gaivotas .....	16
2.3. Análise de dados .....	16
2.3.1. Cálculo da abundância relativa de <i>Mus spretus</i> .....	16
2.3.2. Análise das imagens das câmaras de armadilhagem fotográficas .....	17
2.3.3. Determinação do efetivo populacional de gatos-ferais .....	17
2.3.4. Análise de dejetos de gato-feral.....	17
2.3.4.1. Análise genética.....	18
2.3.4.2. Análise morfológica.....	18
2.3.5. Cálculo do RAI dos gatos-ferais, passeriformes e <i>Mus spretus</i> .....	19
2.3.6. Análise estatística .....	20
2.3.6.1. <i>Mus spretus</i> .....	20
2.3.6.2. Gatos-ferais .....	23
<b>3. RESULTADOS</b> .....	<b>25</b>
3.1. Caracterização da população de roedores .....	25
3.1.1. Sucesso de captura.....	25
3.1.2. Ocorrência de <i>Mus spretus</i> .....	26
3.1.2.1. Padrão geral .....	26

3.1.2.2.	Determinantes ambientais dos padrões de presença .....	28
3.1.3.	Abundância relativa de <i>Mus spretus</i> .....	29
3.1.3.1.	Padrão geral .....	29
3.1.3.2.	Determinantes ambientais dos padrões de abundância relativa de <i>Mus spretus</i> .....	30
3.2.	Caracterização ecológica da população de gatos-ferais.....	31
3.2.1.	Tamanho populacional de gatos-ferais .....	31
3.2.2.	Índice de abundância relativa dos gatos-ferais .....	33
3.2.3.	Dieta dos gatos-ferais.....	34
3.2.3.1.	Análise genética da dieta.....	34
3.2.3.2.	Análise morfológica da dieta.....	35
3.2.4.	Determinantes ambientais do número gatos-ferais .....	35
<b>4.</b>	<b>DISCUSSÃO .....</b>	<b>38</b>
4.1.	Fatores que influenciam os padrões de presença e abundância relativa das populações de <i>Mus spretus</i> .....	38
4.1.1.	Habitat e a presença de <i>Mus spretus</i> .....	38
4.1.2.	Predadores e a abundância relativa de <i>Mus spretus</i> .....	40
4.2.	A dieta de gatos-ferais em ambientes insulares .....	41
4.2.1.	Comparações entre os resultados das análises genética e a morfológica .....	42
4.3.	Fatores que influenciam o número de gatos-ferais.....	43
4.4.	Limitações e percepções futuras .....	45
4.5.	Implicações para a conservação .....	45
<b>5.</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>47</b>
<b>6.</b>	<b>ANEXOS .....</b>	<b>60</b>

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 2.1</b> - Localização da área de estudo (a ilha Deserta encontra-se identificada pelo polígono vermelho) .....	9
<b>Figura 2.2</b> - Localização das grelhas de amostragem de roedores na zona este da ilha Deserta. A vermelho estão representados os pontos de armadilhagem da grelha A (junto ao restaurante da ilha) e a amarelo os da grelha B (junto a uma das subcolónias de gaivota-de-Audouin).....	10
<b>Figura 2.3</b> - Esquema da distribuição das armadilhas Sherman e Trip-trap dentro de cada uma das grelhas de amostragem .....	10
<b>Figura 2.4</b> - Armadilha Sherman no ponto de armadilhagem .....	11
<b>Figura 2.5</b> - Armadilha Trip-trap no ponto de armadilhagem .....	11
<b>Figura 2.6</b> - Localização dos pontos de amostragem onde foram colocadas as câmaras de armadilhagem na ilha Deserta .....	12
<b>Figura 2.7</b> - Exemplos de locais onde foram instaladas câmaras de armadilhagem fotográfica (a – debaixo do passadiço de madeira; b – junto à colónia de gaivota-de-Audouin; c – próximo de um trilho de passagem; d- numa região com mais substrato arbustivo) .....	13
<b>Figura 2.8</b> - <i>Mus spretus</i> no túnel de processamento, com o brinco numerado na orelha usado como marca de identificação individual .....	14
<b>Figura 2.9</b> - Caracterização <i>in situ</i> do subcoberto dos locais de amostragem de pequenos mamíferos .....	15
<b>Figura 2.10</b> - Componentes não digeridos detetados num dejecto de um gato feral e separados em várias categorias na caixa de <i>petri</i> .....	18
<b>Figura 3.1</b> - <i>Mus spretus</i> (ratinho-das-hortas).....	26
<b>Figura 3.2</b> - Armadilhas onde existiram captura de <i>Mus spretus</i> (a amarelo) e armadilhas onde não foi registada nenhuma captura de <i>Mus spretus</i> (a vermelho) (A – Grelha B; B – Grelha A).....	27
<b>Figura 3.3</b> - Variação do número de deteções de <i>Mus spretus</i> ao longo do ano .....	27
<b>Figura 3.4</b> - Diagrama de caixa da abundância relativa de <i>Mus spretus</i> por grelha de amostragem (Grelha A – junto ao restaurante da ilha; grelha B - junto à colónia de gaivota-de-Audouin).....	29
<b>Figura 3.5</b> - Regressão linear entre a abundância relativa de <i>Mus spretus</i> e o número de gatos identificados em cada área .....	31
<b>Figura 3.6</b> - Exemplos de alguns dos gatos-ferais detetados pelas câmaras. Mais imagens em anexo (Anexo E).....	32
<b>Figura 3.7</b> - Número de indivíduos detetados em cada uma das câmaras de armadilhagem fotográfica .....	32
<b>Figura 3.8</b> - Diagrama de caixa do número de gatos diferentes detetados em cada uma das grelhas ..	33
<b>Figura 3.9</b> - Variação do RAI dos gatos nas câmaras de armadilhagem fotográfica .....	34
<b>Figura 3.10</b> - Relações lineares entre o número de gatos e as variáveis mais relevantes .....	37

## ÍNDICE DE TABELAS

<b>Tabela 2.1</b> - Hipóteses testadas como determinantes dos padrões de abundância e presença/ausência de <i>Mus spretus</i> , respetivas variáveis independentes e justificação para a sua seleção .....	<b>21</b>
<b>Tabela 2.2</b> - Variáveis dependentes (Var. dep.) e independentes (Var. ind.) utilizadas nos modelos bgfmer, bem como o fator aleatório e respetivos acrónimos .....	<b>22</b>
<b>Tabela 2.3</b> - Hipóteses testadas como determinantes do número de gatos-ferais, respetivas variáveis independentes e justificação para a sua seleção .....	<b>24</b>
<b>Tabela 2.4</b> - Variáveis dependentes (Var. dep.) e independentes (Var. ind.) utilizadas nos modelos GLM e respetivos acrónimos .....	<b>25</b>
<b>Tabela 3.1</b> - Número de <i>Mus spretus</i> capturados e recapturados em cada grelha de armadilhagem (Grelha A – junto ao restaurante da ilha; grelha B - junto à colónia de gaivota-de-Audouin).....	<b>25</b>
<b>Tabela 3.2</b> - Tabela com os melhores modelos de cada hipótese, modelo nulo e respetivos valores de AICc, $\Delta$ AICc, w, e $\Delta$ AICc Global. Ver acrónimos na Tabela 2.2.....	<b>28</b>
<b>Tabela 3.3</b> - Coeficientes (Coef), erro padrão (SE), valor Z e correspondente significância [Pr (>  t )] e intervalo de confiança a 95% dos coeficientes das variáveis incluídas no modelo médio que melhor explica a variabilidade dos padrões de presença/ausência de <i>Mus spretus</i> . Ver acrónimos na Tabela 2.2 .....	<b>29</b>
<b>Tabela 3.4</b> - Modelos gerados para explicar a abundância relativa de <i>Mus spretus</i> , ordenados por ordem crescente do $\Delta$ AICc. Ver acrónimos na Tabela 2.2. ....	<b>30</b>
<b>Tabela 3.5</b> - Coeficientes (Coef), erro padrão (SE), valor do t e intervalo de confiança a 95% dos coeficientes das variáveis incluídas no melhor modelo produzido para explicar variação na abundância relativa de <i>Mus spretus</i> . Ver acrónimos na Tabela 2.2. ....	<b>30</b>
<b>Tabela 3.6</b> - Tabela com os melhores modelos de cada hipótese ( $\Delta$ AICc<2), o modelo nulo, e respetivos valores de AICc, $\Delta$ AICc, w, e $\Delta$ AICc Global. Ver acrónimos na Tabela 2.4. ....	<b>36</b>
<b>Tabela 3.7</b> - Coeficientes (Coef), erro padrão (SE), valor t e correspondente significância [Pr (>  t )] e intervalo de confiança a 95% das variáveis incluídas no melhor modelo médio. Ver acrónimos na Tabela 2.4. ....	<b>36</b>

## ÍNDICE DE ANEXOS

<b>Anexo A</b> - Descrição da metodologia utilizada para a análise genética dos dejetos .....	60
<b>Anexo B</b> - Identificação da idade e sexo de alguns dos indivíduos <i>Mus spretus</i> capturados em cada grelha (F- fêmeas, M- machos) .....	61
<b>Anexo C</b> - Lista de Modelos Gerados .....	62
<b>C.1.</b> Restantes modelos gerados para explicar a variação da presença de <i>Mus spretus</i> .....	62
<b>C.1.1.</b> Hipótese do Habitat .....	62
<b>C.1.2.</b> Hipótese da Perturbação.....	63
<b>C.1.3.</b> Hipótese Combinada.....	64
<b>C.2.</b> Restantes modelos gerados para explicar a variação do número de gatos ferais. ....	65
<b>C.2.1.</b> Hipótese da Alimentação .....	65
<b>C.2.2.</b> Hipótese do Habitat .....	65
<b>C.2.3.</b> Hipótese Combinada.....	66
<b>Anexo D</b> - Curva “ <i>Receiver Operating Characteristic (ROC)</i> ” referente ao melhor modelo para explicar as variações no número de gatos ao longo da ilha.....	67
<b>Anexo E</b> - Imagens das câmaras de armadilhagem fotográfica .....	68
<b>E.1.</b> Gatos-ferais com presas, entre as quais roedores, passeriformes, osgas e peixes .....	68
<b>E.2.</b> Passeriformes e roedores debaixo do passadiço de madeira) .....	69
<b>Anexo F</b> - Tabela com o número de dias em que cada câmara esteve ativas, e respetivos números de fotos de gatos-ferais captadas, número de gatos diferentes detetados e RAI .....	70
<b>Anexo G</b> - Diagrama de caixa do Índice de Abundância Relativa dos gatos-ferais em cada grelha de amostragem dos roedores.....	71
<b>Anexo H</b> - Resultados da análise genética dos dejetos.....	72
<b>H.1.</b> Análise com o marcador molecular 12s .....	72
<b>H.2.</b> Análise com o marcador molecular COL.....	73

# 1. INTRODUÇÃO

## 1.1. Crise de biodiversidade e o papel dos fatores antrópicos nessa crise

A perda de biodiversidade é um dos problemas mais graves da crise ambiental atual, ameaçando os serviços do ecossistema e consequentemente o bem-estar humano (Dirzo & Raven, 2003; Ceballos *et al.*, 2015). Estudos indicam que as taxas de extinção atuais são significativamente mais altas do que as taxas naturais pré-humanas (Ceballos *et al.*, 2015), com centenas de extinções de vertebrados a ocorrerem devido a causas antropogênicas (Ceballos & Ehrlich, 2002). O aumento contínuo destas taxas indica a aproximação de uma extinção em massa (Ceballos *et al.*, 2015). Isto sugere que grande parte desta perda de diversidade é consequência de fatores antrópicos, derivados de atividades tais como a indústria, a agricultura, pesca e comércio internacional (Vitousek *et al.*, 1997). Entre os principais fatores estão a transformação dos habitats (através da desflorestação ou urbanização), a alteração de ciclos biogeoquímicos e a introdução ou remoção de espécies na maioria dos ecossistemas da Terra (Vitousek *et al.*, 1997). A invasão de ecossistemas por espécies exóticas, facilitada pelo homem, é considerada uma das principais causas da perda de biodiversidade (Vitousek *et al.*, 1997; McNeely *et al.*, 2001), especialmente em ilhas (Courchamp *et al.*, 2003; Bellard *et al.*, 2017; Spatz *et al.*, 2017). Naturalmente, a distribuição das espécies nos ecossistemas é influenciada por diversos fatores bióticos e abióticos, e as barreiras físicas operam como filtro para a dispersão (Espínola & Ferreira, 2007). No entanto, o Homem facilitou a chegada de espécies às ilhas removendo esta barreira física. Assim, as invasões insulares têm vindo a acontecer maioritariamente desde a colonização, que começou no século XV (Shigesada & Kawasaki, 1997), continuando a aumentar com o desenvolvimento de meios de transporte mais eficazes e com a amplificação dos fluxos comerciais (Silva *et al.*, 2008). Tudo isto possibilita o transporte de organismos vivos, com ou sem controlo, para locais onde os mesmos não existiam (Williamson, 1996; Silva *et al.*, 2008).

## 1.2. As invasoras em ilhas

As espécies invasoras, especialmente os mamíferos, são a principal causa de declínios populacionais e extinções de espécies endémicas em ilhas (Atkinson, 2001; Courchamp *et al.*, 2003; Reaser *et al.*, 2007). Globalmente, os predadores invasores estão envolvidos na extinção de inúmeras espécies, entre as quais, pelo menos 87 aves, 45 mamíferos e 10 répteis (58% das extinções contemporâneas destes grupos) (Doherty *et al.*, 2016). Atualmente colocam em risco 596 espécies de aves, mamíferos e répteis classificados pela lista da IUCN (União Internacional para a Conservação da Natureza, do inglês *International Union for Conservation of Nature*) como “Ameaçadas”, sendo os gatos, roedores, cães e porcos os principais focos de ameaças (Doherty *et al.*, 2016). Nas ilhas, são responsáveis por 86% das extinções de espécies insulares (Bellard *et al.*, 2016).

As ilhas albergam uma proporção bastante significativa de todas as espécies da Terra, surgindo como fontes (ou “*hotspots*”) de biodiversidade, contendo uma elevada taxa de espécies endémicas (Myers *et al.*, 2000; Tershy *et al.*, 2015). Assim, torna-se alarmante que este declínio de biodiversidade esteja a acontecer a um ritmo muito mais elevado nas ilhas do que nos continentes (Tershy *et al.*, 2015). Nas ilhas, as espécies invasoras têm impactos desproporcionais em relação aos continentes, uma vez que as espécies nativas são mais vulneráveis à sua presença (Vitousek 1988; Tershy *et al.*, 2015; Bellard *et al.* 2016a). Isto acontece porque as ilhas possuem, geralmente, áreas relativamente reduzidas, o que conduz a efetivos populacionais menores e pouca variabilidade genética (Vitousek, 1988; Losos & Ricklefs, 2009; Russell *et al.*, 2017). O seu isolamento e número reduzido de nichos ecológicos, leva a uma baixa diversidade de espécies (embora dependendo do tamanho da ilha), porém causa uma

especiação e adaptação no contexto de “oportunidade ecológica” (radiação adaptativa) (Losos & Ricklefs, 2009). Ocorre assim uma distinção evolutiva, que resulta em espécies consideradas especialistas (Vitousek, 1988). Estas espécies, que tendem a ocupar nichos muito específicos e a possuir algumas limitações, associadas a dietas e comportamentos especializados, são, na sua maioria, espécies endêmicas, ou seja, espécies que não ocorrem em mais nenhum lugar (Losos & Ricklefs, 2009). Isto resulta numa falta de adaptabilidade à mudança, ausência de comportamento anti-predatórios face a novos predadores, e mesmo pouca resistência a doenças que possam surgir (Vitousek, 1988; Russell *et al.*, 2017). Pelo contrário, as espécies invasoras tendem a ser generalistas, podendo esgotar os recursos alimentares de que uma espécie nativa depende ou mesmo ocupar os seus habitats, exercer uma pressão predatória acrescida sobre as populações insulares e, ultimamente, levar à sua extinção (Vitousek, 1988; Russell *et al.*, 2017).

Outra particularidade que pode tornar as ilhas mais sensíveis a ameaças de espécies invasoras é a desarmonia taxonómica existente (Williamson, 1981). Como consequência da baixa diversidade de espécies e da sua grande especialização, alguns grupos funcionais não se encontram presentes (Cushman, 1995). Assim as cadeias tróficas existentes tornam-se bastante frágeis e vulneráveis a invasões (Vitousek, 1988; Tershy *et al.*, 2015). Consequentemente muitas das espécies nativas carecem de adaptações comportamentais e morfológicas para combater predadores (Vitousek, 1988; Tershy *et al.*, 2015) uma vez que evoluíram por longos períodos em ambientes livres da sua presença (Russell *et al.*, 2017). A presença de invasoras vai interferir de forma negativa com as vias de interação trófica e até mesmo com o próprio ecossistema (Russell *et al.*, 2017). Sendo que, a presença de predadores introduzidos pode causar disrupções nas dinâmicas predador-presa e acabar por levar à extinção da espécie nativa (Russell *et al.*, 2017). O mesmo se passa com a introdução de competidores, que modificam as dinâmicas tróficas utilizando os recursos das espécies nativas (Russell *et al.*, 2017).

Para além dos principais impactos diretos já mencionados - predação e competição - as espécies invasoras podem também interferir com as comunidades nativas das ilhas através da transmissão de parasitas e da hibridação, o que pode afetar gravemente a sobrevivência dos indivíduos (Rhymer & Simberloff, 1996; Reaser *et al.*, 2007). Tudo isto pode influenciar a diversidade, riqueza, composição, abundância, interações de espécies e, eventualmente, causar declínios populacionais ou até mesmo extinções de populações ou espécies (Reaser *et al.*, 2007).

### **1.3. O gato doméstico como invasor**

Os gatos (*Felis silvestris catus*) são uma das espécies invasoras mais bem-sucedidas e prejudiciais em ilhas, causando fortes impactos negativos na vida selvagem nativa, sendo um fator significativo de extinção e ameaça das espécies autóctones (Fitzgerald, 1988; Courchamp *et al.*, 2003; Bonnaud *et al.*, 2011; Medina *et al.*, 2011). Atualmente é considerado um dos mamíferos predadores invasores que mais impactos causa na biodiversidade das ilhas (Medina *et al.*, 2014).

Desde a sua domesticação, há aproximadamente 4000 anos (Serpell, 2000), que os gatos possuem uma estreita associação com humanos. Isto resultou no transporte e introdução da espécie em todo o mundo, inclusive em muitas ilhas isoladas (Fitzgerald, 1988; Fitzgerald & Turner, 2000). A sua introdução foi feita, tanto de forma intencional, para controlo de pestes ou como animal de estimação, como de forma accidental (Flux, 1993; Hijazo & Oliveira, 2008). A libertação contínua de gatos de casa (prática comum de proprietários que se querem desfazer dos animais) alimenta as populações de gatos-ferais (Potter, 1991; Hijazo & Oliveira, 2008). Atualmente os gatos-ferais já se encontram presentes em

quase todas as ilhas do mundo, até nas mais remotas, onde estabeleceram populações selvagens (Long, 2003).

Os gatos possuem diversas características que fazem deles invasores de sucesso, entre as quais a capacidade sobreviver sem acesso a água doce, grande tolerância térmica, elevada fecundidade e comportamentos predatórios extremamente oportunistas e generalistas (Fitzgerald, 1988; Bradshaw, 1992; Fitzgerald & Turner, 2000; Bonnaud *et al.*, 2011). Todas estas características fazem deste predador uma espécie altamente adaptável a novos ambientes, capaz de sobreviver mesmo nas condições mais inóspitas (Fitzgerald, 1988; Courchamp *et al.*, 2003) e de impactar negativamente uma grande percentagem dos vertebrados nativos de qualquer ilha (Medina *et al.*, 2008; Bonnaud *et al.*, 2011). Estes fatores, combinados com a sua enorme capacidade de dispersão e propagação, permitem aos gatos-ferais ocupar todos os tipos de habitats, sendo atualmente um dos carnívoros com maior área de distribuição (Hijazo & Oliveira, 2008; Medina *et al.*, 2014).

A forma mais direta pela qual os gatos impactam a vida selvagem é através da predação, sendo este, provavelmente, o fator mais significativo (Trouwborst *et al.*, 2020). Devido às suas características oportunistas e generalistas os gatos podem predação uma ampla variedade de animais como aves, mamíferos, répteis, anfíbios, peixes e invertebrados (Fitzgerald, 1988; Trouwborst *et al.*, 2020), incluindo espécies endémicas e espécies em perigo (Medina *et al.*, 2008). Uma forma indireta pela qual os gatos podem impactar outras espécies é através da perturbação causada pela sua simples presença, atividade ou cheiro (Trouwborst *et al.*, 2020). Esta perturbação pode alterar os comportamentos de procura de alimento e de defesa, respostas ao stress, vulnerabilidade a predadores, investimento reprodutivo e respetivo sucesso, rendimento energético e condição corporal (Loss & Marra, 2017). Para além dos impactos referidos, os gatos-ferais podem também interferir com outras populações silvestres através de competição, hibridação e transmissão de doenças (Trouwborst *et al.*, 2020).

Todos estes impactos fazem dos gatos-ferais agentes de declínio da vida selvagem, estando associados à extinção local de inúmeras espécies de aves, mamíferos e répteis por todo o mundo (Greenwell *et al.*, 2019). Os gatos são já responsáveis pela extinção global de pelo menos 63 espécies (40 aves, 21 mamíferos e 2 répteis), ou seja, 26% de todas as extinções contemporâneas conhecidas nestes grupos (Doherty *et al.*, 2016). Atualmente, colocam em perigo pelo menos 367 espécies que estão em risco de extinção (Doherty *et al.*, 2016). Assim, os gatos são considerados como a terceira espécie exótica que mais vertebrados ameaça em todo o mundo (Bellard *et al.*, 2016a). Em ilhas, os gatos-ferais são a causa de pelo menos, 14% das extinções globais de aves, mamíferos e répteis, sendo a principal ameaça de quase 8% das aves, mamíferos e répteis criticamente ameaçados (Medina *et al.*, 2011). Estes valores são sempre valores mínimos uma vez que os impactos dos gatos não foram estudados para muitas espécies (Medina *et al.*, 2011).

É de salientar que as funções ecológicas que são perdidas quando uma espécie se extingue numa ilha podem não ser substituídas, pois são poucas as espécies que conseguem voltar independentemente aos ambientes insulares (Trouwborst *et al.*, 2020). Assim, a transformação dos ecossistemas insulares desencadeada pelo impacto dos gatos pode ser irreversível sem a intervenção humana direta (Trouwborst *et al.*, 2020), tornando-se a gestão ativa essencial para extinguir ou pelo menos minimizar os seus efeitos prejudiciais nas ilhas (Nogales *et al.*, 2004).

#### 1.4. A dieta do gato em ilhas

Apesar de, no geral, os gatos-ferais presentes em ilhas serem generalistas e caçadores oportunistas, a sua dieta apresenta uma grande variação interilhas explicada pela disponibilidade e abundância de presas (Fitzgerald & Turner, 2000; Nogales & Medina, 2009; Bonnaud *et al.*, 2011). Estas variações atestam a grande plasticidade trófica destes carnívoros que se alimentam das espécies mais abundantes (Martinez-Gomez & Jacobsen, 2004). Mesmo dentro de cada ilha a sua dieta pode variar entre habitats e sazonalmente, consoante as presas disponíveis e acessíveis (Nogales & Medina, 1996; Medina *et al.*, 2006).

Os gatos podem consumir animais de diversos tamanhos, desde grandes aves e mamíferos de médio porte, até pequenos insetos (Bonnaud *et al.*, 2011). A atestar este carácter generalista, numa revisão bibliográfica feita há cerca de 10 anos, foram identificadas, pelo menos, 248 espécies diferentes de presas (27 mamíferos, 113 aves, 34 répteis, 3 anfíbios, 2 peixes e 69 invertebrados) embora os mamíferos e as aves perfaçam a maior parte do alimento ingerido diariamente por este felino (Bonnaud *et al.*, 2011). Destas três dezenas e meia de espécies, três mamíferos, 29 aves e três répteis estão listados como ameaçados pela IUCN (Bonnaud *et al.*, 2011).

Um padrão comum na ecologia trófica dos gatos-ferais insulares é o consumo de mamíferos introduzidos (nomeadamente roedores), em especial quando relativamente abundantes (Fitzgerald 1988; Medina *et al.*, 2006; Matias & Catry, 2008; Medina *et al.*, 2008; Nogales & Medina, 2009; Bonnaud *et al.*, 2011). Em muitos casos estas espécies compõem a base da sua alimentação, tanto em termos de biomassa, como de frequência de ocorrência (Medina *et al.*, 2006), podendo chegar a constituir mais de 90% da biomassa consumida (Medina *et al.*, 2008) e, em alguns casos, 94% da frequência de ocorrência (Bonnaud *et al.*, 2007; Nogales & Medina, 2009). Segundo o estudo de Medina *et al.* (2011), dos 27 taxa de mamíferos impactados por gatos, 4 correspondiam a espécies endémicas e mais de 55% eram roedores. Esta dependência do gato feral insular por mamíferos introduzidos que, ao contrário de muitas espécies nativas, já evoluíram com a predação de gatos, sugere que em muitas ilhas as populações de espécies nativas já foram reduzidas, estando assim menos disponíveis como presas (Bonnaud *et al.*, 2011). Assim, o consumo dos restantes grupos de presas varia consideravelmente consoante a disponibilidade e abundância dos mamíferos (Fitzgerald, 1988). Ou seja, em ilhas onde não existe uma grande disponibilidade de mamíferos, a predação dos gatos-ferais vai incidir mais sobre os grupos de aves e répteis (Fitzgerald, 1988).

Um dos mais importantes grupos de aves predadas pelos gatos são as aves marinhas (Nogales & Medina, 2009). Nas ilhas que albergam colónias importantes de aves marinhas e durante os meses de reprodução, em que as populações estão presentes nas ilhas, estas tornam-se a presa preferida e a principal fonte de biomassa na dieta dos gatos (Bonnaud *et al.* 2007; Matias & Catry, 2008; Peck *et al.*, 2008; Nogales & Medina, 2009). Em algumas ilhas, as aves marinhas podem atingir 91% do volume total consumido por gatos-ferais (Nogales & Medina, 2009). A capacidade de os gatos-ferais ajustarem sazonalmente a sua preferência alimentar facilita a erradicação de aves marinhas nativas, pois a presença de outra fonte alternativa de presas pode permitir aos gatos sobreviver mesmo quando a abundância de aves marinhas se aproxima de zero (Courchamp *et al.*, 1999; Bonnaud *et al.*, 2011). Segundo um estudo de Medina *et al.* (2011), dos 123 taxa de aves impactados por gatos em ilhas, 48 correspondem a aves endémicas, cerca de 50% a aves terrestres (principalmente da família dos Passeriformes e Psittacidae), e 36% a aves marinhas (especialmente pardelas, painhos, albatrozes e pinguins). Aves aquáticas e limícolas foram os grupos menos afetados.

Os répteis e invertebrados, apesar de não serem sistematicamente registados na dieta dos gatos-ferais, são frequentemente consumidos quando presentes, especialmente em ilha tropicais (Seabrook, 1990; Nogales & Medina, 1996; Bonnaud *et al.*, 2011). Em algumas ilhas, os répteis podem ser consumidos mais frequentemente do que as aves (Medina *et al.*, 2006). No entanto, devido ao seu pequeno tamanho, raramente constituem uma percentagem significativa da biomassa de presas consumidas (Nogales *et al.*, 1988; Medina & Nogales, 1993; Casanhas-Acosta *et al.*, 1999). Apesar disto, a predação por gatos pode ter um elevado impacto sobre este grupo (Nogales *et al.*, 1988; Medina & Nogales, 1993).

## 1.5. Padrões ecológicos de *Mus spretus*

### 1.5.1. Distribuição e estatuto de ameaça

*Mus spretus* (Lataste, 1883), também conhecido como rato-das-hortas ou ratinho-ruivo, é um pequeno roedor não comensal pertencente à família Muridae (que engloba as ratazanas e os ratinhos) (Palomo, 2007; Paupério *et al.*, 2019). Trata-se de uma espécie endémica da região mediterrânica, ocorrendo desde o sudoeste da Europa (sul da França, grande parte da Península Ibérica) até ao norte de África (Marrocos, Argélia, Tunísia até ao norte da Líbia) (Mathias, 1999; Palomo, 2007; Paupério *et al.*, 2019). Devido à sua estreita relação com o clima mediterrâneo encontra-se ausente de toda a orla norte da Península Ibérica e de grande parte dos Pirenéus (Palomo, 2007). A nível insular ocupa as principais ilhas do arquipélago das Baleares: Maiorca, Menorca e Ibiza (Palomo, 2007). *Mus spretus* é uma das três espécies de roedores mais abundantes e representativas em áreas mediterrâneas (Pita *et al.*, 2003).

Em Portugal o rato-das-hortas possui um estatuto de ameaça de “Pouco Preocupante” (LC) (Cabral *et al.*, 2005) tendo, a nível continental, uma distribuição generalizada em todo o país, com exceção da região fronteiriça com Espanha no extremo norte de Portugal, onde, apesar dos esforços de amostragem, não foi detetada a sua presença (Paupério *et al.*, 2019). Na região do Algarve existem registos desta espécie no Parque Natural da Ria Formosa (Vicente, 2004). A nível insular, não está oficialmente registada a sua presença em nenhuma ilha portuguesa. Em Portugal Continental existem 14 espécies de roedores identificadas, sendo o *Mus spretus* uma das espécies mais comumente registadas (Paupério *et al.*, 2019).

### 1.5.2. Interações interespecíficas

As espécies e comunidades de pequenos mamíferos, onde se incluem os roedores, desempenham um papel essencial nas cadeias alimentares, influenciando significativamente os ecossistemas, tanto a nível ecológico como funcional (Ekernas & Mertes, 2006; Rosalino *et al.*, 2011). Estas comunidades são as principais presas de espécies de níveis tróficos superiores, como mamíferos carnívoros (entre os quais, os gatos-ferais), aves de rapina e répteis, afetando a sua ecologia e conservação (Rosalino *et al.*, 2011, Teixeira *et al.*, 2022). Para além disso, podem influenciar a presença ou ausência de outros animais devido a interações competitivas (Ekernas & Mertes, 2006) e auxiliar na dispersão de sementes (Sunyer *et al.*, 2013).

*Mus spretus* não é exceção. Este murídeo faz parte do regime alimentar de diversos predadores, entre os quais mamíferos carnívoros, corujas e cobras, constituindo uma percentagem significativa da sua dieta, que pode mesmo atingir os 95% em certas alturas do ano (p.e. *Tyto alba* (Coruja-das-Torres); Khammes & Aulagnier, 2003; Palomo, 2007).

Tendo em consideração todas estas interações torna-se importante perceber como varia a abundância e a distribuição destas comunidades em função da presença de predadores e das características do habitat, para melhor compreender a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas (Rosalino *et al.*, 2011a).

### **1.5.3. Uso do espaço e fatores que determinam esses padrões**

Ao contrário de outros roedores, *Mus spretus* ocupa regiões mais áridas, como ambientes tipicamente mediterrânicos subúmidos (Palomo, 2007; Paupério *et al.*, 2019). Isto acontece devido aos seus baixos requerimentos hídricos que permitem a sua sobrevivência em locais inacessíveis para outros roedores (Orsini *et al.*, 1982; Palomo, 2007). *Mus spretus* é também uma das espécies mais abundantes nos habitats agrícolas (Khidas *et al.*, 2002; Sabino-Marques & Mira, 2011) podendo ser encontrada numa variedade de agroecossistemas diferentes, tais como pomares, pastagens, cerrados e florestas (Palomo *et al.*, 2009).

Contrastando com *Mus musculus*, *Mus spretus* não é uma espécie comensal evitando, geralmente, áreas muito humanizadas (Palomo, 2007; Paupério *et al.*, 2019), podendo, no entanto, ocupar ocasionalmente edifícios abandonados (Palomo *et al.*, 2009). Alguns estudos comprovaram a sua sensibilidade à perturbação humana, existindo uma correlação negativa entre a perturbação e a abundância deste roedor (Khidas *et al.*, 2002).

A espécie *Mus spretus* demonstra preferência por zonas de matagal baixo, ambientes rochosos com vegetação herbácea e áreas agrícolas (Palomo, 2007). Geralmente estão estreitamente associados a regiões com vegetação lenhosa dispersa e alta percentagem de solo nú (Khidas *et al.*, 2002). Em termos de micro-habitat *Mus spretus* pode ser mais facilmente encontrado em locais com arbustos ou madeira morta, que oferecem algum tipo de cobertura (Gray *et al.* 1998), sendo que os seus valores de abundância e densidade relativa são positivamente influenciados pela percentagem de cobertura arbustiva (Simões, 2009; Oro *et al.*, 2021).

Esta dependência de coberturas arbustivas e até mesmo herbáceas é característica dos pequenos mamíferos, sendo essencial para a sua sobrevivência, uma vez que habitats com esta estrutura proporcionam proteção contra os predadores (Simonetti, 1989; Teixeira *et al.*, 2022). Assim, as comunidades de roedores evitam áreas abertas de forma a reduzir o risco de predação (Galantinho *et al.*, 2020). A pressão predatória é significativa nas comunidades de roedores, sendo que áreas com mais predadores tendem a apresentar uma menor abundância de roedores (Norrdahl *et al.*, 2002; Korpimäki *et al.*, 2005). Por estas razões os padrões do uso do espaço por parte de roedores, como *Mus spretus*, parecem estar fortemente correlacionados com o risco de predação, com a distribuição de recursos (p.e. alimento) e com a complexidade estrutural do habitat, nomeadamente as características do subcoberto (Gray *et al.*, 1998).

## **1.6. Contexto conservacionista do estudo**

O primeiro passo para interpretar e quantificar os impactos das espécies invasoras de predadores é realizar estudos sobre a sua dieta (Paltridge *et al.*, 1997). A identificação dos impactos destes invasores e da escala dos efeitos permite definir mais corretamente a eficácia e priorização de ferramentas de conservação (Fitzgerald, 1988; Bonnaud *et al.*, 2011; Medina *et al.*, 2011). Estas definições são particularmente importantes quando estão presentes presas nativas vulneráveis (Fitzgerald, 1988; Bonnaud *et al.*, 2011; Medina *et al.*, 2011). Uma vez que não existem estudos sobre a dieta de gatos-

ferais em ilhas continentais portuguesas e do seu impacto no património natural destas regiões, o presente trabalho é desta forma pioneiro, e poderá contribuir significativamente para compreender melhor as dinâmicas espécies nativa-invasoras nestes sistemas únicos. Para tal utilizou-se a ilha Deserta (Algarve; ver área de estudo) como modelo, uma vez que este sistema insular alberga uma população de gatos-ferais, embora o seu efetivo e impactos sejam quase totalmente desconhecidos (Nascimento *et al.*, 2021). A ilha Deserta alberga diversas espécies de mamíferos e aves (entre as quais espécies marinhas com estatuto de ameaça de “Vulnerável”), cuja conservação é crucial. No entanto, a pedra basilar de qualquer plano de conservação é conhecer detalhadamente as adaptações ecológicas às condições específicas das regiões e identificar as ameaças. Entre os grupos de principais presas dos gatos-ferais estão os roedores (Bonnaud *et al.*, 2011), nomeadamente em ambientes insulares (Nogales & Medina, 2009), que são uma das comunidades menos estudadas da ilha. Assim, tendo em consideração estas interações tróficas e o restrito conhecimento sobre as populações de mamíferos da ilha Deserta, é importante compreender a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas para uma eficaz gestão e conservação da biodiversidade nativa.

### 1.7. Objetivos e hipóteses

Utilizando a ilha Deserta, pertencente ao Parque Natural da Ria Formosa, localizado no Algarve, como área modelo, e tendo em conta a lacuna de informação referida acima e a importância da sua obtenção para uma gestão sustentável da biodiversidade da ilha, este trabalho teve como principal objetivo explorar o efeito da presença de gatos-ferais e da sua predação sobre espécies nativas, especialmente roedores, e os determinantes ambientais que podem promover o efetivo populacional de gatos-ferais.

Mais especificamente, com este estudo pretende-se: 1) Caracterizar a dieta dos gatos-ferais insulares, identificando quais os grupos de presas mais consumidos; 2) Determinar os fatores que influenciam o número de gatos-ferais; 3) Determinar os fatores que influenciam os padrões de presença e abundância relativa das populações de roedores; 4) Discutir os possíveis impactos do consumo de espécies nativas por parte dos gatos-ferais, especialmente em espécies vulneráveis. Considerando os objetivos delimitados, pretende-se testar as seguintes hipóteses:

- 1) A dieta dos gatos-ferais da ilha Deserta é constituída maioritariamente por presas pertencentes aos grupos dos roedores, aves e secundariamente de reptéis. Tendo em conta os hábitos alimentares generalistas e oportunistas dos gatos-ferais (Fitzgerald, 1988; Nogales & Medina, 1996) e os resultados de outros estudos similares (Bonnaud *et al.*, 2011), espera-se que consumam as presas mais abundantes e acessíveis na ilha (neste caso os vertebrados);
- 2) O número dos gatos é positivamente influenciado pela abundância de presas (p.e. aves e roedores) e pela proximidade à ria, uma vez que a distribuição e abundância dos carnívoros tende a ser, geralmente, limitada essencialmente pelos recursos alimentares disponíveis (Carbone & Gittleman, 2002; Karanth *et al.*, 2004), e que, por sua vez, locais mais próximos de zonas húmidas (devido ao desenvolvimento de um substrato arbustivo mais complexo) tendem a atrair mais presas, nomeadamente roedores (MacArthur, 1972);
- 3) Os gatos-ferais tendem a utilizar zonas mais abrigadas, uma vez que fornecem proteção contra condições meteorológicas adversas (Doherty *et al.*, 2015), assim é esperado que exista uma relação positiva entre o número de gatos e a proximidade a zonas de abrigo;
- 4) A presença e a abundância relativa de roedores são influenciadas positivamente pela percentagem de estrato arbustivo e pela proximidade à ria, uma vez que os roedores possuem uma forte

dependência de zonas com maior cobertura de substrato arbustivo, que lhes proporcionam abrigo contra predadores (Carrilho *et al.*, 2017; Teixeira *et al.*, 2017);

- 5) A abundância de roedores é influenciada negativamente pela presença de gatos-ferais devido à pressão predatória exercida por estes felinos invasores (Gray *et al.*, 1998).

## 2. MÉTODOS

### 2.1. Área de estudo

#### 2.1.1. Localização geográfica, clima, fauna e flora da área de estudo

Este estudo foi realizado na ilha Deserta, também conhecida como ilha da Barreta, (Figura 2.1) (36° 57' 44" N, 7° 53' 23" W), uma das cinco ilhas barreira pertencentes ao Parque Natural da Ria Formosa, localizado no Algarve, sul de Portugal (Ceia *et al.*, 2010). O clima nesta região é mediterrânico, de características semiáridas, com um verão quente e seco e um inverno ameno (ICNF, sem data). As precipitações são fracas e irregulares atingindo um valor médio anual de 450mm e as temperaturas amenas com um valor médio de 18°C (ICNF, sem data).

A Ria Formosa está classificada Sítio Ramsar por ser uma zona húmida de importância internacional e como Sítio da Rede Natura 2000, sendo considerada como Zona Especial de Conservação (PTCON0013) ao abrigo da Diretiva Habitats e Zona de Proteção Especial (PTZPE0017) ao abrigo da Diretiva Aves (Farinha *et al.*, 2001; ICNF, sem data2).

A ilha Deserta é uma ilha de areia, com aproximadamente 7km de comprimento, situada a cerca de 5,5Km do continente (Calado *et al.*, 2020). Não possui população humana residente (à exceção de um pescador), mas a presença humana é constante (p.e. turistas, pescadores, funcionários do restaurante) (Nascimento *et al.*, 2021). A flora da ilha é composta por espécies herbáceas e arbustivas adaptadas a sistemas dunares, nomeadamente *Malcolmia littorea*, *Helichrysum italicum picardi*, *Paronychia argentea*, *Sarcocornia perennis* e *Artemisia campestris* (Fagundes *et al.*, 2022).

Em relação à fauna, esta ilha é um importante local de nidificação para algumas aves marinhas, como a Chilreta (*Sternula albifrons*) e a gaivota-de-Audouin (*Larus audouinii*) (Catry *et al.*, 2004; Equipa Atlas, 2008) que possuem um estatuto de ameaça “Vulnerável” (Cabral *et al.*, 2005). Podem também ser encontradas diversas espécies de aves terrestres (p.e. Peneireiro-vulgar, *Falco tinnunculus*; Cotovia-de-poupa, *Galerida cristata*; Alvéola-amarela, *Motacilla flava*; Pardal-doméstico, *Passer domesticus*), aquáticas (p.e. Maçarico-real, *Numenius arquata*; Garça-branca-pequena, *Egretta garzetta*; Ostraceiro, *Haematopus ostralegus*), bem com répteis (p.e. Cobra-de-pernas-pentadáctila, *Chalcides bedriagai*) e mamíferos. Em relação aos mamíferos, na ilha foram já detetadas espécies nativas (como o Ratinho-das-hortas, *Mus spretus*) e invasoras (como o gato-feral; a Ratazana-castanha, *Rattus norvegicus*; e o Rato-preto, *Rattus rattus*) (Nascimento *et al.*, 2021).



Figura 2.1: Localização da área de estudo (a ilha Deserta encontra-se identificada pelo polígono vermelho)

## 2.2 Estratégia de amostragem

### 2.2.1 Desenho amostral

#### 2.2.1.1 Armadilhas para captura de roedores

O esquema amostral para a captura de roedores teve por base duas grelhas de amostragem de  $7,5\text{Km}^2$  cada, compostas por  $9 \times 7$  pontos de armadilhagem espaçados 12,5 m entre si. Uma das grelhas foi localizada próxima ao restaurante (grelha A, a vermelho na Figura 2.2) e outra junto à colónia de gaivota-de-Audouin (grelha B, a amarelo na Figura 2.2). A localização dos pontos de armadilhagem foi ajustada no interior da grelha de amostragem devido a alguns constrangimentos (p.e. condições de terreno não favoráveis, passagem de máquinas de construção). Em cada grelha foram colocadas 20 armadilhas Sherman (modelo XLF15,  $10 \times 10 \times 38\text{cm}$ ) e 43 armadilhas Trip-traps ( $5 \times 5 \times 18\text{cm}$ ), segundo o esquema da Figura 2.3. As Sherman foram colocadas a cada 25m, e, nos pontos intermédios (que distam 12,5m), foram colocadas as Trip-traps (Figura 2.3).



Figura 2.2: Localização das grelhas de amostragem de roedores na zona este da ilha Deserta. A vermelho estão representados os pontos de armadilhagem da grelha A (junto ao restaurante da ilha) e a amarelo os da grelha B (junto a uma das subcolónias de gaivota-de-Audouin)

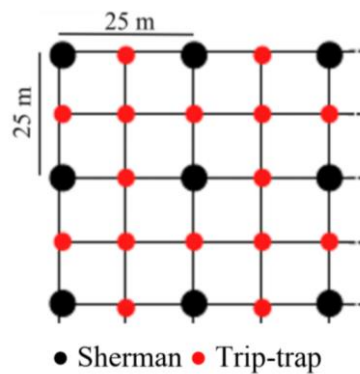


Figura 2.3: Esquema da distribuição das armadilhas Sherman e Trip-trap dentro de cada uma das grelhas de amostragem

A utilização de 2 tipos de armadilhas possibilita otimizar a captura de animais de espécies de diferentes tamanhos, *Rattus rattus* e *Mus spretus*, em armadilhas maiores (Sherman) (Figura 2.4) e mais pequenas (Trip-trap) (Figura 2.5), respetivamente. Ambos os tipos de armadilhas permitem a captura de animais vivos e posterior libertação (i.e. não implica a morte dos indivíduos capturados), o que possibilitou a aplicação do método de captura, marcação e recaptura e estimar a abundância dos roedores (Williams *et al.*, 2002).



Figura 2.4: Armadilha Sherman no ponto de armadilhagem    Figura 2.5: Armadilha Trip-trap no ponto de armadilhagem

Todas as armadilhas foram iscadas com manteiga de amendoim e uma mistura de sementes e, adicionalmente, foi colocado um algodão embebido em água para permitir ao animal capturado ter acesso a uma fonte de água enquanto está aprisionado na armadilha, uma vez que o habitat é muito quente e seco.

As grelhas foram amostradas uma vez por mês ao longo de um ano (de fevereiro de 2020 a fevereiro de 2021), de forma a abranger todas as estações do ano. Cada sessão de amostragem teve a duração de 6 dias consecutivos: 2 dias de pré-armadilhagem seguidos de 4 noites de armadilhagem ativa.

Durante o período de pré-armadilhagem, as armadilhas foram posicionadas abertas e desativadas nos respectivos pontos de armadilhagem, de forma a possibilitar a habituação por parte dos animais à sua presença (Gurnell & Flowerdew, 2006).

Após o período de pré-armadilhagem as armadilhas foram ativadas e iscadas ao final da tarde, sendo colocadas ao nível da areia e, sempre que possível, entre a vegetação dunar, de forma a ficarem mais camufladas e menos expostas a fatores climáticos (como sol e chuva). A inspeção das armadilhas foi efetuada todas as manhãs, logo após o nascer do sol.

#### **2.2.1.2. Armadilhagem fotográfica**

A armadilhagem fotográfica é um método cada vez mais utilizado em estudos de ecologia de vertebrados terrestres, uma vez que se trata de uma ferramenta não invasiva com elevada fiabilidade (Meek *et al.*, 2014). Este método permite amostrar áreas de grande dimensão sem perturbar significativamente os animais e, geralmente, requiere menos esforço por parte dos técnicos, reduzindo o tempo no terreno e os custos associados (Meek *et al.*, 2014), uma vez que têm funcionamento contínuo e podem ser deixadas no campo durante várias semanas, sem precisar de intervenção. Assim, é particularmente útil para estudar espécies sensíveis à perturbação, elusivas, nocturnas e/ou crepusculares (O'Brien, 2011), permitindo determinar não só a sua presença, mas também estimar abundâncias, dinâmicas populacionais, distribuições e comportamentos (Meek *et al.*, 2014). Permite também a foto-identificação individual, através de características únicas de cada animal, utilizando, por exemplo, os

padrões de pelagem da espécie (p.e. Trolle & Kery, 2005), o que possibilita estimar o efetivo populacional das espécies.

A amostragem por armadilhagem fotográfica teve por base uma grelha com 22 pontos de amostragem espaçados entre si 500m e cobrindo praticamente toda a ilha (Figura 2.6). Em cada ponto de amostragem foram colocadas câmaras (modelo Primos 65064 12MG com Led Invisível), preferencialmente em locais que se suspeitava serem de passagem de gatos. Quando necessário (p.e. condições de terreno não favoráveis, trilhos de passagem ou locais que podem alagar) a localização dos pontos de amostragem foi ajustada espacialmente.



Figura 2.6: Localização dos pontos de amostragem onde foram colocadas as câmaras de armadilhagem na ilha Deserta

As câmaras foram fixadas em postes de madeira do passadiço ou em estacas de ferro enterradas na areia, a uma distância de cerca de 30cm do chão, numa posição que maximizasse a área de monitorização, de forma a aumentar a detetabilidade das espécies alvo (Figura 2.7). Foi aplicada vaselina nas margens das câmaras para evitar a entrada de água e a corrosão por parte da brisa salgada. Foram programadas para registar três fotos consecutivas, assim que acionadas, com uma diferença entre cada disparo de um segundo. O período de amostragem decorreu de janeiro de 2020 a fevereiro de 2021. As câmaras foram visitadas uma vez por mês, para substituir os cartões de memória e as pilhas. A instalação das câmaras e a vistoria mensal foi efetuada por técnicos e voluntários da SPEA (Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves) no âmbito do projeto LIFE Ilhas Barreira (LIFE18 NAT/PT/000927), mas a análise dos dados (Ponto 2.3) foi realizada no âmbito do mestrado. No entanto, durante o trabalho de campo deste estudo (Ponto 2.2.3) foi possível rotinizar a utilização de armadilhagem fotográfica como técnica de estudo de vertebrados de médio porte.

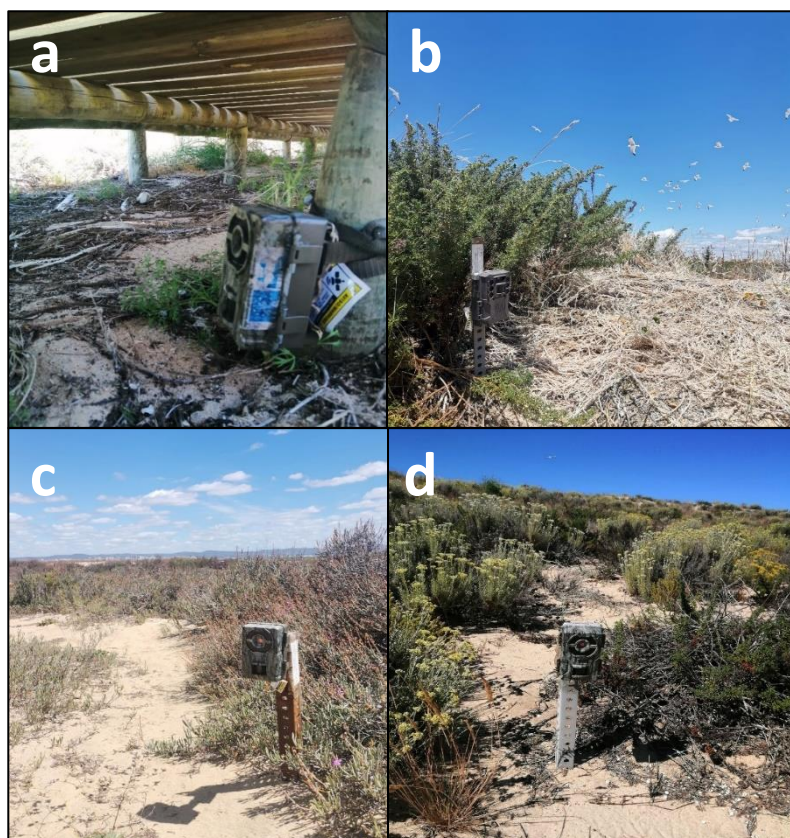


Figura 2.7: Exemplos de locais onde foram instaladas câmaras de armadilhagem fotográfica (a – debaixo do passadiço de madeira; b – junto à colónia de gaivota-de-Audouin; c – próximo de um trilho de passagem; d- numa área com mais substrato arbustivo)

### 2.2.1 Captura e manuseamento de roedores

Aquando da captura de um roedor, foi registado o código do ponto de armadilhagem onde foi realizada a captura (p.e. A1 ou B1) e o animal foi colocado num túnel de processamento (Figura 2.8). Sempre que necessário o animal foi anestesiado com éter etílico embebido num algodão, de forma a facilitar o processamento e diminuir o stress causado pelo manuseamento. Uma vez no túnel, procedeu-se à identificação da espécie e, sempre que possível, do sexo, estado reprodutor, idade, e à recolha de métricas corporais (peso, comprimento total, comprimento da pata traseira) (Gurnell & Flowerdew, 2006). Cada roedor capturado foi posteriormente marcado com um brinco numerado na parte posterior da orelha, o que permitiu identificar individualmente cada animal em eventos de captura subsequentes e, assim, aplicar o método de captura-marcação-recaptura. Posteriormente os animais foram libertados no local onde foram capturados.

Foram também anotados os casos em que a armadilha capturou um animal de outro grupo (passeriformes, répteis, etc.), estava fora do lugar, ou se encontrava fechada, mas vazia. A captura e manuseamento de todos os animais foram efetuados de acordo com os protocolos internacionais (Sikes & Gannon, 2011), e seguindo as diretrizes europeias (Directiva 2010/63/EU) sobre experimentação animal, ao abrigo das licenças N° 453 / 2021 / CAPT e N° 125 / 2022 / CAPT, emitidas pelo Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF).



Figura 2.8: *Mus spretus* no túnel de processamento, com o brinco numerado na orelha usado como marca de identificação individual

Os dados de campo referentes às capturas de pequenos mamíferos foram recolhidos em 2020 e 2021 por técnicos e voluntários da SPEA (Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves) no âmbito do projecto LIFE Ilhas Barreira (LIFE18 NAT/PT/000927). No entanto, a recolha de dados mencionada no ponto 2.2.2 e toda a análise dos dados posterior (Ponto 2.3) foi realizada no âmbito do mestrado.

## 2.2.2 Caracterização das unidades amostrais

### 2.2.2.1 Armadilhas para captura de roedores

Foi realizada uma caracterização *in situ* do subcoberto em cada um dos pontos de armadilhagem através de uma estimativa visual das percentagens de cobertura do solo dos diversos estratos (Bookhout, 1996). A estimativa foi realizada dentro de uma área circular com um raio de 1 m, centrado no ponto de armadilhagem (Bookhout, 1996; Figura 2.9). Dentro desta área foram estimadas as percentagens de cobertura do solo pelo estrato arbustivo, herbáceo e de areia (i.e. ausência de vegetação), cuja soma perfaz 100% (Carrilho *et al.*, 2017). De forma a reduzir o erro esta estimativa foi realizada por 2 pessoas diferentes e o resultado final reflete a média das estimativas (Bookhout, 1996).



Figura 2.9: Caracterização *in situ* do subcoberto dos locais de amostragem de pequenos mamíferos

Tendo em conta que outros fatores, para além da vegetação, podem ser importantes para a variação da presença/abundância de roedores, foram determinadas ainda as distâncias de cada ponto de armazenagem à ria, ao mar, ao restaurante, e ao limite das colónias de gaivotas, utilizando a distância em linha reta ao limite mais próximo de cada uma dessas unidades de paisagem. Foi também determinado o RAI (Índice Relativo de Abundância; Linhart & Knowlton, 1975) dos gatos e o número de gatos diferentes identificados nas armadilhas fotográficas na região de cada grelha. Para isso foi desenhado um *buffer* de 500m em redor de cada grelha de amostragem, de forma a selecionar as câmaras da armadilhagem fotográfica que, posteriormente, foram utilizadas para o cálculo do RAI/número de gatos, que caracterizaram cada grelha. Os 500m de raio do *buffer* foram selecionados numa tentativa de uniformizar as diferentes fontes de informação, uma vez que esta foi a distância utilizada entre as câmaras de armadilhagem fotográfica. Todo este processo foi realizado utilizando um Sistema de Informação Geográfica (GIS) criado no software QGIS (versão 3.14.15; QGIS Development Team, 2020) com o auxílio de imagens de satélite obtidas através do Google Earth (Google Inc., 2022). Estes dados foram posteriormente utilizados para testar a influência destes fatores na presença/abundância de roedores.

#### **2.2.2.2 Armadilhagem fotográfica**

Uma vez que diversos fatores podem interferir com os padrões de presença/abundância dos gatos em cada local, foram calculadas as distâncias de cada ponto de armadilhagem fotográfica à ria, ao mar, ao restaurante, ao limite das colónias de gaivotas e ao passadiço. A medição dessas distâncias foi efetuada em linha reta e utilizou-se a distância mais curta a cada uma dessas unidades de paisagem. Para isto foi utilizando um Sistema de Informação Geográfica (GIS) criado no software QGIS (versão 3.14.15; QGIS Development Team, 2020) com o auxílio de imagens de satélite obtidas através do Google Earth (Google Inc., 2022).

### 2.2.3 Recolha de dejetos de gato-feral

Para a recolha dos dejetos de gato foram realizados transetos pedestres por toda a extensão da ilha, focando principalmente nas zonas onde já tinham sido avistados gatos-ferais (p.e. próximo do restaurante, ao longo do passadiço, próximo da ria, perto da lagoa etc.). Adicionalmente foram recolhidos todos os dejetos encontrados oportunisticamente durante o trabalho de campo.

Os dejetos encontrados foram recolhidos individualmente e colocados em tubos de plástico, ou sacos de plástico, devidamente identificados com a data de recolha, as coordenadas do local, o nome da potencial espécie a quem pertence o dejetos, e o estado do dejetos (utilizando uma escala de frescura).

### 2.2.4 Caracterização das colónias de gaivotas

Para a caracterização das colónias de gaivotas, particularmente do seu efetivo e da sua distribuição, foram feitas contagens mensais que cobriram toda a ilha, entre janeiro de 2020 e dezembro de 2021.

Foi percorrido um transeto que permitia a deteção das aves em toda a extensão da ilha. Quer a deteção como a identificação da espécie e contagem das aves foi realizada com o auxílio de binóculos. Foi registada a localização geográfica de cada indivíduo ou grupo de indivíduos, utilizando um GPS. Para aves isoladas ou grupos até 5 indivíduos, foi registado o ponto onde se encontravam. Para grupos com mais de 5 indivíduos, foi realizado um transeto em torno do grupo, e registado em GPS, de forma a obter a sua área de distribuição. Durante a contagem, as aves foram separadas por espécie (*Larus michahellis*, *Larus fuscus* e *Larus audouinii*), uma vez que se tratam de espécies de gaivotas com ecologias diferentes (p.e. alimentação distinta).

## 2.3. Análise de dados

### 2.3.1. Cálculo da abundância relativa de *Mus spretus*

Para cada ponto de armadilhagem foi calculada a abundância relativa de *Mus spretus*, utilizando o seguinte índice de abundância relativa de Pounds I (Equação 2.1; Pounds, 1981):

$$I_i = \frac{N_i}{T \times R - \sum C - r_i} \times 1000$$

Equação 2.1

Onde  $N_i$  é o número de indivíduos capturados da espécie  $i$ ,  $T$  o número de armadilhas disponíveis,  $R$  o número de inspeções diárias às armadilhas durante a sessão de armadilhagem,  $C$  a soma do número de capturas e recapturas de outras espécies, e  $r_i$  o número de recapturas da espécie  $i$ .

Os termos  $C$  e  $r_i$  funcionam como fatores de correção. Estes fatores são necessários pois o número de capturas de indivíduos diferentes da espécie-alvo (espécie  $i$ ) é influenciado pelas capturas de animais de outros grupos, como passeriformes, répteis e coleópteros, uma vez que as armadilhas ocupadas por esses outros animais deixam de estar disponíveis para capturar indivíduos da espécie  $i$ .

(Simões, 2009). Todas as armadilhas que foram encontradas fechadas, mas sem nenhuma captura, ou que continham indícios de presença de roedor (dejetos), mas que continuavam abertas, foram classificadas como inativas e incluídas no fator de correção (Simões, 2009). O mesmo racional é aplicável às recapturas da espécie-alvo, uma vez que os animais recapturados estão a ocupar armadilhas que poderiam ser usadas para capturar novos indivíduos dessa espécie (Simões, 2009).

### **2.3.2 Análise das imagens das câmaras de armadilhagem fotográficas**

Todas as imagens foram processadas utilizando o software Timelapse 2.0 (Greenberg *et al.*, 2020). Foi estabelecida uma colaboração com a Microsoft a fim de utilizar a ferramenta *MegaDetector*, para selecionar apenas as imagens com alguma deteção de um animal, de forma a otimizar o processamento do enorme volume de imagens, uma vez que normalmente esta metodologia produz uma enorme quantidade de dados e imagens “vazias” (i.e. não foi detetado nenhum animal).

As 22 câmaras colocadas ao longo da ilha produziram 1 262 338 fotografias de janeiro de 2020 a fevereiro de 2021. Destas, 94% das imagens estavam "vazias". Esta percentagem tão elevada ficou a dever-se às condições climáticas da zona uma vez que o vento moveu a vegetação e acionou o sensor. As imagens de gatos representavam <1% do total das imagens. Além dos gatos, as câmaras registaram também a presença de roedores (tanto *Mus spretus* como *Rattus* spp.), aves, cães domésticos, raposas e humanos que atravessam a área restrita da ilha.

### **2.3.3 Determinação do efetivo populacional de gatos-ferais**

A determinação do efetivo populacional de gatos-ferais foi efetuada através da identificação de indivíduos adultos a partir da observação de fotografias das câmaras de armadilhagem fotográfica (Robley *et al.*, 2010; Bengsen *et al.*, 2011). Para realizar a distinção entre indivíduos foram usadas características morfológicas como o padrão de pelagem, feridas/cicatrizes, sexo e morfologia do corpo do animal (Robley *et al.*, 2010; Bengsen *et al.*, 2011). Nesta análise foram utilizadas imagens dos flancos, cabeça e parte traseira dos gatos (Robley *et al.*, 2010), tendo sempre em atenção qual o flanco registado na foto (i.e. direito ou esquerdo).

### **2.3.4 Análise de dejetos de gato-feral**

A análise de dejetos é um método não invasivo, cuja obtenção de amostras é relativamente fácil e barata, e que permite identificar, de forma rápida, as diferentes presas consumidas por um predador (Delibes, 1980; Trites & Joy, 2005). É, por isso, muito utilizado para estudar a dieta de mamíferos carnívoros (Trites & Joy, 2005), entre os quais os gatos-ferais (p.e. Pontier *et al.*, 2002; Medina *et al.*, 2006), uma vez que não requer qualquer contacto com os animais.

De forma a obter um resultado o mais completo possível sobre as estratégias alimentares da população de gatos-ferais da ilha Deserta, foram realizados dois tipos de análises a cada dejetos - uma genética e outra morfológica.

#### 2.3.4.1 Análise genética

A análise genética foi realizada com dois objetivos. Numa primeira fase, confirmar que os dejetos recolhidos eram realmente gatos (mais propriamente de gatos-ferais). Posteriormente, esta abordagem molecular foi utilizada para identificar geneticamente as presas consumidas e presentes em cada dejecto.

A análise genética foi realizada pelo Centro de investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos (CIBIO) da Universidade do Porto (UP) (ver descrição da metodologia no Anexo A).

#### 2.3.4.2 Análise morfológica

Após a realização da análise genética, os dejetos foram analisados morfológicamente para estimar a composição da dieta da população de gatos-ferais estudada. No laboratório, os dejetos foram colocados dentro de água de forma possibilitar a separação dos restos não digeridos.

Posteriormente, cada dejecto foi passado por água corrente através de um crivo de 0,5mm de malha, de forma a descartar alguma da matéria orgânica microscópica não importante para o processo de identificação de presas (Ciucci *et al.*, 1996; van Dijk *et al.*, 2007; Krauze-Gryz *et al.*, 2012). De seguida o conteúdo do crivo foi vertido para um tabuleiro com água de forma a identificar e separar os componentes não digeridos em várias categorias: pêlos, ossos de roedores, dentes, penas, ossos de aves, ossos não identificáveis, material vegetal, etc. (van Dijk *et al.*, 2007; Figura 2.10). Estes componentes foram colocados numa caixa de *petri* (uma caixa por dejecto) e levados para uma estufa a 50°C durante 24h para secarem.



Figura 2.10: Componentes não digeridos detetados num dejecto de um gato feral e separados em várias categorias na caixa de *petri*

Após estarem secos, e com o auxílio de uma lupa binocular e de um microscópio foram identificadas as presas em categorias mais gerais: mamíferos, aves, répteis, peixes, insetos. Dentro de cada categoria foram realizadas identificações o mais precisas possíveis, sendo que em alguns casos foi possível chegar à espécie. Estas identificações foram realizadas com recurso a coleções de referência, chaves de identificação e especialistas.

Os mamíferos, nomeadamente os roedores, foram identificados através da análise morfológica dos dentes e/ou microscópica da estrutura dos pêlos, recorrendo a chaves de identificação de Santero & Alvarez (1985) e Teerink (1991) respetivamente. Sempre que possível, foi determinado o número mínimo de indivíduos consumidos da mesma espécie (particularmente com roedores) através da análise dos dentes detetados.

As aves foram identificadas através de observações das suas penas ao microscópio (Brom, 1986). Os frutos consumidos pelos gatos-ferais foram identificados através das suas sementes, por comparação com uma coleção de referência.

Os répteis foram identificados com ajuda de especialistas e com recurso à observação de ossos, dentes (p.e. mandíbulas), escamas e da estrutura e morfologia das patas. Os insetos foram identificados com base nas peças quitinosas. Em relação insetos não foram consideradas as espécies que tem por hábitos colocar os ovos nos dejetos e cujos indivíduos foram detetados inteiros.

### 2.3.5 Cálculo do RAI dos gatos-ferais, passeriformes e *Mus spretus*

Foi calculado o Índice de Abundância Relativa (RAI; Linhart & Knowlton, 1975), para os gatos-ferais, passeriformes e roedores, detetados na armadilhagem fotográfica. O RAI destes taxa foi posteriormente utilizado como variáveis independentes nas análises estatísticas com o objetivo de identificar os determinantes ambientais da presença e abundância relativa de *Mus spretus* (RAI de gatos-ferais) e do número de gatos (RAI de passeriformes e roedores).

No caso dos gatos-ferais, o RAI foi calculado por grelha (grelha de amostragem dos roedores, figura 2.3) e por mês, tendo sido apenas utilizados em conjunto os dados das câmaras localizadas no interior da área do *buffer* definido previamente (ver ponto 2.2.2.1). Já no caso dos passeriformes e roedores foi calculado o RAI de cada um destes taxa por câmara. Esta diferença no método de cálculo deve-se ao facto destas métricas terem sido utilizados em análises estatísticas a escalas diferentes. No caso da análise do número de gatos a unidade utilizada foi a câmara, e no caso dos *Mus spretus* foi a grelha de amostragem (para a análise relativa à abundância relativa de *Mus spretus*).

O cálculo do RAI foi efetuado através da seguinte equação (Equação 2.2), baseada em Linhart & Knowlton (1975):

$$\frac{\text{Total de visitas da espécie alvo}}{\text{Total de estações} \times \text{Noites operacionais}} \times 1000 = \text{RAI}$$

Equação 2.2

Onde “Total de estações” corresponde ao número de câmaras utilizadas e “Noites operacionais” ao número de noites em que as câmaras estiveram ativas. No caso dos gatos, este denominador foi calculado multiplicando o número de câmaras dentro do *buffer* pelo número de noites em que estiveram ativas nos respetivos meses. Para os passeriformes e roedores, como o RAI foi calculado por câmara, neste fator apenas se incluíram os números de noites em que cada câmara esteve ativa ao longo de todo o período de amostragem.

O fator “Total de visitas da espécie alvo” corresponde ao número de fotografias registadas da espécie/grupo-alvo, nas câmaras e período considerados no denominador. Apenas considerámos

fotografias registadas com um intervalo mínimo de 30 minutos, de forma a contabilizar simplesmente visitas independentes.

### 2.3.6 Análise estatística

A análise dos principais determinantes ambientais da presença e abundância de *Mus spretus* e do número de gatos-ferais na ilha Deserta foi efetuada com recurso ao software estatístico R (R Core Team, 4.1.2, 2021), utilizando a plataforma R Studio (RStudio Team, 2020).

#### 2.3.6.1 *Mus spretus*

Numa primeira fase, e com o intuito de verificar a existência de diferenças significativas na abundância relativa de *Mus spretus* entre as duas grelhas de amostragem (A e B), estes dados foram testados quanto à sua normalidade utilizando o teste de Shapiro-Wilk (Zar, 2010). Consoante os dados respeitavam, ou não, os pressupostos da estatística paramétrica, utilizou-se o teste t ou o teste U de Mann-Whitney (Zar, 2010), respetivamente. Consideraram-se *p-values* < 0,05 significativos.

Seguidamente, testámos que variáveis ambientais poderiam estar a influenciar a variação dos padrões de ocorrência (i.e. presença/ausência) e de abundância relativa de *Mus spretus* na área de estudo. Para tal, foi realizada uma análise linear generalizada mista Bayesiana (função *bglmer* do *package* *blme*; Chung *et al.*, 2013), onde a presença/ausência e a abundância relativa foram consideradas como variáveis dependentes. Para testar que mecanismos ecológicos poderiam condicionar os padrões detetados, foram definidas três hipóteses, tendo em consideração a ecologia da espécie, os seus requisitos ambientais e possíveis relações interespecíficas (Tabela 2.1).

Assim, testámos o efeito da Perturbação (distância mínima ao restaurante, distância mínima à colónia de *Larus michahellis*, e distância mínima à colónia de *Larus audouinii*) e das características de Habitat (percentagem de cobertura do estrato arbustivo, percentagem de estrato herbáceo, percentagem de areia, distância à ria e distância ao mar) na presença de *Mus spretus*. Testámos ainda se a Predação – utilizando como variáveis independentes o número de gatos-ferais e o RAI dos gatos-ferais – poderia estar a determinar a abundância relativa de roedores.

Tabela 2.1: Hipóteses testadas como determinantes dos padrões de abundância e presença/ausência de *Mus spretus*, respectivas variáveis independentes e justificação para a sua seleção

Hipóteses	Variáveis	Justificação
<b>Perturbação</b>	Distância mínima à colónia de <i>L. michahellis</i> Distância mínima à colónia de <i>L. audouinii</i> Distância mínima ao restaurante	As gaiivotas, especialmente durante a época reprodutora, destroem a vegetação nos locais das colónias (Mendes <i>et al.</i> , 2018), podendo impactar a presença/abundância de roedores, que possuem uma estreita associação com o subcoberto (Gray <i>et al.</i> , 1998; Carrilho <i>et al.</i> , 2017). <i>Mus spretus</i> é uma espécie sensível à perturbação humana, existindo uma correlação negativa entre a perturbação humana e a abundância deste roedor (Khidas <i>et al.</i> , 2002). Por outro lado, a presença de comida de origem antrópica (associada à presença do restaurante) pode promover a população de roedores (Balčiauskas & Balčiauskienė, 2020).
<b>Habitat</b>	Distância mínima à ria Distância mínima ao mar Percentagem de cobertura de solo por herbáceas Percentagem de cobertura de solo por arbustos Percentagem de areia (i.e. solo sem vegetação)	A características do habitat são fatores importantes para determinar a presença e abundância dos roedores, uma vez que fornecem abrigo e alimento (Madden <i>et al.</i> , 2019; Richard <i>et al.</i> , 2022). Assim, as percentagens de cobertura do solo são variáveis utilizadas frequentemente para tentar explicar a presença de <i>Mus spretus</i> , uma vez que as populações de roedores tendem a ser beneficiadas por vegetação com uma estrutura mais desenvolvida (Madden <i>et al.</i> , 2019). Locais mais próximos de zonas húmidas permitem o desenvolvimento de um substrato arbustivo mais complexo pelo que podem atrair mais roedores (MacArthur, 1972). Inversamente, em zonas mais próximas do mar, a vegetação tende a ser mais esparsa (Fagundes <i>et al.</i> , 2022, relatório não publicado). As características do habitat, ao poderem proporcionar abrigo, podem também determinar a presença de predadores (p.e., arbustos densos promovem a presença de raposas vermelhas; Jiménez-García <i>et al.</i> , 2006) que, por sua vez, influenciam a presença/abundância de roedores.
<b>Predação</b>	Número de gatos Índice de abundância relativa dos gatos	Em ilhas, os roedores são uma das presas principais dos gatos (Medina <i>et al.</i> , 2008; Bonnaud <i>et al.</i> , 2011). Assim, áreas com mais predadores tendem a apresentar uma menor abundância de roedores devido à maior pressão predatória (Norrdahl <i>et al.</i> , 2002; Korpimäki <i>et al.</i> , 2005).

Em primeiro lugar as variáveis independentes incluídas em cada hipótese foram testadas quanto à sua multicolinearidade, estimando os VIF (Fatores de Inflação de Variância, do inglês, *Variance Inflation Factors*; corvif function, *package* AED; Zuur *et al.*, 2009). As variáveis explicativas que apresentaram valores de  $VIF > 5$  (Zuur *et al.*, 2009) foram consideradas multicolineares. Para cada hipótese foi estimado o valor de VIF para todas as variáveis. A variável que apresentava valores de  $VIF > 5$  foi removida, e recalculados os valores de VIF até que todos os valores de VIF fossem menores que 5 (Zuur *et al.*, 2009). Nos casos em que o método anterior não foi eficaz, as variáveis que apresentaram valores de  $VIF > 5$  foram usadas apenas em modelos independentes, i.e., em que eram a única variável do modelo (Zuur *et al.*, 2009).

Depois disto, as variáveis respostas candidatas foram utilizadas para realizar uma análise linear generalizada mista Bayesiana (função `bgfmer` do *package* `blme`, Chung *et al.*, 2013), utilizando o fator “Grelha e ano de captura de roedores” como fator aleatório (Tabela 2.2). É necessária a utilização deste fator aleatório uma vez que permite lidar com autocorrelação espaciotemporal, i.e. os dados recolhidos em cada ano e em cada local de amostragem podem ser dependentes (i.e. pode haver uma maior probabilidade de os dados recolhidos dentro de cada ano ou dentro de cada local serem mais semelhantes entre si do que entre anos ou locais) (Bolker *et al.*, 2009). Optou-se por uma modelação Bayesiana uma vez que permitiu ajustar um modelo global com os termos de interesse, evitando erros de singularidade (Pattinson *et al.*, 2022). Antes de iniciar a análise todas as variáveis contínuas foram estandardizadas para evitar problemas de convergência nos modelos utilizando a função `scale()` do R (R Core Team, 2021).

Tabela 2.2: Variáveis dependentes (Var. dep.) e independentes (Var. ind.) utilizadas nos modelos `bgfmer`, bem como o fator aleatório e respetivos acrónimos.

	Variável	Tipo de variável	Acrónimo
<b>Var. dep.</b>	Presença/ausência de roedores	Binária	P_A
	Abundância relativa de roedores	Contínua	Abun_roedores
	Número de gatos	Discreta	N_Gatos
	Índice de abundância relativa dos gatos	Contínua	RAI_gatos
	Distância à colónia de <i>L. michahellis</i>	Contínua	Dist_Colonia_M
	Distância à colónia de <i>L. audouinii</i>	Contínua	Dist_Colonia_A
<b>Var. ind.</b>	Distância mínima ao restaurante	Contínua	Dist_Min_Restaurante
	Distância mínima à ria	Contínua	Dist_Min_Ria
	Distância mínima ao mar	Contínua	Dist_Min_Mar
	Percentagem de cobertura arbustiva	Contínua	Perc_Arbustiva
	Percentagem de areia	Contínua	Perc_Areia
	Percentagem de cobertura herbácea	Contínua	Perc_Herbacea
<b>Fator aleatório</b>	Grelha e ano de captura de roedores	Catégorica	Grelha_Ano

Para a hipótese da predação, apenas foi possível testar a influência destas variáveis na variável dependente abundância de roedores, por grelha e por mês, sendo neste caso utilizados modelos da família gaussiana. Esta limitação está relacionada com o facto de as estimativas de abundância de *Mus spretus* terem sido efetuadas por grelhas e por mês e as variáveis associadas à perturbação e habitat não apresentarem variação significativa entre as grelhas. Já para as hipóteses da perturbação e do habitat a variável dependente utilizada foi a presença/ausência, por armadilha e por mês, e por isso foram usados modelos da família binomial.

Primeiro foram produzidos, para cada hipótese, os respetivos modelos globais (i.e. contêm todas as variáveis independentes). Seguidamente foi utilizado o *package* `MuMIN` (Barton, 2020) para gerar modelos que correspondem a todas as combinações possíveis das variáveis incluídas no modelo global. Para selecionar os melhores modelos dentro de cada hipótese, os modelos candidatos foram comparados com base nos valores do Critério de Informação de Akaike, com correção para amostras reduzidas (AICc; Burnham & Anderson, 2002). Assim, para cada modelo determinou-se o AICc, o  $\Delta AICc$  (diferença entre o AICc de cada modelo e o menor valor de AICc de todos os modelos) e o Akaike “weight” (w), isto é, a probabilidade de um modelo ser o melhor modelo (Burnham & Anderson, 2002)

dos que foram gerados. Foram considerados como melhores modelos aqueles com valores de AICc mais baixo e de  $\Delta AICc < 2$  (Burnham & Anderson, 2002). Quando mais do que um modelo tinha valores de  $\Delta AICc < 2$  foram estimados os modelos médios (MuMIN; Barton, 2020). Para o melhor modelo ou melhor modelo médio, foram calculados os coeficientes, o erro padrão e intervalo de confiança a 95% para cada parâmetro incluído nesse modelo, para determinar a sua influência (positiva ou negativa) na presença/abundância de *Mus spretus*.

Por fim, e apenas para os modelos de presença/ausência, foi testada uma hipótese combinada, utilizando as variáveis incluídas nos melhores modelos, ou melhores modelos médios, das hipóteses Perturbação e Habitat, cujos intervalos de confiança não incluíssem o 0. A seleção dos melhores modelos desta hipótese combinada seguiu o processo acima descrito. No caso dos modelos de presença/ausência, o modelo (e hipótese) com mais suporte para explicar a variação nos padrões de presença/ausência de *Mus spretus*, foi considerado aquele com o valor global de AICc mais baixo.

O desempenho do melhor modelo de presença/ausência (Hipóteses Perturbação, Habitat e Combinada), foi avaliado através dos valores de AUC (do inglês *Area Under the Curve*) associados à curva ROC (do inglês *Receiver Operating Characteristic*), utilizando o *package* “pROC” (Pearce & Ferrier, 2000; Manel *et al.*, 2001). No caso dos dados de abundância (hipótese de Predação), o desempenho foi avaliado calculando o  $R^2$  Marginal, que representa a variância explicada pelos fatores fixos, e o  $R^2$  Condicional, que representa a variância explicada por todo o modelo (incluindo o fator aleatório; Nakagawa and Schielzeth, 2013). Para isto foi utilizado a função `r2_nakagawa()` do *package* *performance* (Lüdecke *et al.*, 2021).

### 2.3.6.2 Gatos-ferais

Com o intuito de verificar se os valores do número de gatos eram significativamente distintos entre as duas grelhas (A e B), estes dados foram testados quanto à sua normalidade utilizando o teste de Shapiro-Wilk para posteriormente, de acordo com os resultados, serem submetidos a testes paramétricos (teste t) ou não paramétricos (teste U de Mann-Whitney; (Zar, 2010). Foi realizado o mesmo processo utilizando o RAI dos gatos de forma a verificar se existiam diferenças significativas dos seus valores nas duas grelhas.

Posteriormente, de forma a testar que variáveis poderiam estar a influenciar o número de gatos ao longo da ilha, foi realizada uma análise linear generalizada (GLM), considerando o número de gatos-ferais como variável dependente.

Nesta análise foram testadas várias variáveis independentes, agrupadas em duas hipóteses tendo em consideração a ecologia da espécie, os seus requisitos ambientais e hábitos alimentares (Tabela 2.3): H1 - Alimento (distância à colónia de gaivotas mais próxima, distância ao restaurante, RAI dos passeriformes e RAI dos roedores); e H2 - Habitat (distância ao passadiço, distância à ria e distância ao mar).

Tabela 2.3: Hipóteses testadas como determinantes do número de gatos-ferais, respectivas variáveis independentes e justificção para a sua seleção

Hipóteses	Variáveis	Justificção
<b>Alimento</b>	Índice de abundância relativa de roedores	A distribuição e abundância dos carnívoros tende a ser limitada pelos recursos alimentares disponíveis (Carbone & Gittleman 2002; Karanth <i>et al.</i> , 2004). Em termos de dieta, os gatos-ferais estabelecidos em ilhas são generalistas, alimentando-se de uma grande variedade de presas (Fitzgerald & Turner, 2000; Nogales & Medina, 2009; Bonnaud <i>et al.</i> , 2011; Trouwborst <i>et al.</i> , 2020), sendo os roedores e as aves das suas presas principais (Fitzgerald, 1988; Nogales & Medina, 2009; Bonnaud <i>et al.</i> , 2011). Como oportunistas (Bonnaud <i>et al.</i> , 2011), os gatos-ferais podem também tirar partido de alimento de origem antrópica, que pode ter um efeito positivo na população (Maeda <i>et al.</i> , 2019). Como na área de estudo existe um restaurante em funcionamento, este foi também considerado como possível fonte de alimento para a população em estudo.
	Índice de abundância relativa de passeriformes	
	Distância à colónia de gaivotas mais próxima	
	Distância mínima ao restaurante	
<b>Habitat</b>	Distância ao passadiço	A características do habitat são fatores importantes para determinar a presença e abundância dos gatos, uma vez que podem fornecer abrigo e alimento (Doherty <i>et al.</i> , 2015). Apesar destes fatores estarem também associados ao tipo de vegetação, neste estudo não foram considerados os componentes do substrato, uma vez que a vegetação da área de estudo é relativamente uniforme, apenas com mudanças a uma escala não significativa para um animal como o gato feral. Na ausência de vegetação muito desenvolvida, a existência de estruturas contruídas (neste caso os passadiços) pode ter o mesmo papel funcional (refúgio) para os gatos-ferais. A proximidade à ria pode amentar a presença de presas, como roedores (MacArthur, 1972), e por isso atrair os gatos-ferais. Por sua vez, a proximidade ao mar pode aumentar a presença de aves marinhas, outra presa deste felino.
	Distância mínima à ria	
	Distância mínima ao mar	

Conforme mencionado para a análise dos dados de *Mus spretus*, as variáveis independentes de cada hipótese foram testadas quanto à sua multicolinearidade, utilizando os Fatores de Inflação da Variância (VIF), utilizando a função `corvif` do *package* AED (Zuur *et al.*, 2009), de acordo com o critérios e processo mencionados no ponto 2.3.6.1. As variáveis respostas candidatas foram utilizadas para construir GLMs, da família gaussiana, sem fatores aleatórios (Tabela 2.4). Antes de iniciar a análise, todas as variáveis contínuas foram estandardizadas para evitar problemas de convergência nos modelos utilizando a função `scale()` do R (R Core Team, 2021).

Tabela 2.4: Variáveis dependentes (Var. dep.) e independentes (Var. ind.) utilizadas nos modelos GLM e respetivos acrónimos

	Variável	Tipo de variável	Acrónimo
<b>Var. dep.</b>	Número de gatos	Contínua	N_Gatos
	Índice de abundância relativa de roedores	Contínua	RAI_roedores
	Índice de abundância relativa de passeriformes	Contínua	RAI_pass
<b>Var. ind.</b>	Distância à colónia de gaivotas mais próxima	Contínua	Dist_Colonia
	Distância ao passadiço	Contínua	Dist_Passadico
	Distância mínima ao restaurante	Contínua	Dist_Restaurante
	Distância mínima à ria	Contínua	Dist_Ria
	Distância mínima ao mar	Contínua	Dist_Mar

Para cada hipótese em teste foram produzidos os modelos globais, integrado todas as variáveis não colineares de cada hipótese. Seguidamente, utilizou-se o *package* MuMIN (Barton, 2020) para gerar modelos correspondentes a todas as combinações possíveis das variáveis incluídas no modelo global de cada hipótese considerada. A seleção dos melhores modelos foi efetuada de acordo com o procedimento detalhado no ponto 2.3.6.1.

Para avaliar o desempenho do melhor modelo recorreu-se ao cálculo do pseudo  $R^2$ , que representa a melhoria na verosimilhança (ou *likelihood*) de um modelo, em relação ao modelo nulo (Hemmert *et al.*, 2018). Neste estudo recorreu-se ao método sugerido por Nagelkerke (1991), cujo valor varia entre 0 e 1, utilizando a função *nagelkerke* () do *package* rcompanion (Mangiafico, 2020).

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. Caracterização da população de roedores

##### 3.1.1. Sucesso de captura

No total foram efetuadas 199 capturas de roedores (30 na grelha A e 169 na grelha B), correspondentes a 110 indivíduos diferentes (26 da grelha A e 84 da grelha B) (Tabela 3.1) da espécie *Mus spretus* (Lataste, 1883) (Figura 3.1). Para a maioria dos indivíduos foi possível identificar o sexo e idade (adulto ou imaturo) (Tabela no Anexo B), no entanto existiram casos em que o mesmo não foi possível (p.e. indivíduos que fugiram ou que entraram em stress e foram libertados de imediato).

Tabela 3.1: Número de *Mus spretus* capturados e recapturados em cada grelha de armadilhagem (Grelha A – junto ao restaurante da ilha; grelha B - junto à colónia de gaivota-de-Audouin)

	Nº Indivíduos capturados	Nº Recapturas	Total
<b>Grelha A</b>	26	4	30
<b>Grelha B</b>	84	85	169
<b>Total</b>	110	89	199



Figura 3.1: *Mus spretus* (ratinho-das-hortas)

Apesar de já terem sido detetadas outras espécies de roedores na ilha Deserta, nomeadamente *Rattus norvegicus*, e *Rattus rattus*, no decurso da amostragem apenas foram capturados indivíduos de *Mus spretus*. Assim, a análise estatística foi realizada apenas para esta espécie. Para além da espécie de roedor detetada, foram capturados acidentalmente *Chalcides bedriagai*, grilos, escaravelhos, gaiivotas juvenis e passeriformes (p.e. *Galerida cristata*, *Passer domesticus*, *Phoenicurus ochruros*, *Sylvia undata*).

### 3.1.2. Ocorrência de *Mus spretus*

#### 3.1.2.1. Padrão geral

Verificou-se uma diferença no padrão de ocorrência de *Mus spretus* em cada uma das grelhas. Na grelha A (junto ao restaurante da ilha) foi detetada a presença deste roedor em aproximadamente 35% das armadilhas disponíveis (ou seja, 22 das 63 armadilhas existentes capturaram esta espécie), enquanto na grelha B (junto à colónia de gaivota-de-Audouin) a sua ocorrência foi mais frequente, i.e foi capturado em 83% das armadilhas existentes (52 das 63) (Figura 3.2).

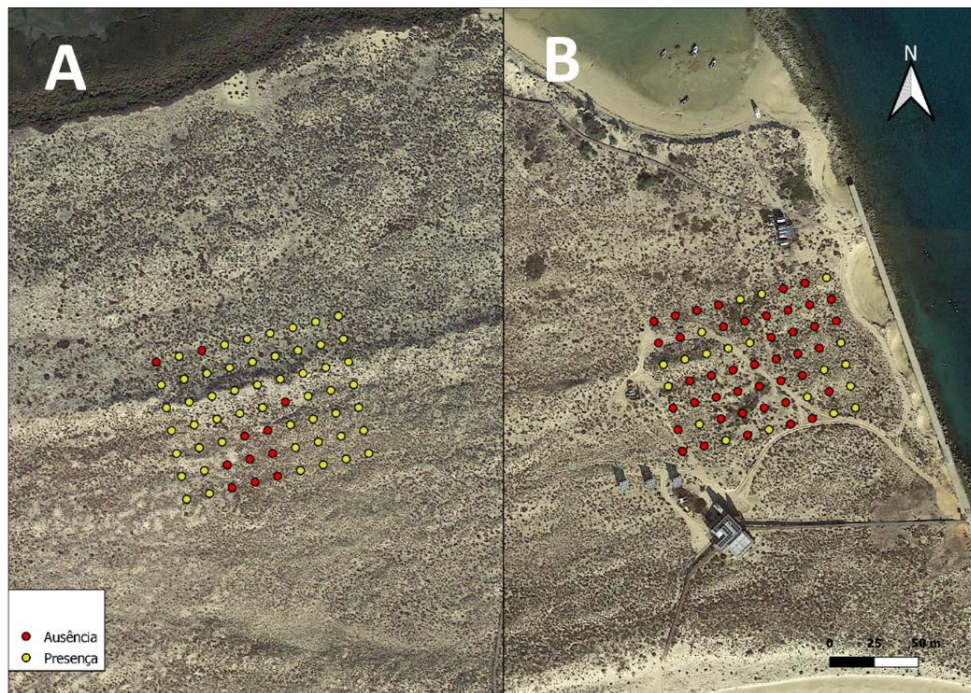


Figura 3.2: Armadilhas onde existiram capturas de *Mus spretus* (a amarelo) e armadilhas onde não foi registada nenhuma captura de *Mus spretus* (a vermelho) (A – Grelha B; B – Grelha A)

O número de presenças/deteções de *Mus spretus* variou ao longo do ano, sendo possível observar um pico de deteções nos meses de agosto, setembro e outubro (Figura 3.3).

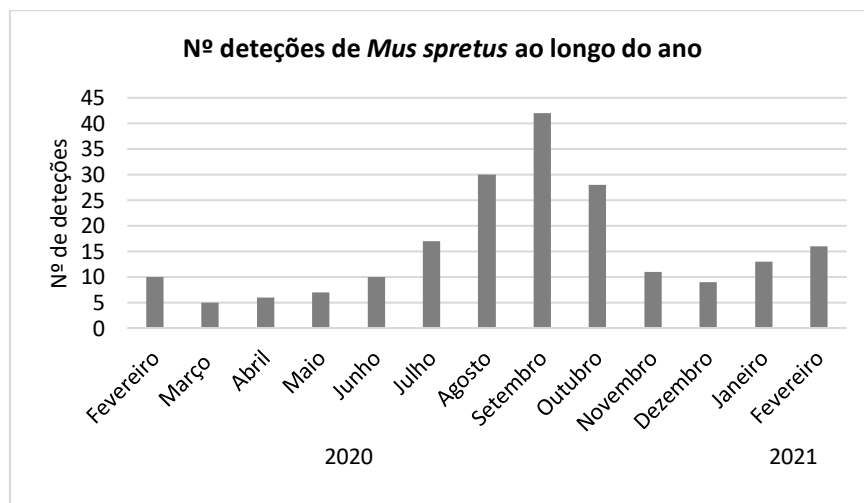


Figura 3.3: Variação do número de deteções de *Mus spretus* ao longo do ano

### 3.1.2.2. Determinantes ambientais dos padrões de presença

Para compreender que fatores determinam os padrões de presença de *Mus spretus* na ilha Deserta, foram gerados vários modelos associados às hipóteses da perturbação, de habitat e à combinação das melhores variáveis de ambas (hipótese combinada). Para a hipótese do habitat não foi detetada multicolineariedade nas variáveis independentes ( $VIF < 5$ ), pelo que foram todas utilizadas na realização dos modelos. Para a hipótese da perturbação foi detetada multicolineariedade ( $VIF > 5$ ) entre todas as variáveis, pelo que foram selecionados apenas modelos independentes (i.e. compostos somente por uma variável independente). Assim, foram produzidos dois, quatro e seis modelos correspondentes às hipóteses da perturbação, habitat e combinada, respetivamente, que apresentaram um  $\Delta AICc < 2$  para cada hipótese (Tabela 3.2; restantes modelos no anexo C.1). Qualquer um destes modelos evidenciou um AICc muito inferior ao valor estimado para o modelo nulo (Tabela 3.2) o que atesta que as várias variáveis testadas possuem uma influência importante nos padrões de presença/ausência de *Mus spretus*.

Tabela 3.2: Tabela com os melhores modelos de cada hipótese ( $\Delta AICc < 2$ ), modelo nulo e respetivos valores de AICc,  $\Delta AICc$ , w, e  $\Delta AICc$  Global. Ver acrónimos na Tabela 2.2.

Hipótese	Modelos	AICc	$\Delta AICc$	w	$\Delta AICc$ Global
Perturbação	Dist_Min_Restaurante	868,400	0,000	0,386	10,800
	Dist_Colonia_A	870,400	1,990	0,143	12,800
Habitat	Dist_Min_Mar + Dist_Min_Ria + Perc_Arbustivo	857,600	0,000	0,339	0,000
	Dist_Min_Mar + Dist_Min_Ria + Perc_Areia + Perc_Arbustivo	859,600	1,980	0,126	1,980
	Dist_Min_Mar + Dist_Min_Ria + Perc_Areia + Perc_Arbustivo + Perc_Herbacea	859,600	1,980	0,126	1,980
	Dist_Min_Mar + Dist_Min_Ria + Perc_Areia	859,600	1,980	0,126	1,980
Hipótese Combinada	Dist_Min_Mar + Dist_Min_Ria + Perc_Arbustivo	857,600	0,000	0,180	0,000
	Dist_Min_Mar + Dist_Min_Restaurante + Perc_Arbustivo	858,100	0,510	0,139	0,510
	Dist_Min_Mar + Dist_Min_Ria + Perc_Arbustivo + Dist_Colonia_A	858,600	1,030	0,107	1,030
	Dist_Min_Ria + Dist_Min_Restaurante + Perc_Arbustivo	859,600	1,210	0,098	1,210
	Dist_Min_Mar + Dist_Min_Ria + Dist_Min_Restaurante + Perc_Arbustivo	861,700	1,370	0,090	1,370
	Dist_Min_Restaurante + Perc_Arbustivo	877,700	1,590	0,081	1,590
	Modelo Nulo	877,728	20,122	0,000	20,122

Ao comparar todos os modelos obtidos com  $\Delta AICc < 2$ , para cada hipótese (Tabela 3.2), foi considerado como melhor modelo (i.e. aquele com menor AICc de todos os modelos produzidos) aquele que incluiu as variáveis da distância mínima ao mar, distância mínima à ria e percentagem arbustiva (a sombreado na tabela 3.2). Este resultado indica que a hipótese com mais suporte é a relacionada com o habitat, ou seja, a presença de *Mus spretus* na ilha deserta é principalmente determinada pelo habitat.

Uma vez que quatro modelos desta hipótese são considerados igualmente válidos ( $\Delta AICc < 2$ ), foi gerado um modelo médio com estes melhores modelos cujos coeficientes obtidos se encontram na tabela 3.3 (foram utilizados os valores de “Full average” para todos os modelos).

Tabela 3.3: Coeficientes (Coef), erro padrão (SE), valor Z e correspondente significância [Pr (> |t|)] e intervalo de confiança a 95% dos coeficientes das variáveis incluídas no modelo médio que melhor explica a variabilidade dos padrões de presença/ausência de *Mus spretus*. Ver acrônimos na Tabela 2.2

Variáveis	Coef	SE	z-value	Pr(> Z )	CI 95%
Intercept	-2,285	0,162			
Dist_Min_Mar	0,841	0,144	5,844	<0,01	[0,559; 1,123]
Dist_Min_Ria	0,253	0,122	2,067	0,039	[0,013; 0,493]
Perc_Arbustivo	0,314	0,108	2,889	<0,01	[0,101; 0,526]
Perc_Areia	0,008	0,072	0,107	0,915	[-0,239; 0,296]

De acordo com o modelo médio da hipótese do habitat a probabilidade de presença de *Mus spretus* é maior em áreas mais afastadas do mar e da ria e com maior percentagem de cobertura do solo por vegetação arbustiva. É possível presumir estas relações observando o valor do coeficiente (positivo) e verificando que o intervalo de confiança destes coeficientes não inclui o zero (i.e. é possível determinar com alguma certeza o efeito das variáveis na presença de *Mus spretus*) (estas variáveis estão sombreadas na Tabela 3.3). No caso da percentagem de areia não é possível identificar qual o tipo de influência (positiva ou negativa), pois o seu intervalo de confiança inclui o zero, ou seja, inclui tanto valores negativos como positivos (Tabela 3.3).

Ao avaliar o desempenho do melhor modelo, através do valor de AUC, verifica-se que este modelo atinge um valor de AUC de 0,735 (respetiva curva “*Receiver Operating Characteristic (ROC)*” no Anexo D), o que indica que o modelo é útil para responder à questão ecológica colocada (Manel *et al.*, 2001).

### 3.1.3. Abundância relativa de *Mus spretus*

#### 3.1.3.1. Padrão geral

A abundância relativa de *Mus spretus* na grelha localizada junto à colónia de gaivota é significativamente superior (teste U de Mann-Whitney:  $W = 28$ ,  $p\text{-value} < 0,01$ ) à estimada para a zona junto ao restaurante (Figura 3.4)

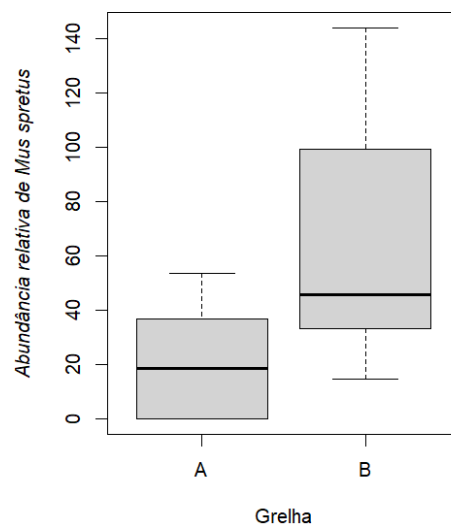


Figura 3.4: Diagrama de caixa da abundância relativa de *Mus spretus* por grelha de amostragem (Grelha A – junto ao restaurante da ilha; grelha B - junto à colónia de gaivota-de-Audouin)

### 3.1.3.2. Determinantes ambientais dos padrões de abundância relativa de *Mus spretus*

Não foi detetada multicolineariedade nas variáveis independentes ( $VIF < 5$ ), pelo que foram ambas usadas para a realização dos modelos. Para identificar quais os determinantes da variação da abundância relativa de *Mus spretus*, foram gerados quatro modelos, tendo como base a hipótese da predação por gatos, sendo um deles o modelo nulo (Tabela 3.4). Como apenas um dos modelos cumpriu o critério definido para identificar o melhor modelo ( $\Delta AICc < 2$ ), não foi necessário estimar o modelo médio para esta hipótese: O melhor modelo inclui as variáveis “número de gatos” e “RAI dos gatos” (a sombreado na tabela 3.4).

Tabela 3.4: Modelos gerados para explicar a abundância relativa de *Mus spretus*, ordenados por ordem crescente do  $\Delta AICc$ . Ver acrónimos na Tabela 2.2.

Modelos	AICc	$\Delta AICc$	w
N_Gatos + RAI_gatos	269,400	0,000	0,853
N_Gatos	273,100	3,730	0,132
RAI_gatos	277,700	8,330	0,013
Modelo nulo	281,900	12,530	0,002

De acordo com este melhor modelo existe uma correlação positiva entre a abundância relativa de *Mus spretus* e o número de gatos (Tabela 3.5). Ou seja, a abundância relativa de *Mus spretus* parece ser maior em zonas onde o número de gatos é mais elevado. É possível inferir a existência desta relação observando o valor do coeficiente desta variável e verificando que o intervalo de confiança deste coeficiente não inclui o zero (a variável sombreada na Tabela 3.5). No entanto, é preciso notar que poderá existir uma relação de consequência ao invés de causa (ver ponto 4.1.2). Já para a variável “RAI dos gatos”, apesar de fazer parte do melhor modelo, não é possível identificar qual o tipo de influência (positiva ou negativa), uma vez que o seu intervalo de confiança do coeficiente inclui o zero, ou seja, inclui valor negativos e positivos (Tabela 3.5).

Tabela 3.5: Coeficientes (Coef), erro padrão (SE), valor t e intervalo de confiança a 95% dos coeficientes das variáveis incluídas no melhor modelo produzido para explicar variação na abundância relativa de *Mus spretus*. Ver acrónimos na Tabela 2.2

Variáveis	Coef	SE	t-value	CI 95%
Intercept	45,382	20,158		
N_gatos	35,724	11,524	1,909	[11,872; 57,776]
RAI dos gatos	-4,689	11,524	-0,304	[-26,741; 17,364]

Esta relação positiva entre a abundância relativa de *Mus spretus* e o número de gatos em cada zona é bem patente no gráfico de regressão linear entre as duas variáveis (Figura 3.5). É possível observar a clara correlação positiva entre a abundância deste roedor e o número de gatos.

Relação linear entre a abundância de *Mus spretus* e o número de gatos

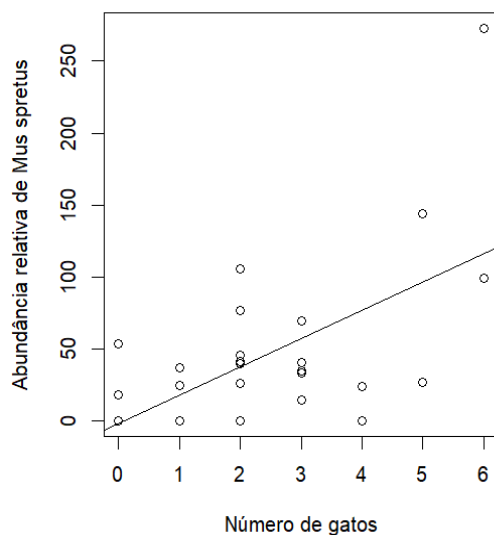


Figura 3.5: Regressão linear entre a abundância relativa de *Mus spretus* e o número de gatos identificados em cada área

O desempenho do melhor modelo foi avaliado através do cálculo dos  $R^2$  de Nakagawa, em que  $R^2$  Marginal do modelo foi de 0,165 e o  $R^2$  Condicional de 0,420. Ou seja, o modelo é considerado como útil para responder à questão ecológica, explicando uma boa parte da variação dos dados, existindo igualmente uma associação não negligenciável com o fator aleatório (grelha e ano) (Nakagawa & Schielzeth, 2013).

## 3.2. Caracterização ecológica da população de gatos-ferais

### 3.2.1. Tamanho populacional de gatos-ferais

Com base na distinção pelo padrão de pelagem foram identificados, em toda a ilha, sete gatos adultos diferentes e três crias (Figura 3.6). Apenas os gatos adultos foram utilizados para a realização de análises estatísticas. Nos sete gatos adultos observaram-se padrões de pelagem distintos, sendo um branco (com algumas riscas), dois pretos e os restantes quatro riscados. No caso das crias duas eram riscadas e uma tinha pelagem siamesa.



Figura 3.6: Exemplos de alguns dos gatos-ferais detetados pelas câmaras. Mais imagens em anexo (Anexo E).

Verificou-se uma variação no número de indivíduos detetados em cada uma das câmaras de armadilhagem fotográfica (Figura 3.7; a tabela dos respetivos valores encontra-se no anexo F). É possível verificar que o número de gatos é tendencialmente mais elevado na zona este da ilha (mais perto do restaurante), especialmente nas câmaras que foram colocadas por baixo do passadiço (assinalado na Figura 3.7).



Figura 3.7: Número de indivíduos detetados em cada uma das câmaras de armadilhagem fotográfica

Em relação às grelhas, tal como aconteceu para o *Mus spretus* (ver figura 3.4), foram geralmente contabilizados mais indivíduos na zona envolvente à grelha B do que na zona envolvente à grelha A (Figura 3.8). Ao longo de toda a amostragem, na grelha A foram identificados quatro gatos-ferais

diferentes e na grelha B sete gatos. Em média o número de animais detetados na grelha A foi significativamente mais elevado do que o registado na grelha B (test t:  $t = -4,397$ ,  $p\text{-value} < 0,01$ ).

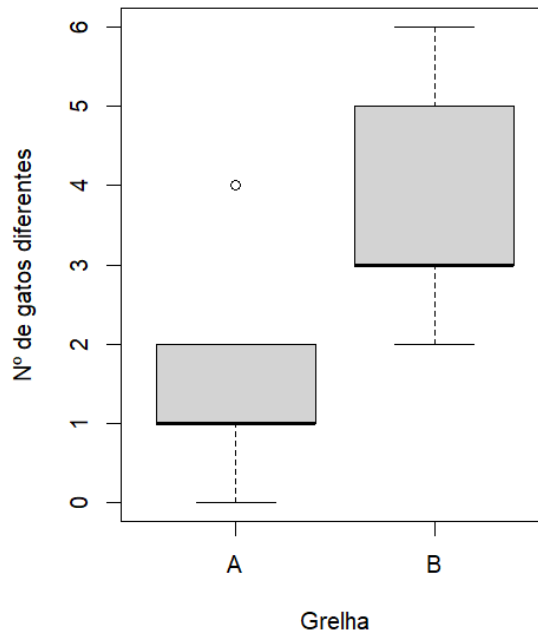


Figura 3.8: Diagrama de caixa do número de gatos diferentes detetados em cada uma das grelhas

É importante realçar que as grelhas estavam localizadas apenas na zona este da ilha, ao contrário das câmaras de armadilhagem fotográfica que ocuparam toda a extensão da ilha. Assim, ao olharmos para a figura 3.7, tendo em consideração a localização das grelhas de armadilhagem de roedores, é possível constatar que existiu um maior número de gatos detetados nas câmaras perto da grelha B do que nas câmaras próximas da grelha A.

### 3.2.2. Índice de abundância relativa dos gatos-ferais

O índice de abundância relativa também variou ao longo da ilha (Figura 3.9) e de maneira semelhante ao número de gatos. Ou seja, foi detetado um RAI mais elevado na zona este da ilha, particularmente nas câmaras que foram colocadas por baixo do passadiço.



Figura 3.9: Variação do RAI dos gatos nas câmaras de armadilhagem fotográfica

Em relação aos dados associados às duas grelhas, tal como registado para o número de gatos, o RAI aparenta ser mais elevado na zona envolvente da grelha B do que na zona envolvente à grelha A (diagrama de caixa no Anexo G). No entanto foi possível perceber que estas diferenças não são significativas (teste U de Mann-Whitney:  $W = 49,5$ ,  $p\text{-value} = 0,08$ )

### 3.2.3. Dieta dos gatos-ferais

Através da análise genética foi possível verificar que apenas 11 dos dejetos recolhidos eram efetivamente de gato feral. Tendo em conta este reduzido tamanho da amostra não foi possível realizar nenhuma análise estatística com os resultados obtidos na análise dos dejetos. No entanto, os resultados lançam pistas para interpretar os padrões espaciais detetados para as populações de roedores, e foram úteis para definir as variáveis a testar para responder a uma das questões científicas deste trabalho: “Quais os determinantes ambientais do número de gatos-ferais” (nomeadamente na hipótese de que o alimento poderá ter um papel importante nos efetivos deste felídeo).

#### 3.2.3.1. Análise genética da dieta

Foi possível fazer a análise da dieta dos gatos-ferais com base em 10 dejetos (uma vez que para um dos dejetos não foi possível fazer a amplificação do ADN), que correspondem a, pelo menos, 5 indivíduos diferentes (em alguns casos não foi possível identificar molecularmente o indivíduo).

Através desta análise foi possível verificar que os gatos-ferais da ilha deserta se alimentam de aves (marinhas, aquáticas e terrestre), roedores, répteis e espécies utilizadas para consumo humano (mais detalhes da análise genética no Anexo H).

Especificamente, foram encontrados indícios de predação de passeriformes da família Alaudidae (família das cotovias), nomeadamente *Galerida cristata* e de aves marinhas da família

Laridae (compreende as gaivotas (subfamília Larinae) e as andorinhas-do-mar (subfamília Sterninae)). Dentro desta família foi detetado o consumo de *Sternula albifrons* e de indivíduos do género *Larus*. Nos dejetos destes felinos foram também detetadas aves aquáticas, nomeadamente da família Podicipedidae – família dos mergulhões.

Para além das aves, também roedores da família Muridae (tanto do género *Mus* como do género *Rattus*) foram consumidos pelos gatos-ferais. Dentro do género *Rattus* foi possível detetar o consumo da espécie *Rattus norvegicus*, e dentro do género *Mus* foi possível confirmar o consumo de *Mus spretus*. Outros vertebrados como répteis da família Scincidae, nomeadamente do género *Chalcides* (sendo detetado o consumo da espécie *Chalcides bedriagai* (Cobra-de-pernas-pentadáctila)), fazem parte da dieta desta população de gatos-ferais. Finalmente, espécies utilizadas para consumo humano, nomeadamente galinha (*Gallus gallus*), raia (*Raja undulata*), choco (*Sepia sp*), javali (*Sus scrofa*), sargo e pargo (família Sparidae, género *Diplodus* e *Spondylisoma*, respetivamente) muito provavelmente provenientes do restaurante e/ou da casa do pescador, foram igualmente identificadas como recursos tróficos dos gatos-ferais na ilha Deserta.

### **3.2.3.2. Análise morfológica da dieta**

Posteriormente à análise genética, foi realizada a análise morfológica dos conteúdos não digeridos de 11 dejetos de gato feral (10 dos quais foram usados na análise genética da dieta), através da qual foi possível detetar o consumo roedores, répteis, aves, sementes e crustáceos.

Mais especificamente, foram encontrados indícios de consumo de roedores da família Muridae, tanto do género *Mus* como do género *Rattus*, tendo sido possível confirmar a ingestão de *Mus spretus* e *Rattus norvegicus*. Em relação às aves, a análise morfológica das penas detetadas apenas possibilitou distinguir com certeza a presença do grupo dos passeriformes, uma vez que muitas das penas detetadas nos dejetos se encontravam muito secas e desgastadas, o que impossibilitou a identificação específica. No caso dos répteis, foi identificada a presença de lagartixa (família Lacertidae) e de outro réptil não ofídio, não tendo sido possível ser mais específico na identificação da presa consumida. Em relação aos crustáceos, as partes de exosqueleto detetadas permitiram confirmar o consumo de caranguejo. Finalmente, foi detetado o consumo de algumas sementes que foram classificadas como sendo de figo, o que indica também o consumo de um recurso de origem antrópica, uma vez que na ilha não há registo de nenhuma figueira (*Ficus carica*).

Comparativamente aos resultados obtidos na análise genética dos dejetos foram detetados dois grupos diferentes (sementes e crustáceos) não identificados geneticamente. No entanto, não foram encontrados indícios de consumo de alimentos associados à presença humana, identificados na abordagem genética.

### **3.2.4. Determinantes ambientais do número de gatos-ferais**

Não foi detetada qualquer multicolinearidade das variáveis independentes ( $VIF < 5$ ), pelo que foram todas utilizadas na realização dos modelos. Para tentar identificar que fatores determinam as variações no número de gatos-ferais presentes na ilha Deserta foram gerados vários modelos de acordo com três hipóteses diferentes e cinco, um e dois foram considerados como melhores modelos ( $\Delta AICc < 2$ ) para as hipóteses do alimento, habitat e combinada), respetivamente (Tabela 3.6; os restantes modelos gerados encontram-se no Anexo C.2. Qualquer um destes modelos evidenciou um AICc muito inferior

ao valor estimado para o modelo nulo (Tabela 3.6) o que atesta que as várias variáveis testadas possuem uma influência importante na variação do número de gatos-ferais identificados.

Tabela 3.6: Tabela com os melhores modelos de cada hipótese ( $\Delta AICc < 2$ ), o modelo nulo, e respetivos valores de AICc,  $\Delta AICc$ , w, e  $\Delta AICc$  Global. Ver acrónimos na Tabela 2.4.

Hipótese	Modelos	AICc	$\Delta AICc$	w	$\Delta AICc$ Global
Alimento	Dist_Colonia + Dist_Restaurante + RAI_Roedores + RAI_Pass	73,400	0,000	0,281	5,000
	Dist_Restaurante + RAI_Roedores + RAI_Pass	73,900	0,540	0,126	5,500
	Dist_Colonia + Dist_Restaurante + RAI_Pass	74,500	1,110	0,126	6,100
	Dist_Restaurante + RAI_Pass	75,000	1,670	0,126	6,600
	Dist_Colonia + Dist_Restaurante + RAI_Roedores	75,100	1,740	0,044	6,700
Habitat	Dist_Passadico + Dist_Ria	76,500	0,000	0,642	8,100
Hipótese Combinada	Dist_Passadico + Dist_Ria + RAI_Pass	68,400	0,000	0,550	0,000
	Dist_Ria + RAI_Pass + Dist_Restaurante	69,600	1,190	0,303	1,200
	Modelo Nulo	94,443	26,026	0,000	26,026

A hipótese com mais suporte foi a hipótese combinada, uma vez que foi aquela cujo melhor modelo apresentou um AICc menor (Tabela 3.6). Ou seja, o número de gatos-ferais na ilha Deserta é principalmente determinado pelo efeito combinado de variáveis ligadas ao habitat (distância ao passadiço) e à disponibilidade de alimento (distância à ria e abundância relativa de passeriformes). No entanto, tendo em conta que dois dos modelos dessa hipótese apresentam um  $\Delta AICc < 2$ , foi estimado o melhor modelo médio utilizando esses dois primeiros modelos (Tabela 3.7).

Tabela 3.7: Coeficientes (Coef), erro padrão (SE), valor Z e correspondente significância [Pr (> |t|)] e intervalo de confiança a 95% das variáveis incluídas no melhor modelo médio. Ver acrónimos na Tabela 2.4.

Variáveis	Coef	SE	Z-value	Pr(> Z )	CI 95%
Intercept	2,273	0,200			
Dist_Passadico	-1,013	0,772	1,308	0,191	[-2,022; -1,122]
Dist_Ria	-0,711	0,221	3,008	<0,01	[-1,175; -0,248]
RAI_Pass	0,741	0,209	3,311	<0,01	[0,302; 1,180]
Dist_Restaurante	-0,541	0,741	0,729	0,466	[-1,976; -1,071]

De acordo com o melhor modelo médio existe uma correlação negativa entre o número de gatos-ferais e a distância ao restaurante, à ria e ao passadiço, ou seja, quanto mais perto do restaurante, do passadiço e da ria, maior é o número de gatos-ferais detetados. Existe também uma correlação positiva entre o número de gatos-ferais e o RAI de passeriformes, ou seja, onde a abundância relativa de passeriformes é mais elevada existe um maior número de gatos-ferais. O facto de o intervalo de

confiança dos coeficientes destas variáveis não incluir o zero, permite-nos ter alguma confiança nas relações observadas (positivas ou negativas).

De forma a visualizar, de forma simples e explícita, o efeito das variáveis relevantes para explicar a variação do número de gatos-ferais foram realizados gráficos com funções lineares (Figura 3.10) onde as relações negativas ou positivas com a variável dependente são bastante evidentes.

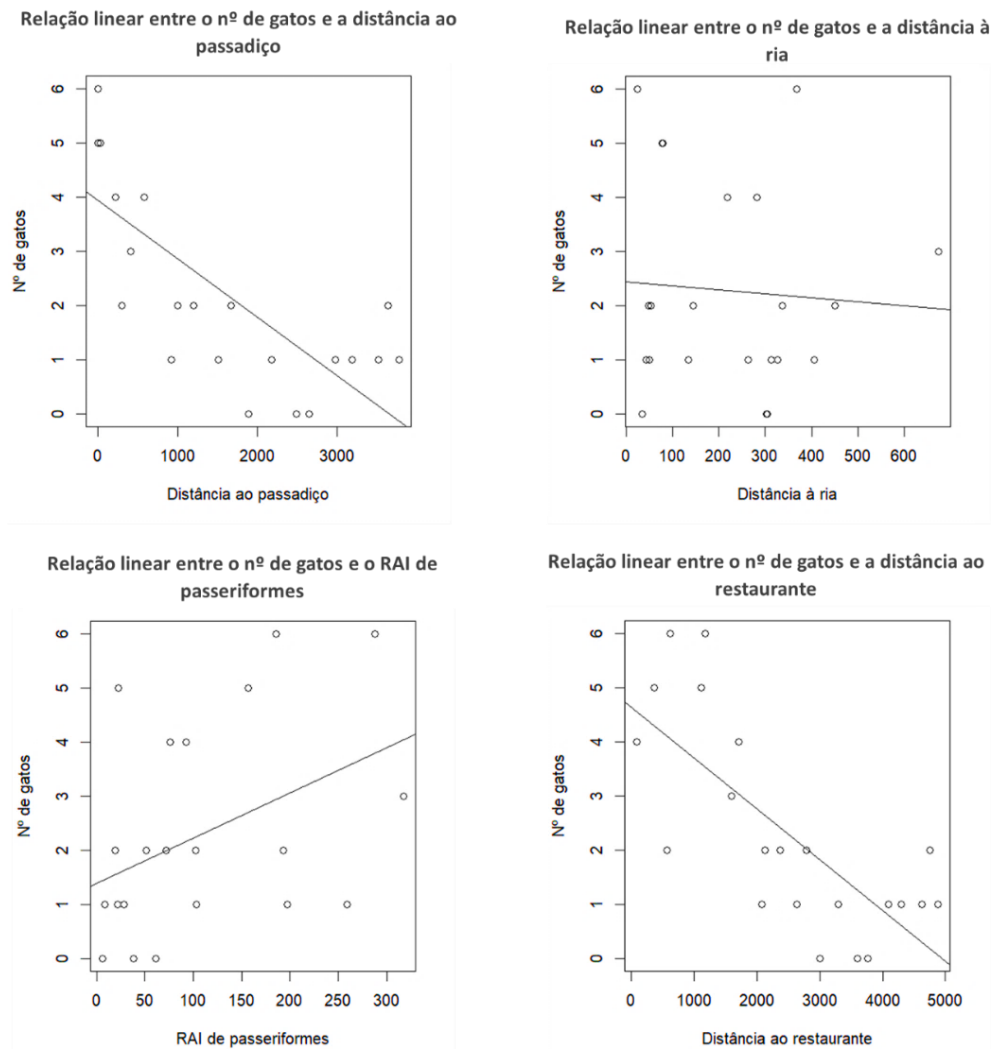


Figura 3.10: Relações lineares entre o número de gatos e as variáveis mais relevantes

O melhor modelo produzido foi considerado um bom modelo para responder à pergunta ecológica formulada, uma vez que a estimativa do pseudo  $R^2$  de Nagelkerke (Cragg & Uhler) foi de 0.81 (quanto mais próximo de 1, melhor o modelo; (Nagelkerke, 1991; Hemmert *et al.*, 2018)).

## 4. DISCUSSÃO

Os resultados do presente estudo comprovam que a presença de um predador exótico exerce uma pressão acrescida sobre a sobrevivência das populações de vertebrados nativos. Sendo que, no caso de ilhas continentais de pequena dimensão como a ilha Deserta, este efeito atua em sinergia com as já desafiantes condições ambientais destes locais, condicionando os padrões ecológicos dos indivíduos insulares (p.e. roedores). Mas mostram também que estes predadores ainda estão dependentes de recursos de origem antrópica para sobreviver (comida e abrigo).

### 4.1. Fatores que influenciam os padrões de presença e abundância relativa das populações de *Mus spretus*

#### 4.1.1. Habitat e a presença de *Mus spretus*

Os resultados obtidos corroboram com predição de que a presença de *Mus spretus* está associada a subcobertos com uma maior percentagem de estrato arbustivo. Já a proximidade à ria, ao contrário da predição inicial, parece afetar negativamente este parâmetro. Foi também detetada uma influência negativa da proximidade ao mar na presença da espécie.

Os padrões do uso do espaço por parte de roedores estão associados, em grande parte, às interações interespecíficas (como a predação e competição), à disponibilidade de recursos e à complexidade estrutural do habitat (Gray *et al.*, 1998; Tarjuelo *et al.*, 2011). A cobertura vegetal e a disponibilidade de recursos alimentares são os principais fatores envolvidos no processo de seleção de microhabitats de roedores, entre os quais *Mus spretus* (Traba *et al.*, 2010; Tarjuelo *et al.*, 2011).

Em termos de cobertura vegetal os roedores, em geral, possuem uma forte dependência por zonas com maior cobertura de substrato arbustivo e herbáceo, que fornecem abrigo, o que resulta numa maior presença e abundância nessas zonas (Carrilho *et al.*, 2017; Teixeira *et al.*, 2017). A seleção de vegetação mais densa é crucial para a sobrevivência dos roedores (Simonetti, 1989; Teixeira *et al.*, 2022) tratando-se de uma estratégia antipredação contra predadores terrestres (p.e. mamíferos carnívoros) e aéreos (p.e. aves de rapinas) uma vez que proporcionam uma cobertura de proteção reduzindo o risco de predação (Rosalino *et al.*, 2009; Torre *et al.*, 2014; Shiels & Ramírez de Arellano, 2018). Por outro lado, uma maior cobertura vegetal também pode fornecer maior quantidade e diversidade de alimento (Rosenzweig & Abramsky, 1993).

No caso específico de *Mus spretus*, o estudo de Gray *et al.* (1998) concluiu que esta espécie, à semelhança de outros roedores, também pode ser mais facilmente encontrada em locais com arbustos ou madeira morta que oferecem abrigo. Os estudos de Simões (2009) e de Oro *et al.* (2021) relataram ainda que os seus valores de abundância e densidade relativa estão positivamente associados a valores mais altos de percentagem arbustiva.

Deste modo, e tal como seria de se esperar, registámos também uma maior presença de *Mus spretus* em locais da ilha onde existia uma maior percentagem de cobertura do estrato arbustivo. A escolha destes locais pode estar relacionada com: 1) uma estratégia antipredação, utilizando zonas mais cobertas como abrigo, numa tentativa de evitar os predadores existente na ilha Deserta, entre os quais se encontram os gatos-ferais e algumas espécies de aves de rapina; 2) procura de alimento, uma vez que alguns arbustos produzem recurso que os roedores podem utilizar (Carrilho *et al.*, 2017). Estes dados corroboram a importância do estrato arbustivo para as comunidades de *Mus spretus* da ilha Deserta.

Seguindo o mesmo racional é possível compreender o efeito negativo que a proximidade ao mar exerce na presença de *Mus spretus*, em especial se considerarmos as características da vegetação dunar. As características ambientais das áreas adjacentes ao mar funcionam com um filtro à fixação da vegetação, uma vez que apenas algumas plantas costeiras conseguem lidar com certos fatores limitantes, como ventos fortes com partículas de sal, instabilidade e pobreza de nutrientes do solo, e baixa capacidade de retenção de água (Costa, 1991; Silva & Moura, 2000). À medida que nos aproximamos do mar a vegetação dunar vai ficando cada vez menos diversa e mais escassa, sendo que a área contígua ao mar, conhecida como praia, não tem mesmo nenhuma vegetação associada (Fagundes *et al.*, 2022). As áreas mais afastadas do mar, como são menos influenciadas pela salinidade, possuem vegetação mais desenvolvida e diversa (Neto & Capelo, 1999), o que aumenta a disponibilidade de refúgio. Assim, a diminuição da probabilidade de presença de *Mus spretus* em zonas mais próximas do mar pode estar associada a um comportamento de evitamento destas áreas, uma vez que possuem menos cobertura vegetal e os indivíduos ficam mais expostos aos possíveis predadores, com o consequente aumento do risco de predação, e a condições ambientais mais adversas (p.e. ventos fortes).

As zonas húmidas (tais como a ria que ocorre ao longo da região norte da ilha Deserta) tendem a ter vegetação com estrato arbustivo mais complexo e bem desenvolvido e serem mais protegidas dos ventos oceânicos e, por isso, são conhecidas por albergarem um maior número de espécies (entre as quais roedores) (Lindenmayer & Hobbs, 2004) e suportarem abundâncias relativas de fauna mais elevadas (MacArthur, 1972; Rosalino *et al.*, 2009).

Tendo em conta a influência positiva do estrato arbustivo na presença de *Mus spretus*, e o maior desenvolvimento de arbustos junto das zonas húmidas, seria expectável que existisse uma maior probabilidade de encontrar *Mus spretus* junto à ria. No entanto, ao contrário do que seria esperado, a probabilidade de encontrar este roedor em locais afastados da ria é maior.

Uma das razões para este padrão poderá ser o facto de a espécie *Mus spretus*, ao contrário dos outros roedores, preferir zonas mais áridas e secas, tendo mesmo necessidades hídricas menores (Orsini *et al.* 1982; Palomo, 2007; Paupério *et al.*, 2019). Isto pode levar à preferência de zonas mais centrais da ilha, que são mais secas, em detrimento das zonas de orla onde existe maior influência da ria. Outra hipótese poderá estar relacionada com o encharcamento do solo nas regiões adjacentes à ria, devido às marés, o que pode levar à destruição dos refúgios desta espécie, que dessa forma pode evitar esses ambientes mais instáveis.

Outro mecanismo que poderá estar na origem do padrão de evitamento das zonas junto à ria é a competição interespecífica. As espécies exóticas podem competir com espécies nativas ecologicamente semelhantes tanto diretamente, através de competição por interferência, que acontece quando defendem territórios e os recursos associados e/ou são agressivos quando encontram outras espécies, ou indiretamente, por competição de exploração, que acontece quando as espécies invasoras exploram mais eficientemente os recursos disponíveis (Schoener, 1983; Harris & Macdonald, 2007; Stokes *et al.*, 2009). Estudos de Harris & Macdonald (2007) e de Stokes *et al.* (2009) comprovaram a existência destas interações em comunidades de roedores compostas por espécies exóticas (ratazanas, nomeadamente *Rattus rattus*) e espécies nativas, tendo concluindo que a competição entre *Rattus rattus* e espécies de roedores nativas resulta em diminuições numéricas e espaciais das populações nativas. Assim, e tendo em consideração que na ilha Deserta já foi detetada a presença de roedores das espécies *Rattus rattus* e *Rattus norvegicus* em zonas adjacentes à ria, podemos colocar a hipótese da existência de uma possível competição entre estes roedores invasores e *Mus spretus*, que resulte na diminuição da espécie nativa em locais próximos da ria.

#### 4.1.2. Predadores e a abundância relativa de *Mus spretus*

Os resultados obtidos não corroboram a predição de que a abundância relativa de roedores (neste caso *Mus spretus*) é negativamente influenciada pelo número de predadores (gatos-ferais), uma vez que a relação encontrada foi a oposta, ou seja, em locais onde a abundância relativa de *Mus spretus* é mais elevada, o número de gatos também é mais alto.

Como mencionado anteriormente o risco de predação é um dos fatores mais importantes que influenciam os padrões do uso do espaço dos roedores (Gray *et al.*, 1998). Os predadores influenciam a distribuição e o uso de habitat das suas presas de forma direta, através da predação e de forma indireta, quando a presença de predadores induz respostas comportamentais ou fisiológicas para reduzir a probabilidade de ser predado (Lima, 1998; Lima & Dill, 1990; Mappes & Ylönen, 1997; Díaz *et al.*, 2005). Apesar de os impactos indiretos terem efeitos não letais para as presas, ao contrário do que acontece com os impactos diretos (implicam a morte dos indivíduos), ambos são importantes para determinar a distribuição e abundância das presas (Brown *et al.*, 1999; Lima, 1998; Lima & Dill, 1990; Díaz *et al.*, 2005).

O estudo de Díaz *et al.* (2005) demonstrou que a presença de predadores pode reduzir a atividade de procura de alimento por parte dos roedores, sendo que estes tendem a evitar áreas onde os predadores estão presentes em maior número (Díaz *et al.*, 2005). O estudo de Mahlaba *et al.* (2017) obteve resultados semelhantes afirmando que a atividade de roedores tende a diminuir na presença de predadores, especialmente quando se tratam de predadores novos/diferentes (por exemplo gatos-ferais nas ilhas). O “medo” da predação pode ser suficiente para tornar os roedores menos ativos e/ou detetáveis em áreas com mais predadores (Feng & Himsworth, 2014).

Assim, como a predação é geralmente significativa nas comunidades de roedores, seria de esperar que áreas com mais predadores tendessem a apresentar uma menor abundância de roedores (Norrdahl *et al.*, 2002; Korpimäki *et al.*, 2005) devido, tanto às taxas de mortalidade mais elevadas, como ao evitamento destas zonas (Díaz *et al.*, 2005). No entanto, os resultados deste estudo são o oposto do esperado, tendo sido detetado que o número de gatos-ferais teve um efeito positivo sobre a abundância de *Mus spretus*.

Os gatos-ferais, um dos principais predadores existentes na ilha, são generalistas (Fitzgerald 1988; Bonnaud *et al.*, 2011; Trouwborst *et al.*, 2020). No entanto, os roedores estão entre os grupos mais consumidos por estes carnívoros (Fitzgerald 1988; Bonnaud *et al.*, 2011; Trouwborst *et al.*, 2020). Os nossos próprios dados indicam esse consumo (ver abaixo). Uma vez que a abundância de carnívoros tende a ser limitada pelos seus recursos alimentares disponíveis, estando frequentemente associada à abundância de presas (Carbone & Gittleman, 2002; Karanth *et al.*, 2004; Vilella *et al.*, 2020), poderá existir uma maior abundância de predadores em áreas com maior capacidade de carga (i.e. mais presas).

Assim, os gatos-ferais podem estar a ajustar a sua distribuição de forma a aumentar a sua atividade em locais onde os roedores, neste caso *Mus spretus*, são mais abundantes, para maximizar o sucesso de predação. O efeito positivo detetado pode ser uma consequência e não uma causa, uma vez que pode ter surgido apenas do facto dos gatos-ferais terem escolhido áreas em que a população de *Mus spretus* é maior. Ou seja, estes gatos-ferais foram atraídos para áreas com valores mais elevados de abundância relativa de *Mus spretus*.

Concluindo, os padrões de presença e abundância relativa das populações de *Mus spretus* da ilha Deserta parecem estar a ser influenciados por interações interespecíficas e pelas características do subcoberto, nomeadamente pelo risco de predação e pela percentagem de cobertura arbustiva. Estas populações apresentam preferência por locais com maior densidade arbustiva em zonas mais secas da

ilha, ou seja, regiões mais centrais. Para além disso parece existir um evitamento de predadores através do uso de locais com maior percentagem arbustiva que oferecem mais cobertura e proteção. A escolha destas áreas com maior proteção pode ser causada pelo facto de os gatos-ferais estarem a usar áreas com mais roedores.

#### **4.2. A dieta de gatos-ferais em ambientes insulares**

Os resultados obtidos em relação à dieta dos gatos-ferais insulares corroboram com a predição de que esta é constituída maioritariamente por presas pertencentes aos grupos dos roedores, aves e répteis. Para além disso foi também detetado o consumo de alimentos de origem antrópica.

Os gatos-ferais insulares são generalistas e oportunistas, tendo a capacidade de consumir uma grande variedade de presas incluindo vertebrados e invertebrados (Fitzgerald & Turner, 2000; Nogales & Medina, 2009; Bonnaud *et al.*, 2011). Vários estudos demonstraram que as principais presas tendem a ser mamíferos introduzidos e nativos (especialmente roedores) e aves marinhas, alimentando-se secundariamente de outros grupos tais como répteis e insetos (Bonnaud *et al.*, 2011).

Assim, os resultados do presente estudo corroboram este padrão, sendo que, para além do consumo de roedores e aves, e de répteis (em menor escala), foi detetado um consumo relativamente elevado de alimentos de origem antrópica. O facto de a dieta dos gatos-ferais desta ilha ser constituída por todos estes componentes comprova o carácter generalista destes carnívoros (Fitzgerald & Turner, 2000).

A ilha Deserta costumava albergar uma pequena população residente de pescadores e suas famílias, em duas zonas residenciais, uma junto ao porto e outra no centro norte da ilha. Nas últimas décadas essas pessoas foram realojadas e as casas demolidas, restando apenas um pescador na ilha até hoje (Nascimento *et al.*, 2022). A presença de gatos na ilha provavelmente começou durante a ocupação humana, e continuou com os descendentes de gatos deixados para trás. Para além disso, os pescadores também relataram casos de pessoas que abandonaram propositalmente gatos na ilha nos últimos anos (Nascimento *et al.*, 2022). Assim, provavelmente ainda existe alguma, ainda que mínima, relação entre os gatos-ferais e o Homem, uma vez que descenderam de populações de gatos domésticos, o que pode levar estes felinos a procurar alimento de origem antrópica (p.e. junto ao restaurante). O uso destes alimentos pode impactar substancialmente os ecossistemas locais, uma vez que sustenta, nem que seja complementarmente, as populações de gatos, aumentando a pressão de predação sobre as espécies nativas, podendo acelerar a sua extinção (Grant & Longnecker, 1999; Doherty *et al.*, 2015a; Newsome *et al.*, 2015). O estudo de Maeda *et al.* (2019), realizado numa ilha, forneceu evidências de que os recursos antropogénicos subsidiam as populações de gatos-ferais, apontando para a possibilidade de hiper-predação causada por esta intervenção humana.

Os alimentos antrópicos na ilha Deserta têm, muito provavelmente, origem na região este da ilha onde atualmente existe um restaurante e a casa de um pescador, sendo a zona da ilha onde a presença humana é mais forte. Assim, e tendo em consideração que alimentação de gatos-ferais pode estar a permitir a manutenção das suas populações e até mesmo a aumentar os seus impactos nas comunidades nativas, é importante sensibilizar os utilizadores destas zonas de forma a evitar a alimentação direta ou indireta destes felinos.

Um padrão comum na dieta dos gatos-ferais insulares é o consumo de mamíferos introduzidos (especialmente roedores) como presas principais, se estas se encontrarem presentes e forem abundantes (Fitzgerald, 1988; Medina *et al.*, 2006; Matias & Catry, 2008; Medina *et al.*, 2008; Nogales & Medina,

2009; Bonnaud *et al.*, 2011). Os resultados deste trabalho comprovam a presença de mamíferos introduzidos na dieta dos gatos-ferais, sendo detetado o consumo de espécies de roedores invasores do género *Rattus*, nomeadamente *Rattus norvegicus*. No entanto, foi também identificado o consumo da espécie nativa *Mus spretus*.

O consumo de espécies invasoras (género *Rattus* e mais especificamente *Rattus norvegicus*) deve ser considerado aquando da implementação de medidas de controlo das populações de gatos-ferais, uma vez que, cessando a predação, pode levar a um aumento destas comunidades invasoras de roedores (Courchamp *et al.* 1999). Em relação às espécies nativas, foi identificado o consumo da espécie *Mus spretus*, existindo assim um risco de predação associado aos gatos-ferais. Estas evidências complementam a informação já obtida anteriormente relativa a este roedor.

Em relação ao grupo das aves, estas tendem a ser também importantes fontes de alimento para os gatos-ferais insulares (Pontier *et al.*, 2002; Matias & Catry, 2008; Bonnaud *et al.*, 2011). O nosso estudo confirmou o consumo de passeriformes (família Alaudidae, particularmente *Galerida cristata*), de aves aquáticas e de aves marinhas.

Dentro dos passeriformes existentes na ilha Deserta, a espécie *Galerida cristata* está entre as espécies mais comumente avistadas (comprovado com as análises das imagens da armadilhagem fotográfica e com observação direta). O facto de estas fazerem parte da dieta dos gatos-ferais vai, de certa forma, suportar o caráter oportunista deste invasor.

Um dos grupos de aves mais predadas pelos gatos são as aves marinhas, particularmente em ilhas que, tal como a ilha em estudo, albergam colónias importantes destas espécies (Nogales & Medina, 2009). Neste estudo foi possível comprovar o consumo de aves marinhas que formam importantes colónias na ilha Deserta, nomeadamente, aves pertencentes à família Laridae. Dentro desta família foi confirmado o consumo de *Sternula albifrons* também conhecida por Chilreta, sendo esta uma espécie com estatuto “Vulnerável” em Portugal (Cabral *et al.*, 2005). Dentro do género *Larus* (também detetado na análise de dejetos), na ilha Deserta, podem ser facilmente encontradas as espécies *Larus michahellis*, e *Larus audouinii*, que durante a época de reprodução formam grandes colónias na ilha. Assim, apesar de neste estudo não ter sido confirmado, existe uma elevada probabilidade de estarem a ser consumidos indivíduos de outra espécie com estatuto “Vulnerável” em Portugal, *Larus audouinii* (Cabral *et al.*, 2005), uma vez que, para além de ser uma espécie abundante na ilha durante a época de reprodução, já foram relatados eventos de predação de crias por gatos (Nascimento *et al.*, 2022).

Os resultados do estudo dos dejetos dos gatos-ferais da ilha Deserta indicam que podem existir impactos negativos nas populações nativas da ilha, particularmente na população de aves marinhas. No entanto, devido ao número reduzido de dejetos amostrados não podemos ter uma noção da magnitude destes impactos.

#### **4.2.1. Comparações entre os resultados das análises genética e a morfológica**

Tradicionalmente, as análises morfológicas de partes duras não digeridas de presas, e de outros alimentos remanescentes em dejetos, têm sido usadas para caracterizar dietas de várias espécies (Mumma *et al.*, 2016). No entanto, alguns estudos já demonstraram a importância de combinar a análise morfológica com a análise genética para determinar a dieta de vários predadores (p.e. Casper *et al.*, 2007; Zarzoso-Lacoste *et al.*, 2016; Mumma *et al.*, 2016).

Neste estudo, os resultados obtidos através dos dois tipos de análise foram relativamente distintos, sendo verificadas algumas limitações de ambos os métodos. A análise morfológica não conseguiu

identificar a presença de alimentos de origem antrópica, pois estes alimentos são totalmente digeridos não deixando vestígios morfológicos identificáveis. Isto acontece, pois, a análise morfológica de dejetos apenas consegue realizar a identificação das partes animais ou vegetais não digeridas (Casper *et al.*, 2007), tais como ossos, dentes, pelos, penas (Litvaitis, 2000) e sementes (Valentini *et al.*, 2009). Assim, este método pode ser altamente limitado à existência de partes duras identificáveis (Casper *et al.* 2007; Mumma *et al.*, 2016) e à dificuldade de distinção de partes não digeridas de espécies próximas (Zeale *et al.*, 2011).

A análise molecular tem o potencial de limitar ou mesmo eliminar alguns destes problemas, uma vez que, para além das partes não digeridas permite também identificar as presas/alimento a partir de restos digeridos (Tollit *et al.*, 2009). No entanto também tem as suas limitações, tais como tratar-se de um método caro (Mumma *et al.*, 2016) e existir uma incapacidade de amplificar o ADN de dejetos altamente degradados (Tollit *et al.*, 2009). Neste estudo a análise genética não conseguiu examinar um dos dejetos precisamente por causa da incapacidade de amplificar o ADN devido ao estado degradado. A análise morfológica também apresenta várias vantagens entre as quais ser um método de baixo custo (Casper *et al.*, 2007; Mumma *et al.*, 2016) e conseguir analisar dejetos bastante degradados (Tollit *et al.*, 2009).

Devido às vantagens de cada método alguns investigadores combinaram os benefícios da análise baseada em ADN e da análise morfológica (Casper *et al.*, 2007). Essa abordagem combinada dos dejetos permite aumentar significativamente o número de amostras para determinar a dieta, bem como a quantidade de informação obtidas em cada amostra (Casper *et al.*, 2007), o que leva a uma melhor compreensão das relações tróficas nos ecossistemas (Casper *et al.*, 2007).

### **4.3. Fatores que influenciam o número de gatos-ferais**

Os resultados obtidos corroboram a predição de que o número de gatos é positivamente influenciado pela abundância de presas, nomeadamente passeriformes, e pela proximidade à ria e a zonas de abrigo. Para além disto, foi também detetada uma influência positiva da proximidade ao restaurante.

Outros estudos indicaram que a distribuição e abundância dos carnívoros tende a ser limitada essencialmente pelos recursos alimentares disponíveis (Carbone & Gittleman, 2002; Karanth *et al.*, 2004). Deste modo, para realizar esta análise, tivemos por base os resultados das análises de dejetos de forma a utilizar a dieta do gato para selecionar algumas das variáveis que podiam estar a influenciar o número de gatos ao longo da ilha, nomeadamente o RAI de passeriformes, o RAI de roedores, a distância às colónias de gaivotas e a distância ao restaurante (devido à presença de alimentos de origem antrópica nos dejetos).

Segundo Doherty *et al.* (2015) os principais fatores que podem explicar a distribuição dos gatos-ferais incluem a disponibilidade de presas, predação/competição, disponibilidade de abrigo e presença de recursos humanos. A importância de todos estes fatores, excluindo a competição/predação, foi confirmada pelo presente estudo. No caso da ilha Deserta a competição/predação não se verifica nos gatos-ferais uma vez que estes são os predadores de topo da ilha, à exceção do aparecimento irregular de raposas.

Os gatos-ferais ocorrem muitas vezes como predadores de topo, particularmente em ilhas, o que se verificou na ilha em estudo (Heithaus, 2001; Doherty *et al.*, 2015). Nos casos em que predadores de ordem superior estão ausentes, estudos indicam que a disponibilidade de alimento e/ou abrigo serão os

fatores mais importantes para determinar o uso do habitat de gatos-ferais (Heithaus, 2001; Doherty *et al.*, 2015).

A importância da disponibilidade de presas no uso do habitat é suportada por modelos de seleção de habitat predador-presa e pela teoria de forrageamento ideal (Pyke, 1984; Mitchell & Powell, 2004; Börger *et al.*, 2008; Doherty *et al.*, 2015). Assim, os predadores tendem a usar preferencialmente locais associados a maiores densidades de presas e/ou a altas densidades de recursos utilizados pela presa (uma forma indireta de identificar onde a presa pode ocorrer) (Flaxman & Lou, 2009).

No presente estudo, foi confirmada a importância da disponibilidade de presas para o uso do habitat, uma vez que foi encontrada uma relação positiva entre o índice de abundância de passeriformes e o número de gatos-ferais. Os passeriformes, tal como confirmado pelo estudo da dieta (ver ponto 3.2.3) são uma das presas dos gatos-ferais da Deserta, sendo este um dos grupos de aves afetado por este predador (p.e. Veitch, 2001).

Foi também encontrada uma influência positiva da proximidade da ria no número de gatos, sendo que esta relação pode ser explicada pelo facto de os gatos preferirem habitats onde, por existirem mais recursos, existe também um maior número de presas. A zona adjacente à ria trata-se de uma região mais heterogénea, quando comparada ao restante da ilha, existindo um estrato arbustivo mais desenvolvido e espécies distintas de flora.

Esta heterogeneidade do habitat proporciona áreas que podem suportar uma maior diversidade e densidade de presas do que zonas mais homogéneas (Tews *et al.*, 2004). Assim, um habitat com estas características, como zonas de orla, zonas ripárias e, no caso da ilha Deserta, a região adjacente à ria, são propensas a aumentar o sucesso da caça, tornando-se habitats preferenciais dos gatos-ferais (Doherty *et al.*, 2015; Williamson *et al.*, 2021).

Como discutido no ponto 4.2 os humanos podem contribuir com alimentos que auxiliam a manutenção das populações de gatos-ferais da ilha. Assim, faz sentido a existência de uma relação positiva entre a proximidade do restaurante e o número de gatos. Esta influência dos humanos no uso do habitat por parte de gatos-ferais já foi detetada noutros estudos onde também foram encontrados gatos alimentados por humanos (Holmala & Kauhala, 2009; Ferreira *et al.*, 2011; Krauze-Gryz *et al.*, 2012a).

Em relação aos roedores, é importante referir que a armadilhagem fotográfica não é o método ideal para estudar este grupo, pelo que não existiam dados suficientes nas fotografias para testar os efeitos da abundância dos roedores no número de gatos, o que explica não termos detetado nenhuma relação significativa entre o RAI dos roedores e o número de gatos. No entanto, tendo em conta a informação obtida para os padrões de uso de habitat de *Mus spretus* (ponto 4.1) podemos supor que essa variável é relevante e que existe um efeito positivo entre a disponibilidade de roedores e o número de gatos.

O abrigo, tal como referido anteriormente, é um dos principais fatores que podem explicar o uso do habitat dos gatos-ferais (Doherty *et al.*, 2015). Os abrigos desempenham um papel fundamental no fornecimento de proteção para gatos selvagens contra predadores maiores, incluindo humanos (Doherty *et al.*, 2015), e contra condições ambientais adversas (Harper, 2007). Assim, os gatos utilizam essencialmente dois tipos de habitat: uma para caçar e outro para abrigo e/ou descanso (Lozano *et al.*, 2003).

Uma vez que na ilha não existem nenhum abrigo natural, o passadiço de madeira torna-se a única opção para se protegerem contra a presença de humanos e contra as temperaturas elevadas da ilha. Adicionalmente este passadiço é também bastante utilizados por outras espécies, entre as quais presas

dos gatos (Ver Anexo E.2). Tendo tudo isto em consideração seria expectável uma influência positiva do abrigo no número de gatos, sendo precisamente essa a relação encontrada entre a proximidade ao passadiço e o número de gatos-ferais.

#### **4.4. Limitações e percepções futuras**

Durante o período de amostragem para este estudo deparamo-nos com algumas dificuldades na obtenção de dejetos de gatos-ferais. Ao contrário de outros mamíferos predadores, os gatos-ferais têm um comportamento característico de defecação onde frequentemente enterram os seus dejetos (Bradshaw, 1992; Medina *et al.*, 2008), o que torna a obtenção de dejetos bastante complicada. Como a ilha Deserta é uma ilha de areia, este problema torna-se ainda mais relevante, uma vez que facilita o soterramento completo do dejetos, impossibilitando a sua deteção. Assim, obtivemos um número bastante reduzido de dejetos, o acarretou algumas limitações ao estudo. Nomeadamente, não foi possível realizar comparações sobre a importância dos grupos de presas/alimentos para a dieta destes gatos-ferais, nem classificar a magnitude dos impactos causado nas populações nativas (em termos numéricos).

Uma vez que foi detetada a presença de *Rattus norvegicus*, outra espécie invasora, na dieta dos gatos-ferais é importante ter em consideração alguns aspetos aquando da remoção dos gatos da ilha. A presença de outros mamíferos introduzidos, nomeadamente ratazanas, pode levar a problemas derivados da erradicação de um dos seus predadores, o gato-feral (Courchamp *et al.*, 1999). Esta erradicação pode resultar em efeitos em cascata pois ao remover um predador e/ou competidor uma das consequências mais comuns é o aumento da abundância de presas (Menge & Sutherland, 1976; Norrdahl & Korpimäki, 2000). Assim, a remoção dos gatos-ferais pode levar a um aumento da população de roedores invasores (ratazanas) o que por sua vez pode resultar num aumento de impactos negativos nas populações nativas insulares. Considerando esta possível expansão futura é fundamental estudar, monitorizar e presumivelmente controlar as populações de *Rattus sp.*

Sugere-se também a sensibilização e educação das pessoas que visitam a ilha (nomeadamente pescadores, trabalhadores e turistas) sobre as possíveis consequências da alimentação dos gatos-ferais introduzidos de forma a tentar reduzir este problema. Esta sensibilização também deverá abranger a importância de não libertar animais não nativos nas ilhas, incluindo novos gatos. A monitorização da presença dos gatos-ferais na ilha é também essencial para detetar novas invasões e impedir a criação de novas populações.

#### **4.5. Implicações para a conservação**

Este estudo corroborou a importância do substrato arbustivo para as comunidades de roedores, particularmente de *Mus spretus*. Assim, torna-se importante preservar o subcoberto nativo, de forma a proteger e conservar as populações de roedores nativos desta ilha. Para além disso, este trabalho forneceu novos dados sobre os padrões de uso de espaço de *Mus spretus*. Esta espécie, apesar de ser comum e amplamente distribuída na Península Ibérica, tem sido alvo de muito poucos estudos ecológicos (Orsini *et al.*, 1982; Gray *et al.*, 1998; Khidas *et al.*, 2002) existindo escassa informação sobre a mesma (Tarjuelo *et al.*, 2011), especialmente de populações insulares. O presente trabalho contribuiu para minorar essas lacunas.

Os gatos-ferais são já responsáveis pelo declínio e extinção de numerosas espécies endémicas e nativas por todo o mundo (Lever, 1994; Moors and Atkinson 1984; Veitch 1985; Fitzgerald 1988). Como as ilhas são particularmente sensíveis a ameaças de espécies invasoras (Vitousek 1988; Tershy *et*

*al.*, 2015; Bellard *et al.* 2016a), o estudo da dieta dos gatos-ferais insulares é importante para identificar as espécies que podem estar a sofrer impactos negativos devido à presença deste predador invasor.

Apesar do número reduzido de dejetos analisados, obtivemos informações essenciais sobre a dieta dos gatos-ferais da ilha. Os estudos da dieta podem ser um indicador fraco sobre os impactos nas populações nativas (Towns *et al.*, 2006), não obstante, eles representam o primeiro passo para interpretar os impactos dos gatos-ferais em espécies ameaçadas (Paltridge *et al.*, 1997). Assim, tendo em consideração os resultados obtidos no estudo da dieta dos gatos-ferais da ilha, é possível especular a existência de impactos negativos nas populações nativas, particularmente de aves marinhas vulneráveis. No entanto, é sempre difícil confirmar a existência de uma relação direta entre espécies introduzidas e o declínio de espécies nativas (Towns *et al.*, 2006). Duas espécies de aves marinhas de especial preocupação reproduzem-se na ilha Deserta, *Larus audouinii* e a *Sternula albifrons* (Nascimento *et al.*, 2022), tendo a última sido identificada nos dejetos dos gatos-ferais. A presença de mamíferos predadores nas suas áreas de reprodução de aves marinhas é uma ameaça para estas populações, pois podem predar ovos, crias e adultos, e até mesmo levar ao abandono das colónias de reprodução (Oro *et al.*, 1999; Medeiros *et al.*, 2012). Assim, estes resultados podem contribuir com informações para programas de conservação de espécies nativas e erradicação/controlo de invasoras.

Finalmente, as informações obtidas sobre o uso do habitat por parte dos gatos-ferais são particularmente importantes para prever a distribuição espacial dos impactos desta espécie invasora (Kliskey & Byrom, 2004), para identificar populações de fauna nativas mais suscetíveis a serem ameaçadas pelo invasor (Recio *et al.*, 2014), e assim para desenhar programas de monitorização e conservação mais eficientes (Pickerell *et al.*, 2014).

## 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Balčiauskas, L., & Balčiauskienė, L. (2020). On the doorstep, rodents in homesteads and kitchen gardens. *Animals*, 10(5), 856.
- Barton, K. (2020). MuMIn: Multi-Model Inference. R package, version 1.43.17. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>. Consultado a 10 junho de 2022.
- Bellard, C., Cassey, P., & Blackburn, T. M. (2016). Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology letters*, 12(2), 20150623.
- Bellard, C., Genovesi, P., & Jeschke, J. M. (2016a). Global patterns in threats to vertebrates by biological invasions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1823), 20152454.
- Bellard, C., Rysman, J. F., Leroy, B., Claud, C., & Mace, G. M. (2017). A global picture of biological invasion threat on islands. *Nature Ecology & Evolution*, 1(12), 1862-1869.
- Bengsen, A., Butler, J., & Masters, P. (2011). Estimating and indexing feral cat population abundances using camera traps. *Wildlife Research*, 38(8), 732-739.
- Bolker, B. M., Brooks, M. E., Clark, C. J., Geange, S. W., Poulsen, J. R., Stevens, M. H. H., & White, J. S. S. (2009). Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in ecology & evolution*, 24(3), 127-135.
- Bonnaud, E., Bourgeois, K., Vidal, E., Kayser, Y., Tranchant, Y., & Legrand, J. (2007). Feeding ecology of a feral cat population on a small Mediterranean island. *Journal of Mammalogy*, 88(4), 1074-1081.
- Bonnaud, E., Medina, F. M., Vidal, E., Nogales, M., Tershy, B., Zavaleta, E., Donlan, C. J., Keitt, B., Le Corre, M., & Horwath, S. V. (2011). The diet of feral cats on islands: a review and a call for more studies. *Biological Invasions*, 13(3), 581-603.
- Bookhout, T. A. (1996). *Research and Management Techniques for Wildlife and Habitats*. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland.
- Börger, L., Dalziel, B. D., & Fryxell, J. M. (2008). Are there general mechanisms of animal home range behaviour? A review and prospects for future research. *Ecology letters*, 11(6), 637-650.
- Bradshaw, J. W. S. (1992). *The behaviour of the domestic cat*. Wallingford, Oxon: CAB International.
- Brom, T.G. (1986). Microscopic identification of feather-remains after collisions between birds and aircraft. *Bijdragen tot de Dierkunde*, 56, 181-204.
- Brown, J. S., Laundré, J. W., & Gurung, M. (1999). The ecology of fear: optimal foraging, game theory, and trophic interactions. *Journal of mammalogy*, 80(2), 385-399.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. (2002). *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. Springer-Verlag, New York.
- Cabral, M.J., Almeida, J., Almeida, P.R., Delliger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M. E., Palmeirim, J. M., Queirós, A. L., Rogado, L. and Santos-Reis, M. (2005). *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa. 659p.

- Calado, J. G., Paiva, V. H., Ceia, F. R., Gomes, P., Ramos, J. A., & Velando, A. (2020). Stable isotopes reveal year-round sexual trophic segregation in four yellow-legged gull colonies. *Marine Biology*, 167(5), 1-11.
- Carbone, C., & Gittleman, J. L. (2002). A common rule for the scaling of carnivore density. *Science*, 295(5563), 2273-2276.
- Carr, C. M., Hardy, S. M., Brown, T. M., Macdonald, T. A., & Hebert, P. D. (2011). A tri-oceanic perspective: DNA barcoding reveals geographic structure and cryptic diversity in Canadian polychaetes. *PLoS One*, 6(7), e22232.
- Carrilho, M., Teixeira, D., Santos-Reis, M., & Rosalino, L. M. (2017). Small mammal abundance in Mediterranean Eucalyptus plantations: how shrub cover can really make a difference. *Forest Ecology and Management*, 391, 256-263.
- Casanhas-Acosta, N., Mora, L. Y., & Medina, F. M. (1999). Distribución y variación temporal de la dieta del gato cimarrón (*Felis catus* Linnaeus, 1758) en Alegranza, islas Canarias (Mammalia, Carnivora). *Vieraea: Folia Scientiarum Biologiarum Canariensium*, 27, 165-172.
- Casper, R. M., Jarman, S. N., Gales, N. J., & Hindell, M. A. (2007). Combining DNA and morphological analyses of faecal samples improves insight into trophic interactions: a case study using a generalist predator. *Marine Biology*, 152(4), 815-825.
- Catry, T., Ramos, J. A., Catry, I., Allen-Revez, M., & Grade, N. (2004). Are salinas a suitable alternative breeding habitat for Little Terns *Sterna albifrons*?. *Ibis*, 146(2), 247-257.
- Ceballos, G., & Ehrlich, P. R. (2002). Mammal population losses and the extinction crisis. *Science*, 296(5569), 904-907.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M., & Palmer, T. M. (2015). Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science advances*, 1(5), e1400253.
- Ceia, F. R., Patrício, J., Marques, J. C., & Dias, J. A. (2010). Coastal vulnerability in barrier islands: The high risk areas of the Ria Formosa (Portugal) system. *Ocean & Coastal Management*, 53(8), 478-486.
- Chung, Y., Rabe-Hesketh, S., Dorie, V., Gelman, A., & Liu, J. (2013). A nondegenerate penalized likelihood estimator for variance parameters in multilevel models. *Psychometrika*, 78(4), 685-709.
- Ciucci, P., Boitani, L., Pelliccioni, E.R., Rocco, M., & Guy, I. (1996). A comparison of scat-analysis methods to assess the diet of the wolf *Canis lupus*. *Wildlife Biology*, 2(1), 37-48.
- Costa, J.C. (1991). *Flora e Vegetação do Parque Natural da Ria Formosa*. Dissertação de Doutoramento. Instituto Nacional de Investigação Científica, Lisboa.
- Courchamp, F., Chapuis, J. L., & Pascal, M. (2003). Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews*, 78(3), 347-383.
- Courchamp, F., Langlais, M., & Sugihara, G. (1999). Control of rabbits to protect island birds from cat predation. *Biological Conservation*, 89(2), 219-225.

- Cushman, J. (1995). *Ecosystem-level consequences of species additions and deletions on islands*. In *Islands*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 135-147.
- Delibes, M. (1980). El lince ibérico. Ecología y comportamiento alimenticios en el Coto de Doñana, Huelva. *Doñana Acta Vertebrata*, 7, 1–128.
- Díaz, M., Torre, I., Peris, A., & Tena, L. (2005). Foraging behavior of wood mice as related to presence and activity of genets. *Journal of Mammalogy*, 86(6), 1178-1185.
- Dirzo, R., & Raven, P. H. (2003). Global state of biodiversity and loss. *Annual review of Environment and Resources*, 28(1), 137-167.
- Doherty, T. S., Bengsen, A. J., & Davis, R. A. (2015). A critical review of habitat use by feral cats and key directions for future research and management. *Wildlife Research*, 41(5), 435-446.
- Doherty, T. S., Dickman, C. R., Nimmo, D. G., & Ritchie, E. G. (2015a). Multiple threats, or multiplying the threats? Interactions between invasive predators and other ecological disturbances. *Biological Conservation*, 190, 60-68.
- Doherty, T. S., Glen, A. S., Nimmo, D. G., Ritchie, E. G., & Dickman, C. R. (2016). Invasive predators and global biodiversity loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(40), 11261-11265.
- Ekernas, L. S., & Mertes, K. J. (2006). *The influence of urbanization, patch size, and habitat type on small mammal communities in the New York Metropolitan Region*. WildMetro, New York, New York, USA.
- Equipa Atlas. (2008). *Atlas das Aves Nidificantes em Portugal (1999 – 2005)*. Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Parque Natural da Madeira e Secretaria Regional do Ambiente. Assírio & Alvim, Lisboa, 590pp.
- Espínola, L. A., & Ferreira J. J. H. (2007). Invader species: concepts, models and attributes. *Interciencia*, 32(9), 580-585.
- Fagundes, A.I., T. Nascimento, R. Matos, I. Budzynski & J. Andrade. (2022). Native plants distribution on Barreta Island. Action A1 report, Project Ilhas Barreira. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa (relatório não publicado).
- Farinha, J.C., Costa, L., Trindade, A., Araújo, P.R. & Silva, E.P. (2001) *Zonas Húmidas Portuguesas de Importância Internacional. Sítios Inscritos na Convenção de Ramsar*. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa, 88pp.
- Feng, A. Y., & Himsforth, C. G. (2014). The secret life of the city rat: a review of the ecology of urban Norway and black rats (*Rattus norvegicus* and *Rattus rattus*). *Urban Ecosystems*, 17(1), 149-162.
- Ferreira, J. P., Leitão, I., Santos-Reis, M., & Revilla, E. (2011). Human-related factors regulate the spatial ecology of domestic cats in sensitive areas for conservation. *PLoS One*, 6(10), e25970.
- Fitzgerald, B. M. & Turner, B. M. (2000). *Hunting behaviour of domestic cats and their impact on prey populations*. In: Turner, D. C. & Bateson, P. (Eds.), *The domestic cat: the biology of its behaviour*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 151-175.

Fitzgerald, B. M. (1988). *Diet of domestic cats and their impact on prey populations*. In: Turner, D.C. & Bateson, P. (Eds.), *The domestic cat: the biology of its behaviour*. Cambridge, Cambridge University Press, pp 123-144.

Flaxman, S. M., & Lou, Y. (2009). Tracking prey or tracking the prey's resource? Mechanisms of movement and optimal habitat selection by predators. *Journal of theoretical biology*, 256(2), 187-200.

Flux, J. E. (1993). Relative effect of cats, myxomatosis, traditional control, or competitors in removing rabbits from islands. *New Zealand Journal of Zoology*, 20(1), 13-18.

Galantinho, A., Herrera, J. M., Eufrazio, S., Silva, C., Carvalho, F., Alpizar-Jara, R., & Mira, A. (2020). Road verges provide connectivity for small mammals: A case study with wood mice (*Apodemus sylvaticus*) in an agro-silvo pastoral system. *Journal of environmental management*, 258, 110033.

Galhardo, M., Fonseca, N. A., Egeter, B., Paupério, J., Ferreira, S., Oxelfelt, F., Aresta, S., Muñoz-Merida, A., Martins, F. M. S., Mata, V. A., da Silva, L., Peixoto, S., Garcia-Raventós, A., Vasconcelos, S., Gil, P., Khalatbari, L., Jarman, S., & Beja, P. (2018) *Deliverable 4.5 (D4.5): Protocol for the processing of DNA sequence data generated by next-gen platforms, EnMetaGen project (Grant Agreement No 668981)*. European Union Horizon 2020 Research & Innovation Programme – H2020-WIDESPREAD-2014-2.

GIS Development Team. (2020). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Disponível em: <http://qgis.osgeo.or>. Consultado a 5 de agosto de 2022.

Google Inc. (2022). Google Earth software. Disponível em: <http://earth.google.com/>. Consultado a 5 de agosto de 2022.

Grant, W. E., & Longnecker, M. T. (1999). Effect of subsidized house cats on California birds and rodents. *Transactions of the Western Section of the Wildlife Society*, 35, 29-33.

Gray, S. J., Hurst, J. L., Stidworthy, R., Smith, J., Preston, R., & MacDougall, R. (1998). Microhabitat and spatial dispersion of the grassland mouse (*Mus spretus* Lataste). *Journal of Zoology*, 246(3), 299-308.

Greenberg, S., Godin, T. & Whittington, J. (2020) User Interface Design Patterns for Wildlife-Related Camera Trap Image Analysis. *Ecology and Evolution*, 9 (24), 13706-13730.

Gurnell, J. & Flowerdew, J.R., 2006. Live Trapping Small Mammals. The Mammal Society, London.

Harris, D. B., & Macdonald, D. W. (2007). Interference competition between introduced black rats and endemic Galápagos rice rats. *Ecology*, 88(9), 2330-2344.

Heithaus, M. R. (2001). Habitat selection by predators and prey in communities with asymmetrical intraguild predation. *Oikos*, 92(3), 542-554

Hemmert, G. A., Schons, L. M., Wieseke, J., & Schimmelpfennig, H. (2018). Log-likelihood-based pseudo-R<sup>2</sup> in logistic regression: deriving sample-sensitive benchmarks. *Sociological Methods & Research*, 47(3), 507-531.

Hijazo, F. M. M., & Oliveira, P. (2008). *Felis silvestris f. catus* (Linnaeus, 1758). In: Silva, L., Land, E. O. & Luengo, J. L. R. (Eds.) *Flora e Fauna Terrestre Invasora na Macaronésia*. TOP 100 nos

Açores, Madeira e Canárias. ARENA, Ponta Delgada, pp. 229-232.

Holmala, K., & Kauhala, K. (2009). Habitat use of medium-sized carnivores in southeast Finland—key habitats for rabies spread? *Annales Zoologici Fennici*, 46(4), 233–246.

ICNF, (sem data). Parque Natural da Ria Formosa. Disponível em: <https://resources.natural.pt/uploads/additional-information/2019/06/12/08/9bqJDUMs6PR73lpR.pdf>. Consultado a 29 de julho de 2022.

ICNF, (sem data2). Plano Sectorial da Rede Natura 2000. Disponível em <https://icnf.pt/conservacao/parques/parquenaturalriiformosa>. Consultado a 15 de julho de 2022.

Jiménez-García, D., Martínez-Pérez, J. E., & Peiró Clavell, V. (2006). Relationship between game species and landscape structure in the SE of Spain. *Wildlife Biology in Practice*, 2(2), 48-62.

Karanth, K. U., Nichols, J. D., Kumar, N. S., Link, W. A., & Hines, J. E. (2004). Tigers and their prey: predicting carnivore densities from prey abundance. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(14), 4854-4858.

Khammes, N., & Aulagnier, S. (2003). Insectivores et rongeurs de France: la souris d'Afrique du Nord *Mus spretus* Lataste, 1883. *Arvicola*, 15, 11-29.

Khidas, K., Khammes, N., Khelloufi, S., Lek, S., & Aulagnier, S. (2002). Abundance of the wood mouse *Apodemus sylvaticus* and the Algerian mouse *Mus spretus* (Rodentia, Muridae) in different habitats of Northern Algeria. *Mammalian Biology*, 67(1), 34-41.

Kliskey, A. D., & Byrom, A. E. (2004). Development of a GIS-based methodology for quantifying predation risk in a spatial context. *Transactions in GIS*, 8(1), 13-22.

Korpimäki, E., Norrdahl, K., Huitu, O., & Klemola, T. (2005). Predator-induced synchrony in population oscillations of coexisting small mammal species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272(1559), 193-202.

Krauze-Gryz, D., Gryz, J. B., Goszczyński, J., Chylarecki, P., & Zmihorski, M. (2012a). The good, the bad, and the ugly: space use and intraguild interactions among three opportunistic predators—cat (*Felis catus*), dog (*Canis lupus familiaris*), and red fox (*Vulpes vulpes*)—under human pressure. *Canadian Journal of Zoology*, 90, 1402–1413.

Krauze-Gryz, D., Gryz, J., & Goszczyński, J. (2012). Predation by domestic cats in rural areas of central Poland: an assessment based on two methods. *Journal of Zoology*, 288(4), 260-266.

Leray, M., Yang, J. Y., Meyer, C. P., Mills, S. C., Agudelo, N., Ranwez, V., Boehm, J. T., & Machida, R. J. (2013). A new versatile primer set targeting a short fragment of the mitochondrial COI region for metabarcoding metazoan diversity: application for characterizing coral reef fish gut contents. *Frontiers in Zoology*, 10(1), 1-14.

Lima, S. L. (1998). Stress and decision-making under the risk of predation: recent developments from behavioral, reproductive, and ecological perspectives. *Advances in the Study of Behaviour*, 27(8), 215-290.

Lima, S. L., & Dill, L. M. (1990). Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian journal of zoology*, 68(4), 619-640.

Linhart, S. B., & Knowlton, F. F. (1975). Determining the relative abundance of coyotes by scent station lines. *Wildlife Society Bulletin*, 3(3), 119-124.

Litvaitis J. A. (2000). *Investigating food habits of terrestrial vertebrates*. In: Boitani L. & Fuller T. K. (Eds.), *Research techniques in animal ecology: controversies and consequences*. Columbia University Press, New York. Pp. 165–190.

Long, J. L. (2003). *Introduced Mammals of the World: their History, Distribution and Influence*. CSIRO Publishing, Melbourne.

Loss, S. R., & Marra, P. P. (2017). Population impacts of free-ranging domestic cats on mainland vertebrates. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(9), 502-509.

Lozano, J., Virgós, E., Malo, A. F., Huertas, D. L., & Casanovas, J. G. (2003). Importance of scrub–pastureland mosaics for wild-living cats occurrence in a Mediterranean area: implications for the conservation of the wildcat (*Felis silvestris*). *Biodiversity & Conservation*, 12(5), 921-935.

Lüdecke, D., Ben-Shachar, M. S., Patil, I., Waggoner, P., & Makowski, D. (2021). performance: An R package for assessment, comparison and testing of statistical models. *Journal of Open Source Software*, 6(60).

Madden, H., Van Andel, T., Miller, J., Stech, M., Verdel, K., & Eggermont, E. (2019). Vegetation associations and relative abundance of rodents on St. Eustatius, Caribbean Netherlands. *Global Ecology and Conservation*, 20, e00743.

Maeda, T., Nakashita, R., Shionosaki, K., Yamada, F., & Watari, Y. (2019). Predation on endangered species by human-subsidized domestic cats on Tokunoshima Island. *Scientific reports*, 9(1), 1-11.

Mahlaba, T. A. A., Monadjem, A., McCleery, R., & Belmain, S. R. (2017). Domestic cats and dogs create a landscape of fear for pest rodents around rural homesteads. *PloS one*, 12(2), e0171593.

Manel, S., Williams, H. C., & Ormerod, S. J. (2001). Evaluating presence–absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of applied Ecology*, 38(5), 921-931.

Mangiafico, S. (2020). rcompanion: functions to support extension education program evaluation. R package. *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria.

Mappes, T., & Ylonen, H. (1997). Reproductive effort of female bank voles in a risky environment. *Evolutionary Ecology*, 11(5), 591-598.

Martinez-Gomez, J. E., & Jacobsen, J. K. (2004). The conservation status of Townsend's shearwater *Puffinus auricularis auricularis*. *Biological Conservation*, 116(1), 35-47.

Mathias, M. L. (1999). *Mamíferos terrestres de Portugal Continental, Açores e Madeira*. Instituto de Conservação da Natureza, Lisboa, Portugal.

Matias, R., & Catry, P. (2008). The diet of feral cats at New Island, Falkland Islands, and impact on breeding seabirds. *Polar Biology*, 31(5), 609-616.

Maudet, C., Luikart, G., Dubray, D., von Hardenberg, A., & Taberlet, P. (2004). Low genotyping error rates in wild ungulate faeces sampled in winter. *Molecular Ecology Notes*, 4(4), 772–775.

McNeely, J.A., Mooney, H.A., Neville, L.E., Shei, P. & Waage, J.K. (2001). *A Global Strategy on Invasive Alien Species*. World Conservation Union, Gland, Switzerland.

- Medeiros, R., Ramos, J. A., Pedro, P., & Thomas, R. J. (2012). Reproductive consequences of nest site selection by little terns breeding on sandy beaches. *Waterbirds*, 35, 512–524.
- Medina, F. M., & Nogales, M. (1993). Dieta del gato cimarrón (*Felis catus* L.) en el piso basal del Macizo de Teno (Noroeste de Tenerife). *Doñana Acta Vert*, 20, 291–297.
- Medina, F. M., Bonnaud, E., Vidal, E., & Nogales, M. (2014). Underlying impacts of invasive cats on islands: not only a question of predation. *Biodiversity and Conservation*, 23(2), 327-342.
- Medina, F. M., Bonnaud, E., Vidal, E., Tershy, B. R., Zavaleta, E. S., Josh Donlan, C., Keitt, B. S., Le Corre, M., Horwath, S. V., & Nogales, M. (2011). A global review of the impacts of invasive cats on island endangered vertebrates. *Global Change Biology*, 17(11), 3503-3510.
- Medina, F. M., García, R., & Nogales, M. (2006). Feeding ecology of feral cats on a heterogeneous subtropical oceanic island (La Palma, Canary Archipelago). *Acta Theriologica*, 51(1), 75-83.
- Medina, F. M., López-Darias, M., Nogales, M., & García, R. (2008). Food habits of feral cats (*Felis silvestris catus* L.) in insular semiarid environments (Fuerteventura, Canary Islands). *Wildlife Research*, 35(2), 162-169.
- Meek, P. D., Ballard, G., Claridge, A., Kays, R., Moseby, K., O'Brien, T., O'Connell, A., Sanderson, J., Swann, D. E., Tobler, M. & Townsend, S. (2014). Recommended guiding principles for reporting on camera trapping research. *Biodiversity and conservation*, 23(9), 2321-2343.
- Mendes, S. L., Franco, I., Fagundes, I., Oliveira, N., Crisóstomo, P., Morais, L., Clélia, A. & Mouga, T. M. (2018). The vegetation of Berlengas' island: an attempt to promote the recovery of *Armeria berlenguensis* (Plumbaginaceae). *Frontiers in Marine Science. Conference Abstract: IMMR'18/ International Meeting on Marine Research 2018*.
- Menge, B. A., & Sutherland, J. P. (1976). Species diversity gradients: synthesis of the roles of predation, competition, and temporal heterogeneity. *The American Naturalist*, 110(973), 351-369.
- Menotti-Raymond, M., David, V. A., Lyons, L. A., Schäffer, A. A., Tomlin, J. F., Hutton, M. K., & O'Brien, S. J. (1999). A genetic linkage map of microsatellites in the domestic cat (*Felis catus*). *Genomics*, 57(1), 9-23.
- Mitchell, M. S., & Powell, R. A. (2004). A mechanistic home range model for optimal use of spatially distributed resources. *Ecological Modelling*, 177(1-2), 209-232.
- Mitchell, N., Haeffner, R., Veer, V., Fulford-Gardner, M., Clerveaux, W., Veitch, C.R. & Mitchell, G. (2002). *Cat eradication and the restoration of endangered iguanas (Cyclura carinata) on Long Cay, Caicos Bank, Turks and Caicos Islands, British West Indies*. In: Veitch, C.R., Clout, M.N. (Eds.), *Turning the Tide: The Eradication of Invasive Species*. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, Gland, Switzerland, pp. 206–212.
- Mumma, M. A., Adams, J. R., Zieminski, C., Fuller, T. K., Mahoney, S. P., & Waits, L. P. (2016). A comparison of morphological and molecular diet analyses of predator scats. *Journal of Mammalogy*, 97(1), 112-120.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.

- Nagelkerke, N. (1991). A note on a general definition of the coefficient of determination. *Biometrika*, 78, 691–692.
- Nakagawa, S., & Schielzeth, H. (2013). A general and simple method for obtaining R<sup>2</sup> from generalized linear mixed-effects models. *Methods in ecology and evolution*, 4(2), 133-142.
- Nascimento T., Fagundes A.I., Oliveira N., & Andrade J. (2022). *Report of the Action 3 - Gathering baseline information of introduced mammal species*. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa (relatório não publicado).
- Nascimento T., Fagundes A.I., Oliveira N., Geraldés P., & Andrade J. (2021). *Control Plan for Mammals on Barreta Island. Report of the Action A3 of the project LIFE Ilhas Barreira*. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa (relatório não publicado).
- Neto, C. & J. Capelo. (1999). *Guia da Excursão ao Sado e Costa da Galé. Livro de Resumos do 2º Encontro ALFA de Fitossociologia*. Centro de Estudos Geográficos da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Newsome, T. M., Dellinger, J. A., Pavey, C. R., Ripple, W. J., Shores, C. R., Wirsing, A. J., & Dickman, C. R. (2015). The ecological effects of providing resource subsidies to predators. *Global Ecology and Biogeography*, 24(1), 1-11.
- Nogales, M., & Medina, F. M. (2009). Trophic ecology of feral cats (*Felis silvestris f. catus*) in the main environments of an oceanic archipelago (Canary Islands): an updated approach. *Mammalian Biology*, 74(3), 169-181.
- Nogales, M., Martín, A., Delgado, G., & Emmerson, K. (1988). Food spectrum of the feral cat (*Felis catus L.*, 1758) in the juniper woodland on El Hierro (Canary Islands). *Bonner Zoologische Beiträge*, 39, 1-6.
- Nogales, M., Martín, A., Tershy, B. R., Donlan, C. J., Veitch, D., Puerta, N., Wodd, B. & Alonso, J. (2004). A review of feral cat eradication on islands. *Conservation Biology*, 18(2), 310-319.
- Norrdahl, K., & Korpimäki, E. (2000). Do predators limit the abundance of alternative prey? Experiments with vole-eating avian and mammalian predators. *Oikos*, 91(3), 528-540.
- Norrdahl, K., Klemola, T., Korpimäki, E., & Koivula, M. (2002). Strong seasonality may attenuate trophic cascades: vertebrate predator exclusion in boreal grassland. *Oikos*, 99(3), 419-430.
- O'Brien, T.G. (2011). *Abundance, Density and Relative Abundance: A Conceptual Framework*. In: O'Connell, A.F., Nichols, J.D., Karanth, K.U. (Eds), *Camera Traps in Animal Ecology*. Springer, Tokyo.
- Oro, D., Sanz-Aguilar, A., Carbonell, F., Grajera, J., & Torre, I. (2021). Multi-species prey dynamics influence local survival in resident and wintering generalist predators. *Oecologia*, 197(2), 437-446.
- Orsini, P., Cassaing, J., Duplantier, J. M., & Croset, H. (1982). Premières données sur l'écologie des populations naturelles de souris, *Mus spretus* Lataste et *Mus musculus domesticus* Ruddy dans le midi de la France. *Revue d'Ecologie, Terre et Vie*, 36(3), 321-336.
- Palomo, L. J., Justo, E. R., & Vargas, J. M. (2009). *Mus spretus* (Rodentia: muridae). *Mammalian species*, (840), 1-10.

Palomo, L.J. (2007). *Mus spretus* Lataste, 1883, In: Palomo, L.J., Gisbert, J. & Blanco, J.C. (Eds.), *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad - SECEM-SECEMU, Madrid, Spain, pp. 464–466.

Pattinson, N. B., Van De Ven, T. M., Finnie, M. J., Nupen, L. J., McKechnie, A. E., & Cunningham, S. J. (2022). Collapse of Breeding Success in Desert-Dwelling Hornbills Evident Within a Single Decade. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10, 842264.

Paupério, J., Vale-Gonçalves, H.M., Cabral, J.A., Mira, A. & Bencatel, J., (2019). *Roedores*. In: Bencatel, J., Sabino-Marques, H., Álvares, F., Moura, A.E. & Barbosa, A.M. (Eds.), *Atlas de Mamíferos de Portugal*, 2ª edição. Universidade de Évora, Portugal, pp. 116-149.

Pearce, J. & Ferrier, S. (2000) Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling*, 133, 225–245.

Peck, D. R., Faulquier, L., Pinet, P., Jaquemet, S., & Le Corre, M. (2008). Feral cat diet and impact on sooty terns at Juan de Nova Island, Mozambique Channel. *Animal Conservation*, 11(1), 65-74.

Pickerell, G. A., O'Donnell, C. F., Wilson, D. J., & Seddon, P. J. (2014). How can we detect introduced mammalian predators in non-forest habitats? A comparison of techniques. *New Zealand Journal of Ecology*, 38, 86–102.

Pita, R., Mira, A., & Mathias, M. L. (2003). Small mammal community structure in two successional stages of a Mediterranean ecosystem. *Galemys*, 15(especial), 67-79.

Pontier, D., Say, L., Debias, F., Bried, J., Thioulouse, J., Micol, T., & Natoli, E. (2002). The diet of feral cats (*Felis catus* L.) at five sites on the Grande Terre, Kerguelen archipelago. *Polar Biology*, 25(11), 833-837.

Potter, C. (1991). The impact of cats on native wildlife. *Australian National Parks and Wildlife Service, Canberra*.

Pounds, C. J. (1981). *Niche overlap in sympatric populations of stoats (Mustela erminea) and weasels (M. nivalis) in North-East Scotland*. University of Aberdeen, United Kingdom.

Pyke, G. H. (1984). Optimal foraging theory: a critical review. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 15, 523–575.

R Core Team (2021). R: A Language and Environment for Statistical Computing (versão 4.1.2). Vienna, Austria. Disponível em: <https://www.r-project.org/>. Consultado a 5 de junho de 2022.

Reaser, J. K., Meyerson, L. A., Cronk, Q., De Poorter, M. A. J., Eldrege, L. G., Green, E., Kairo, M., Latasi, P., Mack, R., Mauremootoo, J., O'Dowd, D., Orapa, W., Sastroutomo, S., Saunders, A., Shine, C., Thrainsson, S., & Vaiutu, L. (2007). Ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species in island ecosystems. *Environmental Conservation*, 34(2), 98-111.

Recio, M. R., Mathieu, R., Virgós, E., & Seddon, P. J. (2014). Quantifying fine-scale resource selection by introduced feral cats to complement management decision-making in ecologically sensitive areas. *Biological Invasions* 16, 1915–1927

Rhymer, J. M., & Simberloff, D. (1996). Extinction by hybridization and introgression. *Annual review of ecology and systematics*, 27, 83-110.

Riaz, T., Shehzad, W., Viari, A., Pompanon, F., Taberlet, P., & Coissac, E. (2011). ecoPrimers: inference of new DNA barcode markers from whole genome sequence analysis. *Nucleic acids research*, 39(21), e145-e145.

Richard, U., Byamungu, R. M., Magige, F., & Makonda, F. B. (2022). Microhabitat, altitude and seasonal influence on the abundance of non-volant small mammals in Mount Rungwe forest nature reserve. *Global Ecology and Conservation*, 35, e02069.

Robley, A., Gormley, A., Woodford, L., Lindeman, M., Whitehead, B., Albert, R., Bowd, M. & Smith, A. (2010). *Evaluation of camera trap sampling designs used to determine change in occupancy rate and abundance of feral cats*. Arthur Rylah Institute for Environmental Research in partnership with Australian Government Department of the Environment, Water, Heritage and the Arts.

Rosalino L., Ferreira D., Leitão I. & Santos-Reis M. (2011). Selection of nest sites by wood mice *Apodemus sylvaticus* in a Mediterranean agro-forest landscape. *Ecological Research*, 26, 445–452.

Rosalino L., Ferreira D., Leitão I. & Santos-Reis M. (2011a). Usage patterns of Mediterranean agro-forest habitat components by wood mice *Apodemus sylvaticus*. *Mammalian Biology*, 76, 268–273.

Rosalino, L. M., do Rosario, J., & Santos-Reis, M. (2009). The role of habitat patches on mammalian diversity in cork oak agroforestry systems. *Acta Oecologica*, 35(4), 507-512.

Rosenzweig, M.L., & Abramsky, Z. (1993). *How are diversity and productivity related?* In: Ricklefs, R.E., & Schluter, D. (Eds.), *Species Diversity in Ecological Communities: Historical and Geographical Perspectives*. The University of Chicago Press, Chicago, pp. 52–65.

RStudio Team (2020). RStudio: Integrated Development for R. RStudio. PBC, Boston, MA. Disponível em: <http://www.rstudio.com/>. Consultado a 5 de junho de 2022.

Russell, J. C., Meyer, J. Y., Holmes, N. D., & Pagad, S. (2017). Invasive alien species on islands: impacts, distribution, interactions and management. *Environmental Conservation*, 44(4), 359- 370.

Sabino-Marques, H., & Mira, A. (2011). Living on the verge: are roads a more suitable refuge for small mammals than streams in Mediterranean pastureland?. *Ecological Research*, 26(2), 277-287.

Santero, M.E.D. & Alvarez, S.J.P. (1985). *Clave para los Micromamíferos (Insectivora e Rodentia) de Centro e Sur de la Península Ibérica*. Ediciones Universidad de Salamanca, Salamanca.

Schoener, T.W. (1983) Field experiments on interspecific competition. *The American Naturalist*, 122, 240–285.

Seabrook, W. (1990). The impact of the feral cat (*Felis catus*) on the native fauna of Aldabra Atoll, Seychelles. *Revue d'Ecologie, Terre et Vie*, 45(2), 135-145.

Serpell, J.A., (2000). *Domestication and history of the cat*. In: Turner, D.C. & Bateson, P. (Eds.), *The Domestic Cat: The Biology and Its Behaviour*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 179–192.

Sherrill-Mix, S. (2021). taxonomizr: Functions to Work with NCBI Accessions and Taxonomy. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=taxonomizr>. Consultado a 10 de julho de 2022.

Shiels, A. B., & Ramirez de Arellano, G. E. (2018). Invasive rats (*Rattus sp.*), but not always mice (*Mus musculus*), are ubiquitous at all elevations and habitats within the Caribbean National Forest, Puerto Rico. *Caribbean Naturalist*, 48, 1-14.

Shigesada, N., & Kawasaki, K. (1997). *Biological invasions: theory and practice*. Oxford University Press, UK.

Sikes, R. S., & Gannon, W. L. (2011). The Animal Care and Use Committee of the American Society of Mammalogists, Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. *Journal of mammalogy*, 92(1), 235-2.

Silva, L., Land, E. O., Luengo, J. L. R. & Daehler, C. (2008). *Invasões Biológicas*. In: Silva, L., Land, E. O. & Luengo, J. L. R. (Eds.) *Flora e Fauna Terrestre Invasora na Macaronésia. TOP 100 nos Açores, Madeira e Canárias*. ARENA, Ponta Delgada, pp. 29-50.

Silva, M.G. & A.R. Moura. (2000). *Vegetação Dunar*. Folheto de divulgação do Parque Natural da Ria Formosa. Edição Senigra, 4ª Edição.

Simões, L.G. (2009). Dissertação para obtenção do grau de mestre em Biologia da Conservação - *Factores determinantes da diversidade e abundância de mamíferos num sistema agro-silvo-pastoril mediterrânico*. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.

Simonetti, J. A. (1989). Microhabitat use by small mammals in central Chile. *Oikos*, 56 (3), 309-318.

Spatz, D. R., Zilliacus, K. M., Holmes, N. D., Butchart, S. H., Genovesi, P., Ceballos, G., Tershy, B. R. & Croll, D. A. (2017). Globally threatened vertebrates on islands with invasive species. *Science advances*, 3(10), e1603080.

Stokes, V. L., Banks, P. B., Pech, R. P., & Spratt, D. M. (2009). Competition in an invaded rodent community reveals black rats as a threat to native bush rats in littoral rainforest of south-eastern Australia. *Journal of Applied Ecology*, 46(6), 1239-1247.

Sunyer, P., Munoz, A., Bonal, R., & Espelta, J. M. (2013). The ecology of seed dispersal by small rodents: a role for predator and conspecific scents. *Functional Ecology*, 27(6), 1313-1321.

Tarjuelo, R., Morales, M. B., & Traba, J. (2011). Breadth and specialization in microhabitat selection: The case of the Algerian Mouse (*Mus spretus*) in Central Spain. *Revue d'Ecologie, Terre et Vie*, 66(2), 145-156.

Teerink, B.J. (1991). *Hair of West-European Mammals*. Cambridge University Press, Cambridge.

Teixeira, D., Carrilho, M., Mexia, T., Köbel, M., Santos, M. J., Santos-Reis, M., & Rosalino, L. M. (2017). Management of Eucalyptus plantations influences small mammal density: Evidence from Southern Europe. *Forest Ecology and Management*, 385, 25-34.

Teixeira, D., Magalhães, A., Ares-Pereira, G., Lima, C., Castro, G., Camarinha, C., Fonseca, C. & Rosalino, L. M. (2022). Determinants of the relative abundance of rodents in landscapes dominated by Eucalyptus plantations. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 95(4), 582–593.

Tershy, B. R., Shen, K. W., Newton, K. M., Holmes, N. D., & Croll, D. A. (2015). The importance of islands for the protection of biological and linguistic diversity. *Bioscience*, 65(6), 592-597.

Tershy, B.R., Donlan, D.J., Keitt, B.S., Croll, D.A., Sa´nchez, J.A., Wood, B., Hermosillo, M.A., Howald, G.R. & Biavaschi, N. (2002). *Island conservation in north-west Mexico: a conservation model integrating research, education and exotic mammal eradication*. In: Veitch, C.R. & Clout, M.N. (Eds.), *Turning the Tide: The Eradication of Invasive Species*. World Conservation Union, Gland, Switzerland, pp. 293–300.

Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M., & Jeltsch, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of biogeography*, 31(1), 79-92.

Tollit, D. J., Schulze, A. D., Trites, A. W., Olesiuk, P. F., Crockford, S. J., Gelatt, T. S., Ream, R. R., & Miller, K. M. (2009). Development and application of DNA techniques for validating and improving pinniped diet estimates. *Ecological Applications*, 19(4), 889-905.

Torre, I., Díaz, M., & Arrizabalaga, A. (2014). Additive effects of climate and vegetation structure on the altitudinal distribution of greater white-toothed shrews *Crocidura russula* in a Mediterranean mountain range. *Acta theriologica*, 59(1), 139-147.

Traba, J., Acebes, P., Campos, V. E., & Giannoni, S. M. (2010). Habitat selection by two sympatric rodent species in the Monte desert, Argentina. First data for *Eligmodontia moreni* and *Octomys mimax*. *Journal of Arid Environments*, 74(2), 179-185.

Trites, A. W., & Joy, R. (2005). Dietary analysis from fecal samples: how many scats are enough? *Journal of Mammalogy*, 86(4), 704-712.

Trolle, M. & Kery, M. (2005). Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia*, 69, 409–416.

Trouwborst, A., McCormack, P. C., & Martínez Camacho, E. (2020). Domestic cats and their impacts on biodiversity: A blind spot in the application of nature conservation law. *People and Nature*, 2(1), 235-250.

Valentini, A., Miquel, C., Nawaz, M. A., Bellemain, E. V. A., Coissac, E., Pompanon, F., Gielly, L., Cruaud, C., Nascetti, G., Wincker, P., Swenson, J. E., & Taberlet, P. (2009). New perspectives in diet analysis based on DNA barcoding and parallel pyrosequencing: the trnL approach. *Molecular ecology resources*, 9(1), 51-60.

van Dijk, J., Hauge, K., Landa, A., Andersen, R., & May, R. (2007). Evaluating scat analysis methods to assess wolverine *Gulo gulo* diet. *Wildlife Biology*, 13, 62-67.

Veitch, C. R. (2001). The eradication of feral cats (*Felis catus*) from little Barrier Island, New Zealand. *New Zealand journal of zoology*, 28(1), 1-12.

Vicente, M. (2004). *Caracterização da Fauna do Parque Natural da Ria Formosa* (Estudo Inserido no Âmbito da Revisão do Plano de Ordenamento do PNRF). ICNF.

Vitousek, P. M. (1988). Diversity and biological invasions of oceanic islands. *Biodiversity*, 20, 181-189.

Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., & Melillo, J. M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277(5325), 494-499.

Williams, B. K., Nichols, J. D. & Conroy, M. J. (2002). *Analysis and management of animal populations*. Academic Press. San Diego, California.

Williamson, M. (1996) *Biological Invasions*. Chapman & Hall, London.

Williamson, M. H. (1981). *Island populations*. Oxford University Press, USA.

Williamson, S. D., van Dongen, R., Trotter, L., Palmer, R., & Robinson, T. P. (2021). Fishing for Feral Cats in a Naturally Fragmented Rocky Landscape Using Movement Data. *Remote Sensing*, 13(23), 4925.

Zar, J.H. (2010). *Biostatistical Analysis*. Pearson Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey

Zarzoso-Lacoste, D., Bonnaud, E., Corse, E., Gilles, A., Meglecz, E., Costedoat, C., Gouni, A., & Vidal, E. (2016). Improving morphological diet studies with molecular ecology: an application for invasive mammal predation on island birds. *Biological Conservation*, 193, 134-142.

Zeale, M. R., Butlin, R. K., Barker, G. L., Lees, D. C., & Jones, G. (2011). Taxon-specific PCR for DNA barcoding arthropod prey in bat faeces. *Molecular ecology resources*, 11(2), 236-244.

Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R* (Vol. 574). New York, Springer.

## 6. ANEXOS

### Anexo A – Descrição da metodologia utilizada para a análise genética dos dejetos

#### 1. Extração de ADN genómico de excrementos

Dado a especificidade das amostras de excrementos, estas foram processadas num laboratório específico do CIBIO, dedicado exclusivamente à extração de ADN de amostras não invasivas. Este laboratório possui pressão positiva e esterilização por luz ultravioleta, de forma a minimizar os riscos de contaminação das amostras. A extração de ADN foi realizada com base no excremento todo (pequeno) ou numa parte do excremento (grandes dimensões), e seguindo o protocolo de extração de ADN por colunas da EZNA Tissue DNA kit (Omega Bio-Tek, GA, EUA) com um passo adicional inicial de digestão com um buffer de lavagem de lise descrito em Maudet *et al.*, 2004) durante 15 min a 56°C. No final do procedimento, foram realizadas duas eluições do ADN com 50µl de Elution Buffer do kit EZNA em cada eluição. O ADN foi guardado a -20°C até posterior processamento.

#### 2. Amplificação por PCR de um fragmento do gene COI e 12S do ADN mitocondrial

Dado a especificidade do ADN extraído de amostras não invasivas as amplificações foram realizadas num laboratório específico do CIBIO, dedicado exclusivamente aos PCR de amostras não invasivas. Foram utilizados dois pares de primers: i) MICOLintF (Leray *et al.*, 2013) e PolyShortCoiR (Carr *et al.*, 2011); e ii) 12S-V5.1F e 12S-V5.1AND2R (Riaz *et al.* 2011); ambos modificados com adaptadores Illumina para sequenciação de elevado débito no sistema Miseq (Illumina). A reação de amplificação foi realizada para cada uma das amostras utilizando uma solução composta por 5µl do kit comercial Master Mix (Qiagen), 0,4µl do primer forward, 0,4µl do primer reverse, 3,2µl de água pura e cerca de 2,5 a 4µl de ADN extraído, dependendo da qualidade e quantidade do ADN presente em cada amostra. Um controlo negativo foi sempre utilizado para controlar possíveis contaminações. Foram realizadas três réplicas para cada uma das amostras. A amplificação foi realizada num Termociclador T100 (Bio-Rad), usando o seguinte programa de PCR:

1. Desnaturação inicial do ADN a 95°C durante 15 minutos;
2. Cinco ciclos com desnaturação a 95°C durante 30 segundos, annealing a 50°C durante 45 segundos com touchdown 0,5°C por ciclo, e extensão a 72°C durante 30 segundos;
3. 35 ciclos com desnaturação a 95°C durante 30 segundos, annealing a 48°C durante 45 segundos e extensão a 72°C durante 30 segundos;
4. Extensão final a 60°C durante 30 minutos.

A confirmação do sucesso de amplificação foi realizada em gel de agarose 2% e por eletroforese.

#### 3. Sequenciação dos fragmentos amplificados do gene COI e 12S do ADN mitocondrial pelo método de MiSeq

Os fragmentos de PCR amplificados anteriormente foram submetidos a uma segunda amplificação com o objetivo de indexar os adaptadores P5/P7 aos indexes dos primers, e assim permitir a identificação individual das sequências. Após a indexação, as amostras foram limpas com AMPure beads (Beckman Coulter), quantificadas com o Nanodrop 1000 (Thermo Scientific), normalizadas e foi efetuado um pool de todas as amostras para sequenciação. A sequenciação foi realizada na plataforma MiSeq, com cobertura, isto é, número previsto de sequencias para cada fragmento, de aproximadamente 30000 “reads”, perfazendo um total de 90000 “reads” por amostra e marcador. Adicionalmente, foi

incluído na corrida PhiX Control v3 library (Illumina), 15 - 20%, com o objetivo de aumentar a diversidade da biblioteca e a performance da sequenciação.

#### 4. Leitura das sequências obtidas pelo método de MiSeq e análise de similaridade para identificação dos taxa

As sequências de ADN obtidas anteriormente pelo método de MiSeq foram processadas bio-informaticamente usando o programa OBITools (Boyer *et al.* 2016), e seguindo a metodologia descrita em (Galhardo *et al.* 2018). Resumidamente, uma desmultiplexação inicial foi realizada usando a plataforma Illumina BaseSpace, e os ficheiros R1 e R2 alinhados usando ‘illuminapairedend’. Sequências consenso com um valor de alinhamento inferior a 40 foram eliminadas. Posteriormente, as sequências foram assignadas a cada amostra através da opção ‘ngsfilter’. As sequências foram depois separadas por primer e dereplicated usando a opção ‘obiuniq -m’. Adicionalmente, sequências com tamanho diferente do expectável foram eliminadas, bem como sequências que ocorrem apenas uma vez. Além disso, a opção ‘obiclean’ foi usada para filtrar as sequências com possíveis indel ou erros de substituição. Finalmente, uma tabela com o número obtido de sequências foi produzida através da opção ‘obitab’. A identificação dos taxa foi realizada com recurso a uma ferramenta de busca de similaridade entre sequências biológicas a partir de base de dados internacionais de referência (NCBI Nucleotide BLAST).

Uma taxonomia completa para cada resultado de blast foi obtida usando o package “taxonomizr” em R (Sherrill-Mix, 2021). A partir daí, um script python foi usado para condensar as identificações taxonómicas atribuídas a cada ESV. O agrupamento considera a atribuição ao nível de espécie como tendo uma percentagem de identidade de pelo menos 98%, enquanto os limites de identidade inferiores foram fixados para atribuições à Ordem ou níveis taxonómicos inferiores (<92% de identidade), Família (≥92%) e Género (≥ 95%). O número de leituras das identificações taxonómicas resultantes foi somado por amostra, e os taxa que exibiram menos que as leituras ZZZ por amostra foram excluídos das análises posteriores.

#### **Anexo B - Identificação da idade e sexo de alguns dos indivíduos *Mus spretus* capturados em cada grelha (F- fêmeas, M- machos)**

	<b>Adultos</b>		<b>Imaturos</b>		<b>Total</b>	
<b>Grelha A</b>	17		4		21	
	6 F	10 M	1 F	3 M	7 F	13 M
<b>Grelha B</b>	49		26		75	
	21 F	27 M	15 F	11 M	36 F	38 M
<b>Total</b>	66		30		96	
	26 F	37 M	16 F	14 M	43 F	51 M



## Anexo C - Lista de Modelos Gerados

### C.1. Restantes modelos gerados para explicar a variação da presença de *Mus spretus*

#### C.1.1. Hipótese do Habitat

Modelos	(Intercept)	Dist_Min_Mar	Dist_Min_Ria	Perc_Arbustivo	Perc_Areia	Perc_Herbacea	df	logLik	AICc	ΔAICc	weight
6	-2,253	0,749		0,295			4	-426,819	861,671	4,064	0,044
12	-2,266	0,779	0,256		-0,205		5	-426,594	863,236	5,629	0,020
26	-2,253	0,764			-0,255		5	-426,687	863,422	5,816	0,018
14	-2,253	0,764		0,332	0,047		5	-426,687	863,423	5,816	0,018
30	-2,253	0,764		0,332	0,047	+	5	-426,687	863,423	5,816	0,018
22	-2,253	0,764		0,280			5	-426,687	863,423	5,816	0,018
20	-2,257	0,804	0,212				5	-427,886	865,820	8,214	0,006
4	-2,250	0,767	0,225				4	-429,121	866,274	8,668	0,004
10	-2,240	0,666			-0,190		4	-429,836	867,703	10,097	0,002
18	-2,230	0,780					4	-429,926	867,883	10,276	0,002
2	-2,224	0,718					3	-431,566	869,151	11,545	0,001
5	-2,303			0,292			3	-432,176	870,372	12,766	0,000
7	-2,318		-0,232	0,295			4	-431,273	870,578	12,972	0,000
25	-2,303				-0,270		4	-432,171	872,374	14,768	0,000
13	-2,303			0,282	-0,013		4	-432,171	872,374	14,768	0,000
29	-2,303			0,282	-0,013	+	4	-432,171	872,374	14,768	0,000
21	-2,303			0,296			4	-432,171	872,374	14,768	0,000
23	-2,318		-0,234	0,291			5	-431,270	872,587	14,981	0,000
27	-2,318		-0,234		-0,265		5	-431,270	872,587	14,981	0,000
15	-2,318		-0,234	0,307	0,015		5	-431,270	872,587	14,981	0,000
31	-2,318		-0,234	0,307	0,015	+	5	-431,270	872,587	14,981	0,000
9	-2,284				-0,210		3	-434,217	874,453	16,847	0,000
11	-2,299		-0,191		-0,203		4	-433,658	875,348	17,741	0,000

<b>1</b>	-2,265						2	-436,859	877,728	20,122	0,000
<b>3</b>	-2,283		-0,214				3	-436,117	878,254	20,647	0,000
<b>19</b>	-2,290		-0,248				4	-435,135	878,302	20,696	0,000
<b>17</b>	-2,271						3	-436,161	878,342	20,735	0,000

### C.1.2. Hipótese da Perturbação

<b>Modelos</b>	<b>(Intercept)</b>	<b>Dist_Colonia_A</b>	<b>Dist_Colonia_M</b>	<b>Dist_Min_Restaurante</b>	<b>df</b>	<b>logLik</b>	<b>AICc</b>	<b>ΔAICc</b>	<b>weight</b>
<b>7</b>	-2,235		-0,045	0,828	4	-431,193	870,418	2,005	0,142
<b>6</b>	-2,235	-0,009		0,864	4	-431,197	870,427	2,013	0,141
<b>4</b>	-2,233	-0,533	-0,332		4	-431,685	871,402	2,988	0,087
<b>8</b>	-2,235	-0,012	-0,045	0,816	5	-431,193	872,434	4,020	0,052
<b>3</b>	-2,218		-0,758		3	-433,313	872,646	4,232	0,047
<b>1</b>	-2,265				2	-436,859	877,728	9,315	0,004

### C.1.3. Hipótese Combinada

Modelos	(Intercept)	Dist_Colonia_A	Dist_Min_Mar	Dist_Min_Restaurante	Dist_Min_Ria	Perc_Arbustivo	df	logLik	AICc	$\Delta$ AICc	weight
20	-2,272	-0,394	0,569			0,295	5	-424,800	859,648	2,041	0,065
24	-2,284	0,452	0,430	1,022		0,326	6	-423,855	859,777	2,171	0,061
32	-2,291	0,776	2,257	-1,238	1,102	0,295	7	-423,107	860,303	2,696	0,047
30	-2,283	0,426		1,575	-0,220	0,334	6	-424,221	860,510	2,903	0,042
22	-2,281	0,621		1,600		0,333	5	-425,315	860,677	3,070	0,039
19	-2,253		0,749			0,295	4	-426,819	861,671	4,064	0,024
18	-2,258	-0,889				0,272	4	-428,025	864,082	6,475	0,007
15	-2,253		3,187	-3,399	1,642		5	-427,534	865,116	7,510	0,004
26	-2,257	-0,967			-0,135	0,268	5	-427,703	865,455	7,848	0,004
11	-2,250		0,767		0,225		4	-429,121	866,274	8,668	0,002
16	-2,256	0,380	3,356	-3,266	1,750		6	-427,448	866,962	9,356	0,002
7	-2,245		0,445	0,455			4	-429,592	867,217	9,610	0,001
4	-2,243	-0,393	0,500				4	-429,749	867,530	9,923	0,001
12	-2,254	0,681	1,239		0,517		5	-428,869	867,785	10,179	0,001
5	-2,235			0,872			3	-431,197	868,414	10,807	0,001
13	-2,241			1,032	-0,204		4	-430,219	868,471	10,864	0,001
3	-2,224		0,718				3	-431,566	869,151	11,545	0,001
8	-2,245	-0,074	0,446	0,382			5	-429,587	869,221	11,615	0,001
17	-2,303					0,292	3	-432,176	870,372	12,766	0,000
2	-2,229	-0,837					3	-432,193	870,405	12,798	0,000
6	-2,235	-0,009		0,864			4	-431,197	870,427	12,820	0,000
14	-2,242	-0,095		0,940	-0,205		5	-430,210	870,467	12,861	0,000
25	-2,318				-0,232	0,295	4	-431,273	870,578	12,972	0,000
10	-2,233	-0,941			-0,151		4	-431,670	871,373	13,766	0,000
1	-2,265						2	-436,859	877,728	20,122	0,000
9	-2,283				-0,214		3	-436,117	878,254	20,647	0,000

## C.2 - Restantes modelos gerados para explicar a variação do número de gatos ferais

### C.2.1 Hipótese da Alimentação

Modelos	(Intercept)	Dist_Colonia	Dist_Restaurante	RAI_Roedores	RAI_Pass	df	logLik	AICc	$\Delta$ AICc	weight
7	2,273		-1,305	0,640		4	-32,973	76,298	2,946	0,060
4	2,273	1,062	-2,335			4	-33,899	78,151	4,799	0,030
3	2,273		-1,418			3	-36,046	79,425	6,073	0,010
14	2,273	-0,892		0,599	0,637	5	-36,911	87,572	14,220	0,000
10	2,273	-0,958			0,802	4	-38,788	87,928	14,576	0,000
6	2,273	-0,869		0,777		4	-39,032	88,416	15,064	0,000
2	2,273	-0,953				3	-41,748	90,829	17,477	0,000
5	2,273			0,871		3	-42,331	91,996	18,643	0,000
13	2,273			0,705	0,601	4	-40,975	92,303	18,951	0,000
9	2,273				0,796	3	-42,801	92,936	19,584	0,000
1	2,273					2	-44,906	94,443	21,091	0,000

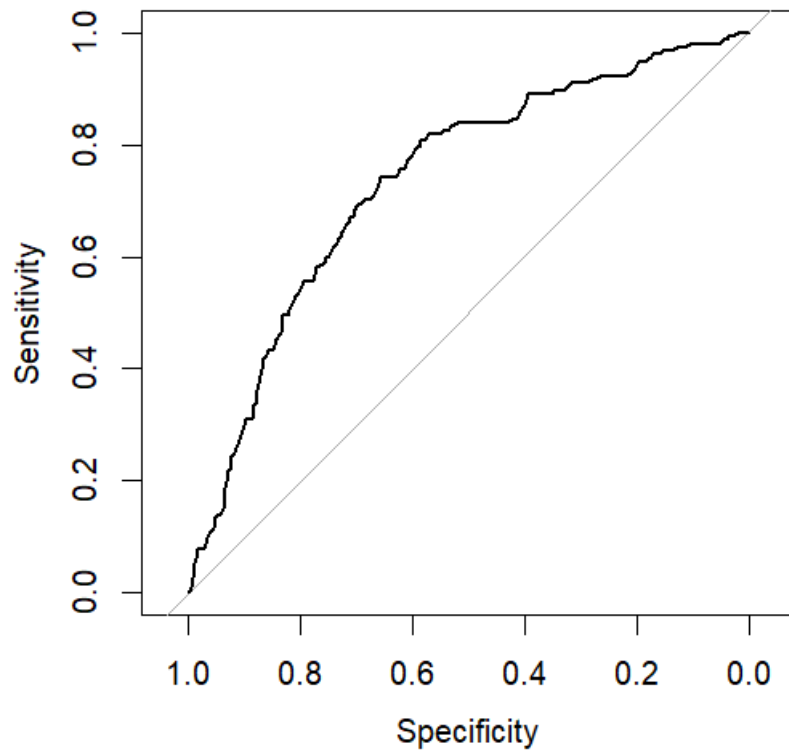
### C.2.2. Hipótese do Habitat

Modelos	(Intercept)	Dist_Mar	Dist_Passadico	Dist_Ria	df	logLik	AICc	$\Delta$ AICc	weight
3	2,273		-1,421		3	-35,987	79,308	2,811	0,157
8	2,273	-0,123	-1,669	-0,731	5	-32,995	79,739	3,242	0,127
4	2,273	0,327	-1,389		4	-35,243	80,838	4,341	0,073
1	2,273				2	-44,906	94,443	17,946	0,000
2	2,273	0,466			3	-44,229	95,792	19,295	0,000
5	2,273			-0,124	3	-44,859	97,052	20,555	0,000
6	2,273	0,591		0,217	4	-44,128	98,609	22,112	0,000

### C.2.3. Hipótese Combinada

Modelos	(Intercept)	Dist_Passadico	Dist_Restaurante	Dist_Ria	RAI_Pass	df	logLik	AICc	$\Delta$ AICc	weight
16	2,273	-1,118	-0,454	-0,722	0,737	6	-27,205	72,011	3,594	0,091
11	2,273		-1,362		0,684	4	-32,335	75,023	6,606	0,020
10	2,273	-1,343			0,629	4	-32,955	76,263	7,846	0,011
6	2,273	-1,629		-0,648		4	-33,072	76,497	8,080	0,010
12	2,273	-0,122	-1,244		0,679	5	-32,329	78,407	9,991	0,004
7	2,273		-1,557	-0,530		4	-34,111	78,574	10,158	0,003
2	2,273	-1,421				3	-35,987	79,308	10,891	0,002
3	2,273		-1,418			3	-36,046	79,425	11,009	0,002
8	2,273	-1,739	0,110	-0,654		5	-33,067	79,885	11,468	0,002
4	2,273	-0,784	-0,652			4	-35,855	82,063	13,646	0,001
9	2,273				0,796	3	-42,801	92,936	24,519	0,000
1	2,273					2	-44,906	94,443	26,026	0,000
13	2,273			-0,260	0,838	4	-42,557	95,468	27,051	0,000
5	2,273			-0,124		3	-44,859	97,052	28,635	0,000

**Anexo D - Curva “Receiver Operating Characteristic (ROC)” referentes ao melhor modelo para explicar as variações no número de gatos ao longo da Ilha**



**Anexo E – Imagens das câmaras de armadilhagem fotográfica**

**E.1. Gatos-ferais com presas, entre as quais roedores, passeriformes, osgas e peixes.**



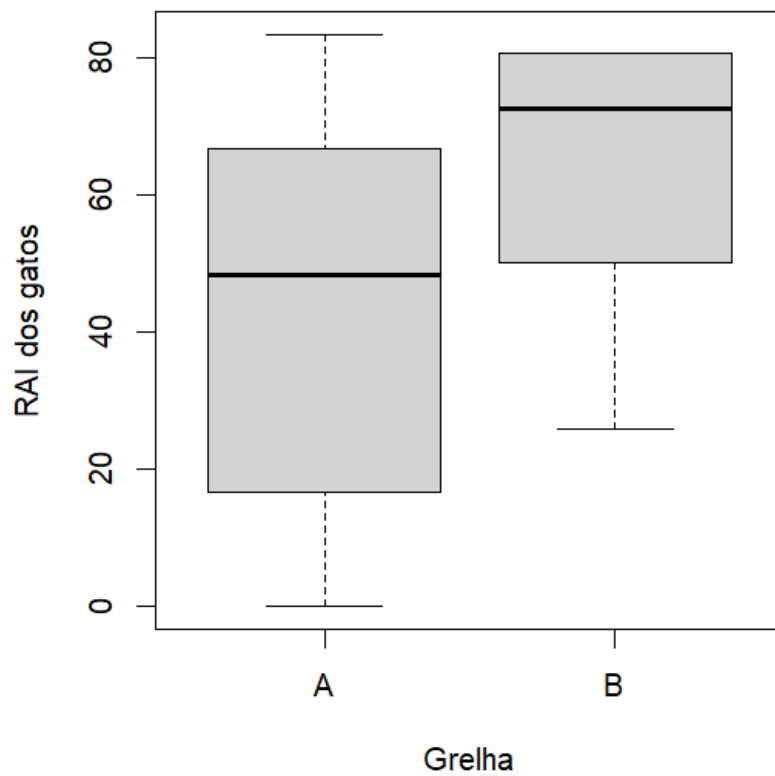
## E.2. Passeriformes e roedores debaixo do passadiço de madeira



**Anexo F – Tabela com o número de dias em que cada câmara esteve ativas, e respectivos números de fotos de gatos-ferais captadas, número de gatos diferentes detetados e RAI.**

<b>Câmara</b>	<b>Dias ativa</b>	<b>Nº fotos de gatos</b>	<b>Nº de gatos diferentes</b>	<b>RAI dos gatos</b>
<b>CAT18N</b>	358	0	0	0,0
<b>CAT29N</b>	390	0	0	0,0
<b>CAT8N</b>	325	0	0	0,0
<b>CAT28N</b>	358	1	1	2,8
<b>CAT9N</b>	324	1	1	3,1
<b>CAT2N</b>	349	2	1	5,7
<b>CAT19N</b>	354	2	1	5,6
<b>CAT10</b>	352	3	2	8,5
<b>CAT20N</b>	390	4	2	10,3
<b>CAT41N</b>	390	4	1	10,3
<b>CAT27N</b>	358	5	2	14,0
<b>CAT11N</b>	409	9	4	22,0
<b>CAT5N</b>	312	10	2	32,1
<b>CAT17N</b>	390	10	1	25,6
<b>CAT3N</b>	378	11	3	29,1
<b>CAT40N</b>	390	12	1	30,8
<b>CAT1N</b>	390	15	2	38,5
<b>CAT6N</b>	409	19	4	46,5
<b>CAT14N</b>	312	27	5	86,5
<b>CAT12N</b>	409	43	5	105,1
<b>CAT4N</b>	409	91	6	222,5
<b>CAT13N</b>	347	141	6	406,3

**Anexo G – Diagrama de caixa do Índice de Abundância Relativa dos gatos-ferais em cada grelha de amostragem dos roedores**



## Anexo H – Resultados da análise genética dos dejetos

### H.1. Análise com o marcador molecular 12s

Taxa	Reference Field	5	6	10	11	12	15	16	17	18	22	23
Reference CIBIO		SW22.NI094	SW22.NI095	SW22.NI099	SW22.NI100	SW22.NI101	SW22.NI104	SW22.NI105	SW22.NI106	SW22.NI107	SW22.NI111	SW22.NI112
Family	Alaudidae							834	577			
Genus	Alauda							45	15			
Family	Felidae	33317	56703	166833	140344	147072	92793	177378	125095	182349	145639	141
Genus	Felis	32988	53100	165389	139140	113171	90142	177036	76487	179611	144674	133
Family	Laridae	137	34	702		302	468	354	2607		400	
Genus	Pinguinus										34	
Genus	Sternula										366	
Species	Sternula albifrons										36	
Family	Muridae			21	306			16	170	32	2329	
Genus	Mus			21	280			16	170	32	1570	
Genus	Rattus				26						747	
Species	Rattus norvegicus										672	
Family	Phasianidae	15		574			152	4226		112	278	
Genus	Gallus	15		574			152	4226		112	278	
Species	Gallus gallus	15		548			151	4051		107	268	
Family	Podicipedidae			42			18	98	12		12	
Family	Scincidae	1056		107								
Genus	Chalcides	1056		107								
Species	Chalcides bedriagai	978		96								
Family	Sparidae			50			111		2203	196		
Genus	Diplodus			50			111			196		
Genus	Spondyliosoma								2193			
Species	Spondyliosoma cantharus								2173			
Family	Suidae	19										
Genus	Sus	19										
Species	Sus scrofa	19										

## H.2. Análise com o marcador molecular COI

Reference Field	5	6	10	11	12	15	16	17	18	22	23	
Taxa	Reference CIBIO	SW22.NI094	SW22.NI095	SW22.NI099	SW22.NI100	SW22.NI101	SW22.NI104	SW22.NI105	SW22.NI106	SW22.NI107	SW22.NI111	SW22.NI112
Family	Alaudidae							11				
Genus	Galerida							11				
Species	Galerida cristata							11				
Family	Felidae	8475	12753	1791	1355	1087	14021	1910	24	21931	24603	3306
Genus	Felis	8450	12753	1791	1355	1056	14014	1910	19	21876	24568	3302
Family	Laridae					12	32				72	
Genus	Larus						32					
Genus	Sternula										72	
Species	Sternula albifrons										72	
Family	Muridae	13			12					9	187	
Genus	Mus	13			12					9	10	
Species	Mus spretus	13			12					9	10	
Genus	Rattus										177	
Species	Rattus norvegicus										177	
Family	Phasianidae		271				6	3				
Genus	Gallus		271				6	3				
Species	Gallus gallus		271				6	3				
Family	Rajidae	79								187		
Genus	Raja	79								187		
Species	Raja undulata	79								187		
Family	Sepiidae	10								49		
Genus	Sepia	10								49		
Family	Suidae	4	7									
Genus	Sus	4	7									
Species	Sus scrofa	4	7									
Family	Tipulidae		137								148	
Genus	Tipula		137								148	
Species	Tipula oleracea		137								148	