

*CARACTERIZAÇÃO DE UMA POPULAÇÃO
INSULAR DE ROEDORES INVASORES.
O CASO DO RATO PRETO (RATTUS RATTUS)
NA ILHA DA BERLENGA.*

Tânia Nascimento

Nº Mec.: 68850

Julho, 2016

Agradecimentos

A todas as pessoas e instituições que possibilitaram a concretização deste trabalho, seja pelo apoio profissional ou humano. Em especial:

Aos orientadores, Nuno Oliveira e Professor Dr. António Luís, pelo apoio, disponibilidade, opiniões e críticas, e no solucionar de dúvidas e problemas que foram surgindo.

À Isabel Fagundes, pela disponibilidade, ajuda, aprendizagem, amizade e os nossos momentos de maldade.

Aos vigilantes da Reserva Paulo Crisóstomo, Eduardo Mourato e António Figueiredo, por toda a ajuda, pelo fantástico acolhimento, momentos de descontração, incentivo e partilha.

A todos os voluntários e estagiários da SPEA que ajudaram na realização dos vários trabalhos de campo envolvidos neste estudo. Em especial à Marta Proietti Mancini, Marta Catita e Carlos Tejada Baena. Por todas as conversas malucas, companhia, carinho e ajuda.

À Direção Geral de Faróis, em especial a todos os faroleiros de serviço no Farol da Berlenga, pelo transporte para a ilha, simpatia e amizade.

Aos amigos, pelo companheirismo, pelos desabafos e palavras de incentivo, obrigado por acreditarem em mim mais do que eu. Em especial para a Sara Peixoto e Rodrigo Almeida. A todos os que partilharam e acompanharam os momentos de escrita, em especial a Andreia Mortágua e Guilherme Teixeira, o sofrimento é sempre melhor quando é partilhado.

À minha família, pela compreensão, preocupação e estímulo, por toda a ajuda dispensada e todo o amor.

Índice

Resumo	3
Introdução.....	4
O rato-preto - caracterização da espécie	6
Arquipélago das Berlengas	8
Materiais e métodos	12
Área de estudo	12
Aspetos biométricos	13
Estudo da densidade e variação mensal das abundâncias.....	14
Captura de ratos.....	14
Análise de dados.....	15
Estudo da dieta.....	16
Captura de ratos.....	16
Análise estomacal e fecal	17
Análise de dados.....	18
Radio-telemetria	18
Resultados.....	20
Aspetos biométricos	20
Estudo da densidade e variação de abundância anual	20
Radio-telemetria	24
Estudo da dieta.....	28
Discussão	33
Aspetos biométricos e reprodução.....	33
Estimação de efetivos e áreas vitais	35
Dieta.....	37
Considerações finais	40
Referências.....	42

Resumo

Mais de 80% de todos os arquipélagos possuem roedores introduzidos que podem afetar a estrutura e função dos ecossistemas, incluindo a diminuição ou a extinção de espécies endémicas, com especial impacto na flora e na avifauna marinha. Entender as interações destes roedores e o ecossistema onde estão inseridos, ao nível da sua posição na cadeia alimentar e na colheita de dados comportamentais auxilia os esforços de gestão de espécies invasoras e conservação de fauna e flora nativas. Para esse efeito foram estudados os hábitos alimentares pelas análises dos conteúdos do tubo digestivo, o tamanho da população e as variações anuais do número de indivíduos, recorrendo a métodos de captura-recaptura, bem como a estimação de áreas vitais por radio-telemetria da população de rato-preto presente na ilha da Berlenga, uma das zonas de maior importância na nidificação de aves marinhas da costa portuguesa. Pelos resultados pode-se constatar que a população da Berlenga exhibe um forte dimorfismo sexual onde se verifica o fenómeno de gigantismo insular. A abundância de ratos é maior nos meses de Primavera, onde a abundância de recursos é maior e nos fins do Outono, sendo menor nos meses de Verão. A densidade populacional estimada variou de 40.15 ind/ha e 36.36 ind/ha em duas zonas da ilha (Ilha Velha e Berlenga, respetivamente), embora os valores possam ser sobrestimados devido ao baixo número de recapturas. Dos 8 ratos seguidos as áreas vitais calculadas foram menores do que o normalmente registado para a espécie, com uma média de 0.098 ha, não havendo diferenças significativas entre machos e fêmeas. A dieta do rato-preto, entre os meses de janeiro e abril, foi avaliada num conjunto de 23 indivíduos e consistiu maioritariamente de plantas (94.30%) e invertebrados (5.59%). Os resultados confirmam uma dieta variada, mas seletiva, com 13 espécies de plantas identificadas e 7 grupos distintos de invertebrados. Na flora as espécies mais predadas foram a *Calendula suffruticosa*, *Urtica membranacea* e *Atriplex prostrata*; nos vertebrados os grupos mais afetados foram as larvas de Lepidoptera, Coleoptera e uma espécie de aranha-lobo do género *Arctosa*. Não houve registo do consumo de plantas endémicas nem invasoras. As sementes foram as partes mais consumidas, afetando estas comunidades tanto pela sua predação como dispersão. Vestígios de penas foram encontrados em 21.7% dos estômagos analisados.

Introdução

A invasão de ecossistemas por espécies exóticas é considerada como a segunda causa mais importante de perda de biodiversidade logo a seguir à destruição e fragmentação de habitat (Vitousek, Mooney, et al. 1997; Lowe et al. 2000; Nogales et al. 2006). Grande parte das invasões tiveram causas humanas. Intencionalmente ou inadvertidamente os humanos movem espécies para fora das suas áreas naturais, estabilizando e prosperando em novos habitats (Vitousek, Mooney, et al. 1997; Vitousek, D'Antonio, et al. 1997). Os impactos causados pelas espécies invasoras passam por alterações dos caminhos evolutivos das espécies nativas, quer seja por competição, predação, hibridação, afetando a estrutura e funcionamento dos ecossistemas e ultimamente a extinção (Mooney & Cleland 2001). Podem ainda afetar negativamente a saúde humana e originam grandes perdas económicas em setores como a agricultura e a silvicultura (Vitousek, D'Antonio, et al. 1997).

Em 2001 a IUCN publicou a lista das 100 piores espécies invasoras, baseando-se no seu sério impacto na diversidade biológica e atividades humanas (Lowe et al. 2000). A lista apresenta uma grande variedade de grupos taxonómicos. Os grupos com maior representação são as plantas (32 espécies), os invertebrados terrestres (17 espécies) e os mamíferos (14 espécies).

Os ecossistemas insulares, que evoluíram em isolamento, são particularmente vulneráveis a estas invasões. As ilhas apresentam relativamente pouca diversidade de plantas e animais, redes tróficas simplificadas e altos níveis de endemismos. As espécies presentes evoluíram na ausência de fortes influências ecológicas (competição, parasitismo, predação, etc.) explicando a elevada suscetibilidade desses ecossistemas a perturbações e os elevados níveis de extinções já registados (Courchamp et al. 2003; Nogales et al. 2006).

Diferentes tipos de interações entre espécies têm diferentes consequências. A predação é o tipo de interação que tem causado um maior número de extinções. Sozinha é responsável por mais de 30% das extinções registadas em vertebrados (Sax & Gaines 2008). Outros grupos taxonómicos também são afetados de distintas maneiras, apesar das extinções em plantas serem

relativamente raras quando comparadas com as extinções de vertebrados terrestres, onde as aves são o grupo mais afetado (Sax & Gaines 2008).

A introdução de mamíferos predadores é a maior causa de extinção de aves em ecossistemas insulares (Courchamp et al. 2003; Blackburn et al. 2004). Entre as espécies de mamíferos responsáveis pela maior parte dos danos em ilhas estão os ratos, os gatos, as cabras, os coelhos e os javalis (Courchamp et al. 2003). Cada introdução sucessiva de predadores aumenta o número de espécies perdidas, especialmente de espécies endémicas. A ameaça a aves nativas é maior em ilhas grandes, isoladas e que foram colonizadas mais recentemente. Em ilhas mais pequenas e facilmente colonizáveis as espécies mais suscetíveis a predadores exóticos já foram, presumivelmente, extintas. No entanto o estabelecimento de novas espécies predadoras levará a extinções adicionais, permanecendo assim como uma das maiores ameaças para a avifauna insular (Blackburn et al. 2004).

Assim sendo a introdução e difusão de espécies não nativas é considerada atualmente uma crise ecológica global que requer um elevado esforço e cooperação para garantir a conservação de zonas afetadas (Gurevitch & Padilla 2004; Lowe et al. 2000; Vitousek, Mooney, et al. 1997; Pimentel et al. 2005)

O rato-preto, *Rattus rattus* Linnaeus, 1758 (Rodentia: Muridae), está entre os vertebrados invasores mais distribuídos e difundidos por ilhas e continentes. De facto, mais de 80% de todos os arquipélagos possuem uma ou mais espécies de roedores introduzidos, onde prosperam sem predadores naturais, afetando negativamente a flora e fauna nativas que são, em geral, particularmente vulneráveis a estas ameaças (Atkinson 1985; Towns 2009).

O projeto LIFE Berlengas coordenado pela Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves (SPEA) em parceria com o Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF), a Câmara Municipal de Peniche, e a Faculdade de Ciências Sociais e Humanas da Universidade Nova de Lisboa (FCSH), pretende contribuir para a gestão sustentável da Zona de Proteção Especial (ZPE) das Berlengas, conservando os seus habitats, plantas endémicas e populações de aves marinhas. Para tal algumas ações do projeto

envolvem o controlo e remoção de plantas exóticas, o controlo das populações de gaivota-de-patas-amarelas e da erradicação dos mamíferos introduzidos (*Rattus rattus* e *Oryctolagus cuniculus*)

A identificação e em que medida as espécies não indígenas ameaçam populações de espécies nativas, comunidades e ecossistemas é um assunto de maior importância e que tem sido alvo de numerosas investigações. A medição deste impacto permitirá distinguir os invasores causadores de menores efeitos dos que produzem efeitos profundos nos ecossistemas a fim de priorizar e tornar mais eficientes os esforços de conservação (Nogales et al. 2006). Torna-se assim imprescindível o aprofundamento do conhecimento sobre a população de rato-preto da Berlenga, o estudo das interações entre estes roedores introduzidos e o habitat por eles invadido, a investigação da sua posição na cadeia alimentar e a colheita de dados comportamentais. Foi neste contexto que surgiu o estudo aqui apresentado, o qual assenta em três objetivos principais:

- Estudar a densidade e a variação da abundância anual, usando o método de captura-marcação-recaptura;
- Estudar a dieta mediante a colheita de tubos digestivos para análise estomacal e fecal;
- Estudar as movimentações e estimar as áreas vitais por radio-telemetria.

O rato-preto - caracterização da espécie

De hábitos noturnos, o rato-preto apresenta um tamanho médio com uma cauda longa, usualmente superior ao comprimento do seu corpo (comprimento total médio de 370 mm). Está dividido em dois subgrupos baseados no número cromossómico, uma forma asiática com 42 cromossomas e uma forma mediterrânica com 38 cromossomas (Shiels et al. 2014; McCormick 2003; Yoshida et al. 1974). Podem reproduzir-se durante todo o ano, mas têm dois picos de reprodução, um entre fevereiro e março e outro entre maio e junho. O período de gestação dura aproximadamente 21 dias, tendo uma média de 7 crias por ninhada. As crias são desmamadas às 3 semanas de idade e atingem

o estado adulto aos três meses. A pelagem pode apresentar três morfótipos: pêlo escuro-preto, pêlo acastanhado com a barriga branca ou acinzentada.

Altamente omnívoro generalista, a sua dieta varia entre um largo leque de plantas, invertebrados, vertebrados e fungos (Shiels et al. 2014). Frequentemente apontado como uma das principais causas do declínio ou extirpação (especialmente em ecossistemas insulares) de várias espécies de plantas, principalmente pela depleção de sementes e consequente alteração da dinâmica da vegetação, e de aves marinhas, maioritariamente pela predação de ovos e crias (Townes et al. 2006; Atkinson 1985; Shiels & Drake 2011).

Geralmente considerado como uma praga, tem um impacto negativo na economia, estando implicado na destruição de sementes, cereais, culturas, árvores de fruto, e outras fontes de alimento, não só se alimentando destas, mas destruindo o que não são capazes de consumir. O rato-preto é também um conhecido vetor resiliente de muitas doenças, maioritariamente infeções bacterianas como a *Yersinia pestis* o agente responsável pela peste negra, que na idade média dizimou 30–60% da população europeia, no qual o rato-preto teve um papel importante na sua difusão (McCormick 2003; Banks & Hughes 2012; Davis 1986).

A sua origem remonta ao sudeste da Ásia, particularmente às regiões da Índia e Malásia. Quando, como e por onde chegaram à Europa permanece um mistério. Pensa-se que terão viajado a bordo dos barcos do império romano aquando do comércio de especiarias no sudoeste da Índia, colonizando a região mediterrânica a partir da qual se difundiram para o resto do continente, estando a sua colonização na Europa apontada entre os séc. IV e II A.C. (McCormick 2003). A sua natureza sedentária não lhe teria permitido uma rápida colonização por si. Aproveitando-se então dos movimentos dos povos e do florescimento do comércio marítimo, o rato-preto foi introduzido em todos os continentes terrestres, estando bastante difundido por todo o globo. Os fatores do seu elevado sucesso colonizador prendem-se sobretudo ao seu alto comensalismo, sobrevivendo em ambientes dominados por humanos, áreas naturais e ilhas onde não existe presença humana, estando bem-adaptados a climas secos onde a ocorrência de água é escassa.

O rato-preto é normalmente encontrado em grandes números em zonas costeiras, mas pode ser encontrado em qualquer tipo de habitat que lhe seja favorável. Escalador ágil prefere locais elevados como telhados em áreas urbanas e árvores em áreas rurais, usando a sua longa cauda para dar estabilidade e balanço. Anteriormente comuns em cidades e nos campos em zonas temperadas foram gradualmente substituídos pelo seu parente asiático mais agressivo e resistente, a ratazana *Rattus norvegicus*, introduzida na Europa no início do séc. XVIII. Contrariamente, conseguiram prosperar e manter a sua dominância face aos seus competidores em zonas tropicais e em ilhas (Nowak 1991).

O primeiro trabalho referente à zoologia na Berlenga, realizado por Daveu & Girard (1883), refere a presença do rato-preto, embora a espécie tenha sido erroneamente identificada como *Mus musculus* neste e em estudos posteriores. Mais tarde, Silva (1988) elaborou o único estudo existente desta população de rato-preto, tendo colhido informação sobre a morfometria, abundância, reprodução e ocupação do espaço, e afirmando que a população exibe uma síndrome insular bem marcada, desenvolvendo dimensões corporais superiores, que excedem as de populações do Mediterrâneo e, de um modo geral, das outras populações estudadas até à época. O autor considerou ainda que a Berlenga possui um estatuto privilegiado para estudos de processos evolutivos, podendo a população de rato-preto prestar um importante contributo e assumir um elevado interesse científico.

Arquipélago das Berlengas

O arquipélago das Berlengas localiza-se na plataforma continental portuguesa, a 5,7 milhas do Cabo Carvoeiro (Peniche). É formado por um conjunto de pequenas ilhas e ilhéus englobados em três grupos: a ilha da Berlenga, as Estelas e os Farilhões-Forçadas (Fig.1).

No arquipélago das Berlengas ocorrem rochas magmáticas (granitos vermelhos bastante deformados na Berlenga e Estelas) e rochas metamórficas (gnaisse e xistos nos Farilhões). A região apresenta um clima temperado marítimo, caracterizada por Verões frescos com temperaturas médias mensais inferiores a 20° C e máximas diárias que raramente ultrapassam os 32° C, e por Invernos

tépidos com temperaturas médias mensais superiores a 10° C e mínimas diárias superiores a 0° C. As amplitudes térmicas são moderadas e os nevoeiros são frequentes durante o Verão. Os ventos são geralmente do quadrante norte durante o fim da Primavera e o Verão, e de sudoeste e oeste durante o resto do ano. Intensas chuvas no inverno alternam com períodos de aridez, entre a primavera e o outono (Amado et al. 2007; Câmara Municipal de Peniche 2008) .

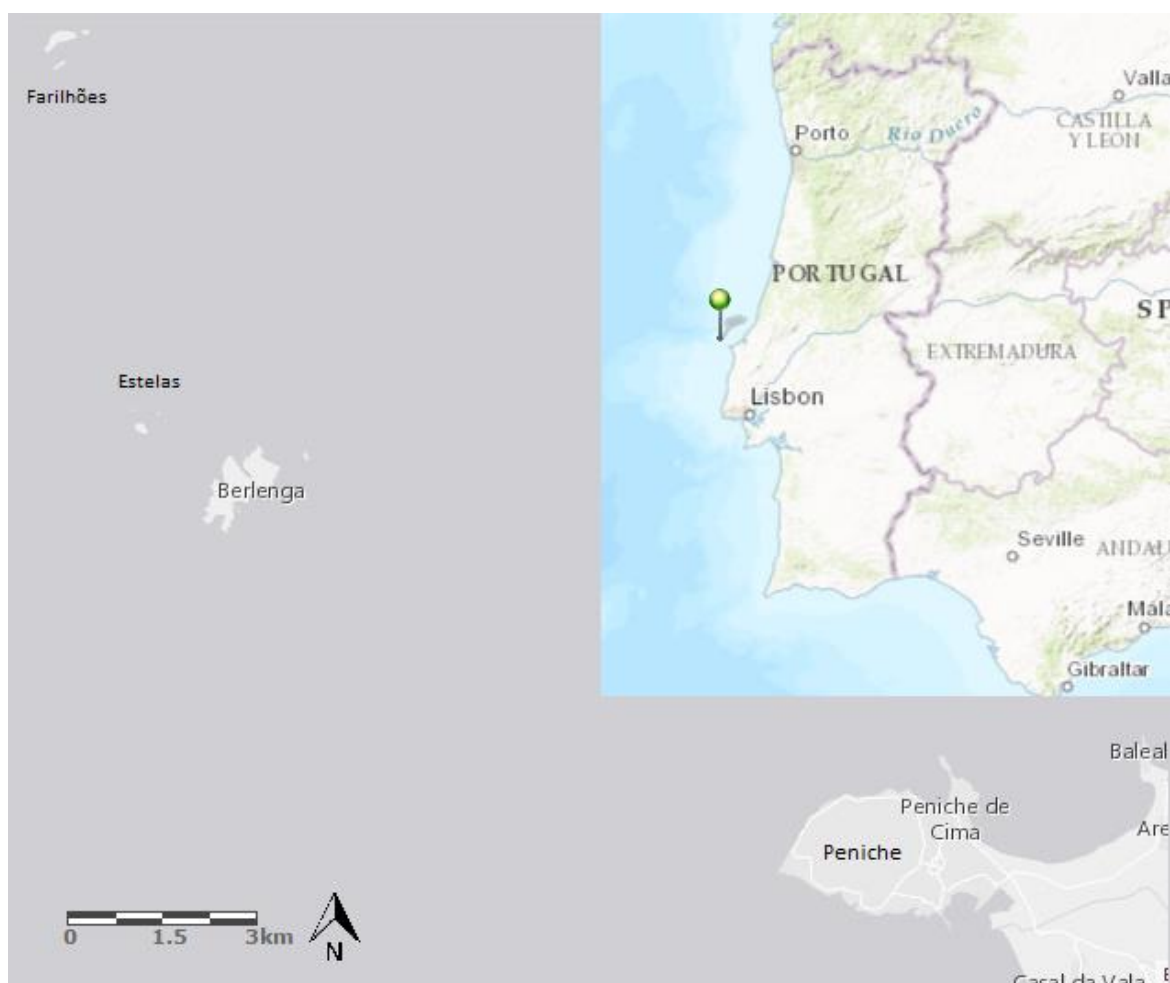


Figura 1 - Localização geográfica do arquipélago das Berlengas.

A geologia e a geomorfologia do arquipélago não são propícias à formação e manutenção de cursos de água pelo que a vegetação predominantemente é de porte herbáceo ou arbustivo, essencialmente de ervas perenes ou anuais, num total de 128 espécies. A riqueza florística é alta perto das zonas antrópicas e baixa nas zonas de maior pressão de colónias de gaivotas e onde a espécie invasora *Carpobrotus edulis* está presente. O contexto insular, a localização geográfica e o clima conduziram a três especiações florísticas: *Armeria*

berlengensis, *Herniaria berlengiana* e *Pulicaria microcephala*. É ainda de salientar a presença de outros taxa que possuem uma distribuição geográfica restrita, sendo endemismos ibéricos: *Angelica pachycharpa*, *Calendula suffruticosa* subsp. *algarbiensis*, *Echium rosulatum*, *Linaria amethystea* subsp. *multipunctata*, *Narcissus bulbocodium* subsp. *obesus*; Península Ibérica e norte de África: *Silene latifolia* subsp. *mariziana*, *Silene scabriflora* e *Scrophularia sublyrata* (Tauleigne Gomes et al. 2004). As espécies exóticas introduzidas com carácter invasor, como é o caso do chorão (*Carpobrotus edulis*), apresentam grandes ameaças para a conservação de espécies autóctones, alterando as características ecológicas dos ecossistemas.

O arquipélago constitui ainda um importante local de passagem migratória, repouso e nidificação de aves marinhas, sendo o limite da área de distribuição de algumas espécies. Entre as aves que nidificam na zona destacam-se a gaivota-de-patas-amarelas (*Larus michaelis*), a galheta (*Phalacrocorax aristotelis*), e a cagarra (*Calonectris diomedea*), sendo as Berlengas o único local de nidificação em Portugal continental desta última. A nidificar apenas nos Farilhões encontra-se o roque-de-castro (*Hydrobates castro*), a única colónia conhecida perto do continente europeu. Até muito recentemente, nidificava também o airo (*Uria aalge*), que constituía na ilha da Berlenga o limite sul da sua área de distribuição, porém a sua população que em 1939 contava com 6000 casais (Luís 1982), sofreu um decréscimo acentuado nas últimas décadas, sendo considerada atualmente como extinta (Meirinho et al. 2014).

No que respeita aos restantes vertebrados terrestres, mais concretamente à herpetofauna, está presente uma subespécie endémica, a lagartixa-das-Berlengas (*Podarcis carbonelli berlengensis*). Existia também uma população de sardão (*Lacerta lepida*), que em 2001 contava com menos de 10 indivíduos, e que atualmente se encontra também extinta, devido à predação por gaivotas, ratos e cães.

Para além do rato-preto o outro mamífero terrestre apenas presentes na ilha da Berlenga, é o coelho, que foi igualmente introduzido. A sua chegada à ilha é incerta, contudo, a sua introdução deverá ter tido fins cinegéticos, remontando ao reinado de D. Afonso V (Câmara Municipal de Peniche 2008; Silva 1988).

Devido ao valor e importância para a conservação da biodiversidade e a necessidade de manutenção e proteção de um conjunto de habitats de elevado valor ecológico, esta área foi classificada em 1981 pelo Estado Português como Reserva Natural (Decreto-Lei nº 264/81, de 3 de setembro) tendo por limite a linha batimétrica dos 30 metros à volta da Berlenga e todas as suas ilhas, ilhéus e área marítima.

Em 1997 foi classificada como Zonas Especiais de Conservação (ZEC) pela Rede Natura 2000 ao abrigo da Diretiva Habitats com o objetivo de contribuir para assegurar a Biodiversidade, através da conservação dos habitats naturais e dos habitats de espécies da flora e da fauna selvagens, considerados ameaçados no espaço da União Europeia; e em 1999 classificada como Zona de Proteção Especial (ZPE) para as Aves Selvagens ao abrigo da Diretiva Aves (Decreto-Lei nº384-B/99), que se destina essencialmente a garantir a conservação das espécies de aves listadas no seu Anexo I (no qual se incluem a cagarra, o roque-de-castro, o falcão-peregrino) e seus habitats, e das espécies de aves migratórias não referidas no Anexo I e cuja ocorrência seja regular. Em 2008, foi-lhe conferido o estatuto de IBA (Áreas Importantes para Aves), que abarca sítios com significado para a conservação das aves à escala global através da aplicação de critérios científicos internacionais e constituem a rede de sítios fundamentais para a conservação de todas as aves com estatuto de conservação desfavorável.

Em 2011 foi classificada como Reserva da Biosfera da UNESCO, que tem como objetivo último a conservação da biodiversidade, a melhoria da qualidade de vida das populações e a promoção do desenvolvimento económico sustentável.

Materiais e métodos

Área de estudo

A ilha da Berlenga, constituída por rochas graníticas, é a maior do arquipélago, com uma superfície aproximada de 78,8 ha. Tem 1,5km de comprimento, 0,8km de largura e uma altitude máxima de 92 metros. Divide-se em duas partes, quase separadas por uma falha sísmica que deu origem a norte ao chamado Carreiro dos Cações e a sul ao Carreiro do Mosteiro. A ponta Nordeste da ilha é chamada por ilha Velha e a parte maior que representa mais de 2/3 da superfície total, chama-se Berlenga (Fig.2).

A zona central da ilha é relativamente aplanada, limitada por arribas escarpadas que descem até ao mar, onde se formam grutas e fendas terrestres e submarinas. Caracterizando-se por um relevo abrupto e bastante recortado, os substratos rochosos escarpados dão suporte a várias colónias de aves marinhas que nidificam na zona.



Figura 2 – Mapa da ilha da Berlenga.

As zonas antrópicas existentes são uma pequena área urbana designada por Bairro dos Pescadores, o Forte de S. João Baptista e um conjunto de residências associadas ao Farol “Duque de Bragança”. A Berlenga é a única ilha visitável do arquipélago, não existindo, contudo, populações a residir permanentemente. As principais atividades económicas baseadas na região são o turismo e a exploração de recursos marinhos.

Aspetos biométricos

Para o estudo dos parâmetros biométricos foram utilizados os dados recolhidos de todos os ratos capturados para os diversos estudos realizados dos quais se retiraram as medições correspondentes. A descrição morfométrica da população teve em consideração as seguintes características:

- Peso
- Comprimento total
- Comprimento corpo
- Comprimento cauda
- Comprimento da pata posterior
- Comprimento da orelha

O comprimento total foi calculado pela soma do comprimento do corpo e da cauda. Foi definido como adultos as fêmeas que apresentavam as seguintes características: orifício vaginal perfurado, mamilos salientes, peso igual ou superior a 150gr e de comprimento de corpo igual ou superior a 170 mm; machos com testículos na zona escrotal, peso igual ou superior a 200gr e de comprimento corporal igual ou superior 200mm, de acordo com um estudo anterior desta população (Silva 1988). Outros autores podem usar diferentes critérios de definição de adulto pelo que quaisquer comparações devem ser cuidadosamente interpretadas. O teste-t foi aplicado para analisar as diferenças entre as várias características morfométricas recolhidas em machos e em fêmeas. Em todos os testes foi usado um nível de confiança a 95%.

Estudo da densidade e variação mensal das abundâncias

Captura de ratos

A densidade e abundância do rato-preto foram avaliadas para o período entre janeiro e dezembro de 2015 (excluindo o mês de julho). Inicialmente foram selecionadas duas zonas distintas, uma na Berlenga (grelha C) e outra na ilha Velha (grelha A). Em cada uma destas zonas foi desenhada uma grelha de 5x6 pontos, espaçados de 50 metros entre si, resultando num total de 30 pontos por grelha de amostragem e uma área total de armadilhagem de 75000 m². As grelhas foram amostradas mensalmente, mas devido ao limitado número de armadilhas, esta amostragem teve de ser feita alternadamente, resultando num total de seis períodos de amostragem na grelha A e cinco períodos de amostragem na grelha C (Tabela I). Cada período de amostragem correspondeu a 2 noites de iscagem sem capturas (encontrando-se as armadilhas abertas, mas bloqueadas), seguidas de 4 noites de capturas. Foram utilizadas armadilhas Sherman® modelo XLF15, dimensões 10 x 10 x 38 cm. Todas as armadilhas foram iscadas com manteiga de amendoim e revistas após o nascer-do-sol.

Cada roedor capturado foi marcado com um brinco, numerado unicamente, na parte posterior da orelha direita. Colheram-se dados relativos às seguintes características: sexo; idade (adulto ou juvenil, baseado no tamanho corporal e maturação sexual, testículos na zona escrotal ou vaginas perfuradas eram considerados como indivíduos adultos ativos), condição reprodutiva; peso (usando uma pesola de 1000 gr) e comprimento da pata posterior. Foi ainda colhida uma amostra de tecido da orelha, caso esta não se encontrasse danificada.

Tabela I – Períodos em que cada grelha, A – ilha Velha C – Berlenga, foram amostrados.

Mês	Grelha	Período
<i>Janeiro</i>	A	9/01/2015 a 12/01/2015
<i>Fevereiro</i>	C	30/01/2015 a 02/02/2015
<i>Março</i>	A	12/03/2015 a 17/03/2015
<i>Abril</i>	C	10/04/2015 a 13/04/2015
<i>Maio</i>	A	21/05/2015 a 24/05/2015
<i>Junho</i>	C	07/06/2015 a 10/06/2015
<i>Agosto</i>	A	01/08/2015 a 04/08/2015
<i>Setembro</i>	C	20/09/2015 a 23/09/2015
<i>Outubro</i>	A	23/10/2015 a 26/10/2015
<i>Novembro</i>	C	20/11/2015 a 23/11/2015
<i>Dezembro</i>	A	04/12/2015 a 07/12/2015

Durante todo o processo de manuseamento o indivíduo era mantido acordado sem uso de qualquer tipo de anestesia. Por razões de segurança, o rato era colocado num funil de processamento, onde todas as operações eram executadas sem o perigo de mordedura. O roedor era libertado no mesmo local de captura.

Análise de dados

As abundâncias relativas mensais para cada zona amostrada foram estimadas calculando o Índice de Abundância (IA), estando os resultados expressos em número de capturas por 100 noites de armadilhagem:

$$IA = (n^{\circ} \text{ de capturas} * 100) / NAC,$$

em que o NAC é o número de noites-armadilha corrigidas, i.e., o número de armadilhas colocadas no terreno - $[0,5 * (n^{\circ} \text{ de capturas} + n^{\circ} \text{ armadilhas indisponíveis})]$.

As densidades para cada grelha foram calculadas usando o pacote SECR (sigla do inglês para *spatially explicit capture-recapture*, ou modelos espacialmente explícitos de captura-recaptura) (Borchers & Efford 2008) no programa R (Ihaka & Gentleman 1996). SECR é um conjunto de métodos para a modelação de dados de captura-recaptura, onde é estimada a densidade e

tamanho de uma população distribuída espacialmente. O SECR estima a densidade da distribuição de áreas vitais perto de um conjunto de armadilhas. Os dados base para o SECR são a localização das armadilhas e as capturas de indivíduos conhecidos em uma ou mais ocasiões de amostragem (histórico de capturas). São ajustados aos históricos de capturas dois modelos, um que descreve a distribuição das áreas vitais no espaço (função de deteção: *halfnormal* e *exponential*), e um que relaciona a probabilidade de deteção de um indivíduo numa armadilha particular à distância da armadilha ao ponto central da área vital de cada animal (função probabilidade: binomial ou Poisson). Diferentes modelos vão ser avaliados, para a função de deteção: *halfnormal*, *exponential* e *hazard*; para a função de probabilidade apenas vai ser considerada uma distribuição de Poisson. Para comparar os modelos e permitir reconhecer qual o que se ajusta melhor aos dados foi aplicado o teste de AIC. Modelos com menores valores de AIC estão melhores ajustados e são preferidos.

Um dos pressupostos dos modelos é que a população em estudo é fechada (ou seja, durante o período de estudo não ocorre emigração, imigração, mortalidade e recrutamento). Dado o período alargado deste estudo, é provável que este pressuposto não seja verdadeiro, embora não se creia que hajam entradas ou saída de indivíduos da Berlenga, existiu seguramente a ocorrência de mortes e nascimentos. Para comprovar se a população era fechada para o período de estudo foi aplicado o *closure.test* incluído no pacote SECR (Stanley & Burnham 1999). Confirmada a violação desse pressuposto para a análise das densidades todas as sessões de amostragem foram convergidas numa só (Borchers & Efford 2008).

Estudo da dieta

Captura de ratos

Entre janeiro e maio de 2016, foram distribuídas mensalmente 30 armadilhas Sherman (iguais às descritas anteriormente) pela ilha da Berlenga. Tendo em conta a necessidade de maximizar as capturas, as armadilhas eram deixadas nos locais onde tinham sido detetadas anteriormente as maiores abundâncias

de rato-preto, sem a obrigatoriedade de seguirem uma disposição ou um período de captura regulares (Tab. II). As posições de cada armadilha foram registadas com um aparelho GPS. Os períodos de captura variaram ao longo do estudo (6 a 14 noites de captura). As armadilhas foram ativadas ao pôr-do-sol e visitadas 3 vezes durante a noite, com um intervalo de 1h30min entre visitas, sendo fechadas no último turno. O isco utilizado foi manteiga de amendoim.

Tabela II – Períodos de armadilhagem em cada mês para a recolha de tubos digestivos.

Mês	Período armadilhagem
<i>Janeiro</i>	12/01/2016 a 25/01/2016
<i>Fevereiro</i>	17/02/2016 a 22/02/2016
<i>Março</i>	1/03/2016 a 15/03/2016
<i>Abril</i>	5/04/2016 a 11/04/2016

Os ratos capturados foram eutanasiados por intoxicação com éter e a dissecação realizada na manhã seguinte, onde se colheram dados relativos às seguintes características: sexo, idade, condição reprodutiva, peso, comprimento do corpo, comprimento da cauda, comprimento da pata posterior e comprimento da orelha e retirado o tubo digestivo (estômago e intestinos) que foi depois preservado em álcool a 96% nos primeiros dias e transferido a seguir para álcool a 70%, onde se manteve até ser analisado.

Análise estomacal e fecal

Esta componente foi realizada em laboratório. Os conteúdos estomacais e fecais foram triados em água corrente num crivo de malha de 0,5 mm, colocados numa placa de Petri com álcool a 70% e examinados com um estereoscópio. Os itens encontrados foram separados em diferentes categorias e identificados até ao mais baixo nível taxonómico possível. As categorias consideradas foram: Material vegetal; Material animal; Pêlos; Parasitas; e material não identificado. Para a comparação e identificação do material estomacal e fecal foi criada uma coleção de referência, com a recolha de alguns espécimes de plantas e a montagem de “pitfalls” para a colheita de artrópodes.

Análise de dados

Para os conteúdos estomacais e fecais foi calculado o índice de frequência de cada item encontrado (numero de estômagos/intestinos que contêm cada item expresso em percentagem). A abundância relativa de cada categoria de alimento foi calculada, no caso dos conteúdos intestinais, pesando o grupo de tipo de item (material vegetal, material animal, etc.). No caso dos conteúdos estomacais pesando cada espécie identificada e calculando no final a percentagem do peso (relação entre o peso total de cada item e o peso total dos diversos itens).

Para identificar diferenças na abundância relativa das espécies consumidas no Inverno (capturas de janeiro e fevereiro) e na Primavera (capturas de março e abril), foi usado o teste Mann-Whitney. As análises foram executadas usando o programa estatístico SPSS versão 20.0 (IBM SPSS 2011). Os valores de $P < 0.05$ indicam diferenças estatisticamente significativas.

Radio-telemetria

Alguns dos ratos capturados para o estudo da dieta foram marcados com transmissores de ondas rádio, entre janeiro e abril de 2016. Após a captura os ratos foram adormecidos com éter, tendo-se procedido à determinação do sexo, idade, condição reprodutiva e peso. Todos os indivíduos foram marcados com um brinco numerado. Foi instalado um emissor rádio VHF no pescoço, com o auxílio de uma abraçadeira de plástico, resultando num peso total de cerca de 4g (<5% do peso corporal médio do individuo adulto). Cada emissor VHF emitia numa frequência única e tinha a duração de cerca de 3 meses. Posteriormente o indivíduo era libertado no mesmo lugar de captura e a primeira monitorização efetuada apenas no dia seguinte à sua libertação.

A deteção dos indivíduos marcados foi realizada com recurso a uma antena Yagi de 3 elementos ligada a um recetor VHF SIKA (Biotrack, Ltd.).

Assumindo que durante as horas de luz, o rato-preto permanece imóvel no seu ninho, cerca de 2 horas antes do nascer do sol, todos os indivíduos marcados eram localizados, sendo registadas as coordenadas da sua posição exata com recurso a um dispositivo GPS. Uma hora após o pôr-do-sol, em três turnos

intervalados de hora e meia, a posição de cada animal foi determinada por triangulação. Dois observadores dirigiam-se a pontos pré-determinados a partir dos quais tentavam detetar os indivíduos. Caso um indivíduo fosse detetado, registava-se as coordenadas da localização do observador, a hora e o azimute da deteção (com recurso a uma bússola graduada). Posteriormente o observador deslocava-se a um segundo ponto que permitisse obter um novo azimute. De forma a diminuir o erro da localização estimada do indivíduo, o segundo azimute era registado nos minutos seguintes (todos os pontos obtidos por triangulação foram calculados para azimutes observados num intervalo inferior a 15 minutos), e este teria de ter uma diferença entre 30 e 150 graus. Todos os azimutes registados fora deste intervalo foram descartados. As coordenadas das localizações dos indivíduos foram posteriormente calculadas com recurso ao programa triangulação de radiotelemetria Locate III (Nams 2006).

As áreas vitais foram calculadas usando o método do Mínimo Polígono Convexo (MCP). Este método consiste no cálculo do menor polígono convexo que enquadra todas as localizações registadas para cada indivíduo (Mohr 1947). Este polígono é considerado como sendo a área vital do animal, onde este vive e efetua as suas atividades normais, como alimentação e reprodução. Foram calculadas áreas vitais para 100%MCP e 95%MCP (eliminação de localizações atípicas) usando o software de programação R (Ihaka & Gentleman 1996).

Para a comparação das áreas vitais entre fêmeas e machos e entre zonas (Berlenga e Ilha Velha) foi usado o teste-t.

Resultados

Aspetos biométricos

Os resultados obtidos dos parâmetros morfológicos estudados estão apresentados na Tabela III e permitem concluir que, na generalidade das características morfológicas estudadas, há dimorfismo sexual. Os machos têm a tendência de apresentar dimensões superiores às das fêmeas, havendo diferenças significativas no peso, no comprimento total, comprimento do corpo e no comprimento da orelha.

Tabela III – Valor médio (m), desvio-padrão (s), limites amostrais das características morfométricas da população de *Rattus rattus* da Berlenga, com o respetivo valor P.

	<i>Fêmeas</i>				<i>Machos</i>				<i>P</i>
	N	m	s	Limites	N	m	s	Limites	
<i>Peso</i>	39	204,1	26,4	156-265	66	252,0	36,0	200-360	<0.001
<i>C. total</i>	11	396,2	22,3	363-423	10	422,7	20,2	389-453	0.01
<i>C. corpo</i>	11	177,7	11,9	157-197	14	194,6	10,1	175-211	0.001
<i>C. cauda</i>	11	218,4	13,3	196-236	10	229,4	12,8	209-242	0.07
<i>C. pata posterior</i>	37	36,6	2,7	30,6-41,9	57	37,1	2,1	34-42,86	0.335
<i>C. orelha</i>	20	21,5	3,7	15,3-27,1	42	23,4	3,0	16,7-30,6	0.012

Estudo da densidade e variação de abundância anual

No total foram capturados, no ano de 2015, 138 ratos dos quais 25 foram recapturas. Novembro foi o mês com maior numero de animais capturados (n=35) e janeiro e agosto os meses com menores capturas (n=5). O maior número de recapturas registou-se no mês de novembro (n=11) e resultando as sessões de maio e agosto sem qualquer animal recapturado (Fig. 3).

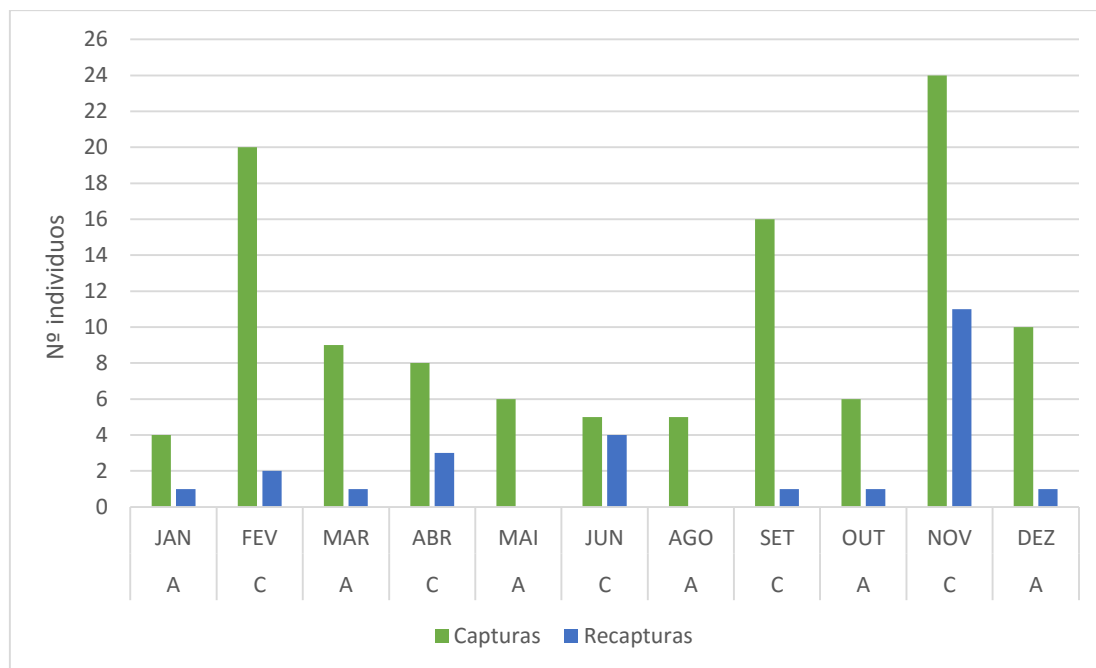


Figura 3 – Número de indivíduos capturados e recapturados em cada mês com a respectiva grelha onde foi efetuada a amostragem (A- Ilha Velha; C- Berlenga).

Na grelha C foram capturados mais ratos ($n = 94$) do que na grelha A ($n=44$), sendo o número de recapturas $n=21$ e $n=4$ respetivamente. Dos animais recapturados 70.8% foram recapturados na mesma armadilha onde foram capturados pela 1ª vez, 25% foram recapturados a 50 metros do seu local de captura inicial e 1 animal recapturado a 250 metros de distância do local inicial.

De todos os animais capturados 56.6% são machos (sex ratio: 131:100). Se se considerar apenas os adultos a percentagem de machos em relação às fêmeas é ainda maior (64.3%). No entanto entre os juvenis capturados a percentagem de fêmeas é superior à percentagem de machos (65.5%).

Em relação à idade, a percentagem de juvenis capturados durante o período amostral representa 25.7% ($n=29$) de todos os animais capturados. O mês onde houve mais capturas de juvenis foi em setembro, não sendo capturado nenhum juvenil em janeiro, fevereiro e maio (Fig. 4).

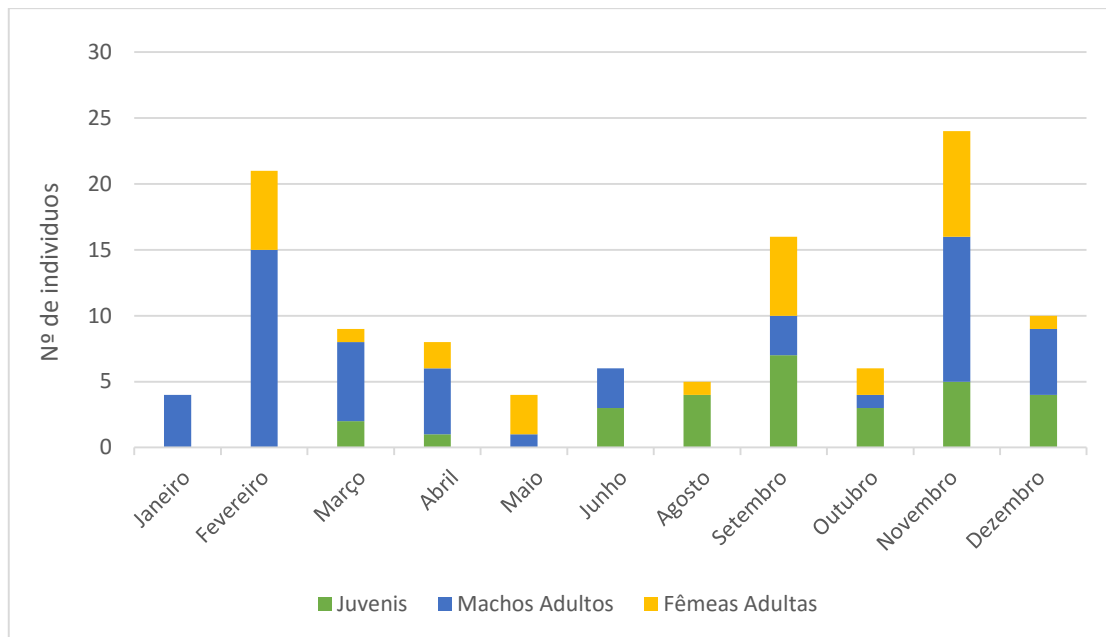


Figura 4 - Número de juvenis, fêmeas e machos adultos capturados por mês.

As variações das abundâncias, expressas em número de capturas por 100 noites de armadilhagem, para cada grelha são apresentadas na Fig. 5.

Para a grelha A o máximo de abundancia encontra-se em maio com um número de efetivos de 120 e o mínimo em agosto com 6 animais. A abundância vai aumentando desde janeiro até ao mês de maio, onde atinge o seu máximo, diminui em agosto e volta a aumentar nos meses de outubro e dezembro (Fig.5)

Para a grelha C o máximo de abundância encontra-se em novembro com 253 indivíduos e o mínimo em junho com um número de efetivos de 15. A abundancia vai diminuindo a partir de fevereiro para os meses de abril e junho, onde atinge o seu mínimo, e aumenta para os meses seguintes de setembro e novembro (Fig. 5).

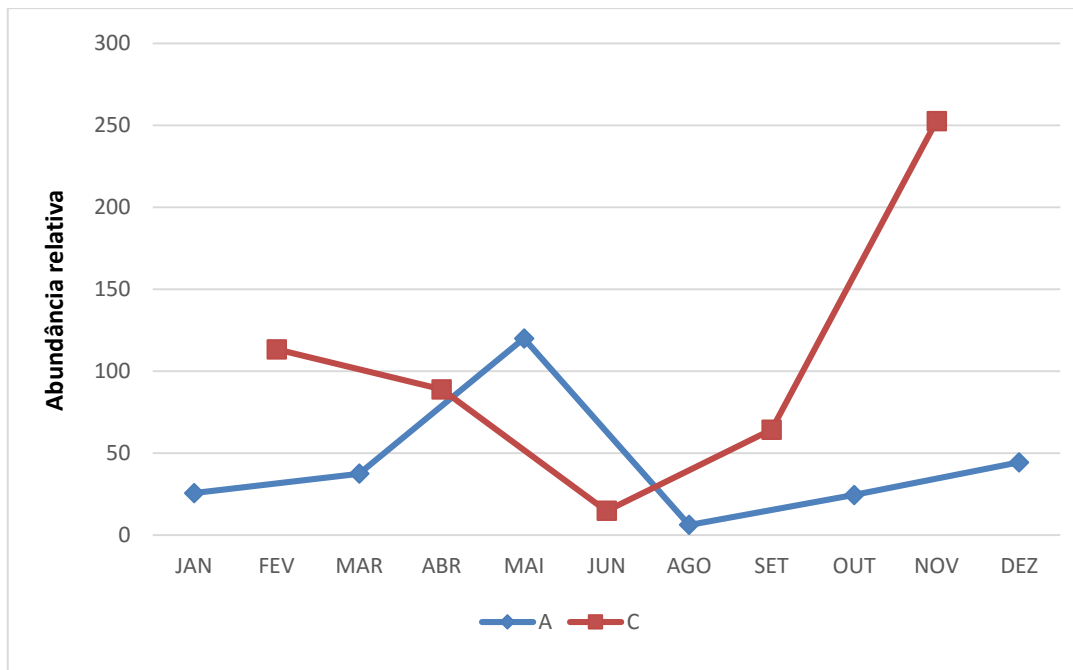


Figura 5 – Valores das abundâncias estimadas para cada mês em cada grelha amostrada (A - Ilha Velha; C - Berlenga). Os valores estão expressos em numero de indivíduos por 100 noites de armadilhagem.

Os meses de Verão são assim os que apresentam menor abundância em ambas as grelhas. As abundâncias variaram de um fator de 19.2 para a grelha A e 17.1 para a grelha C, determinado como a razão entre o maior e o menor valor de abundância estimados.

Os modelos da estimação das densidades para cada uma das grelhas estão apresentados na tabela IV. O modelo que mais se ajusta, pelo menor valor de AIC, é o modelo exponencial. A distribuição de probabilidade é de Poisson para todos os modelos. De acordo com o modelo exponencial a densidade ratos na grelha A (40.15 ind/ha) é maior do que na grelha C (36.36 ind/ha).

Tabela IV – Resultado dos modelos aplicados para a estimação das densidades nas duas grelhas amostradas. Para cada modelo é apresentada a função de detecção utilizada, os valores estimados de densidade com o respetivo erro padrão e os intervalos de confiança e o valor AIC atribuído. O modelo que melhor se ajustou para cada grelha está sombreado a azul.

<i>Grelha</i>	<i>Densidade (ind/ha)</i>	<i>Erro padrão</i>	<i>Intervalo de confiança</i>	<i>Função de detecção</i>	<i>AIC</i>
A	40,15	16,52	(18,49 - 87,18)	exponential	555,00
A	38,06	15,36	(17,78 - 81,48)	halfnormal	556,34
A	41,42	18,35	(18,06 - 94,97)	hazard rate	556,46
C	36,36	9,64	(21,82 - 60,59)	exponential	725,37
C	30,43	6,99	(19,51 - 47,47)	halfnormal	726,93
C	35,85	23,72	(11,00 - 116,80)	hazard rate	730,29

Radio-telemetria

No total foram colocados colares rádio em 12 ratos adultos, dos quais apenas 8 (3 fêmeas e 5 machos; 3 na Berlenga, 5 na Ilha Velha) apresentaram localizações suficientes para a estimação da área vital. Os ratos com ID 216 e 219 foram capturados na mesma armadilha.

A média de 95% MCP e de 100% MCP é de 0,098 ha (Limites: 0.004-0.239) e de 0,196 ha (Limites: 0.019-0.405) respetivamente (Tab.V).

Tabela V – Identificação dos ratos seguidos por telemetria, onde foi registado o sexo, o respetivo peso e o local onde foi capturado. É apresentado o período no qual foi efectuado o seguimento e o numero de pontos utilizados para o cálculo das áreas vitais. São apresentados as dimensões das áreas vitais quando se usa 95% (remoção de valores atípicos) e 100% das localizações.

ID	Sexo	Peso	Local	Período tracking	Nº localizações	95%MCP_Area (ha)	100%MCP_Area (ha)
81	F	230	Berlenga	14-01 a 18-01	28	0,129	0,181
144	F	230	Berlenga	05-03 a 13-03	14	0,004	0,019
208	M	220	Ilha Velha	15-01 a 24-01	42	0,074	0,109
209	F	160	Ilha Velha	15-01 a 17-01	18	0,085	0,092
216	M	250	Ilha Velha	03-03 a 13-03; 06-04 a 08-04	35	0,153	0,628
217	M	210	Ilha Velha	04-03 a 13-03	24	0,239	0,405
219	M	240	Ilha Velha	08-03 a 13-03	20	0,017	0,031
220	M	230	Berlenga	05-03 a 13-03; 05-04 a 08-04	23	0,08	0,106

A maior área vital (0.239 ha) pertence a um macho, sendo a média das áreas vitais dos machos (95%MCP= 0.113 ha; 100%MCP=0.256 ha) superiores à média das áreas vitais das fêmeas (95%MCP= 0.073 ha; 100%MCP=0.097 ha), no entanto as diferenças não são significativas (95%MCP: $t(6)=-0.693$, $p=0.514$; 100%MCP: $t(6)=-1.206$, $p=0.345$). Comparando as duas zonas, verifica-se que a maior área vital está localizada na Ilha Velha sendo a média das áreas vitais na Ilha Velha (95%MCP= 0.114 ha; 100%MCP=0.253 ha) superiores à média das áreas vitais na Berlenga (95%MCP= 0.071 ha; 100%MCP=0.081 ha), no entanto as diferenças não são significativas (95%MCP: $t(6) = -0.744$, $p = 0.485$; 100%MCP: $t(6) = -0.970$, $p = 0.370$).

O cálculo de 95%MCP é usualmente mais utilizado do que se considerarmos 100% de todas as localizações obtidas. Por vezes o animal pode fazer grandes movimentos ocasionais para lugares incomuns fora da sua área vital, resultando em valores atípicos, e acrescentando um erro na estimação de áreas vitais. Na figura 6 podemos constatar que quando consideramos 100%MCP o tamanho das áreas vitais é bastante maior do que se consideramos uma percentagem de localizações mais baixa (ex.: ID 144 e 216). A remoção de uma pequena fração de localizações mais atípicas (mais distantes da zona central da maioria das localizações) fornece uma estimativa mais real do valor das áreas vitais. Por essa razão consideramos o cálculo de 95%MCP como os valores reais estimados para as áreas vitais de cada rato-preto seguido e a utilização dos valores de 100%MCP apenas para efeitos de comparação. Não há diferenças significativas entre as estimações das áreas vitais em 100%MCP e 95%MCP: $t(8.761) = -1.239$, $p = 0.248$.

Apenas existe sobreposição de áreas vitais quando consideramos 100%MCP, em dois indivíduos machos 216 e 219 (dois machos), que inicialmente foram capturados na mesma armadilha (Fig.7).

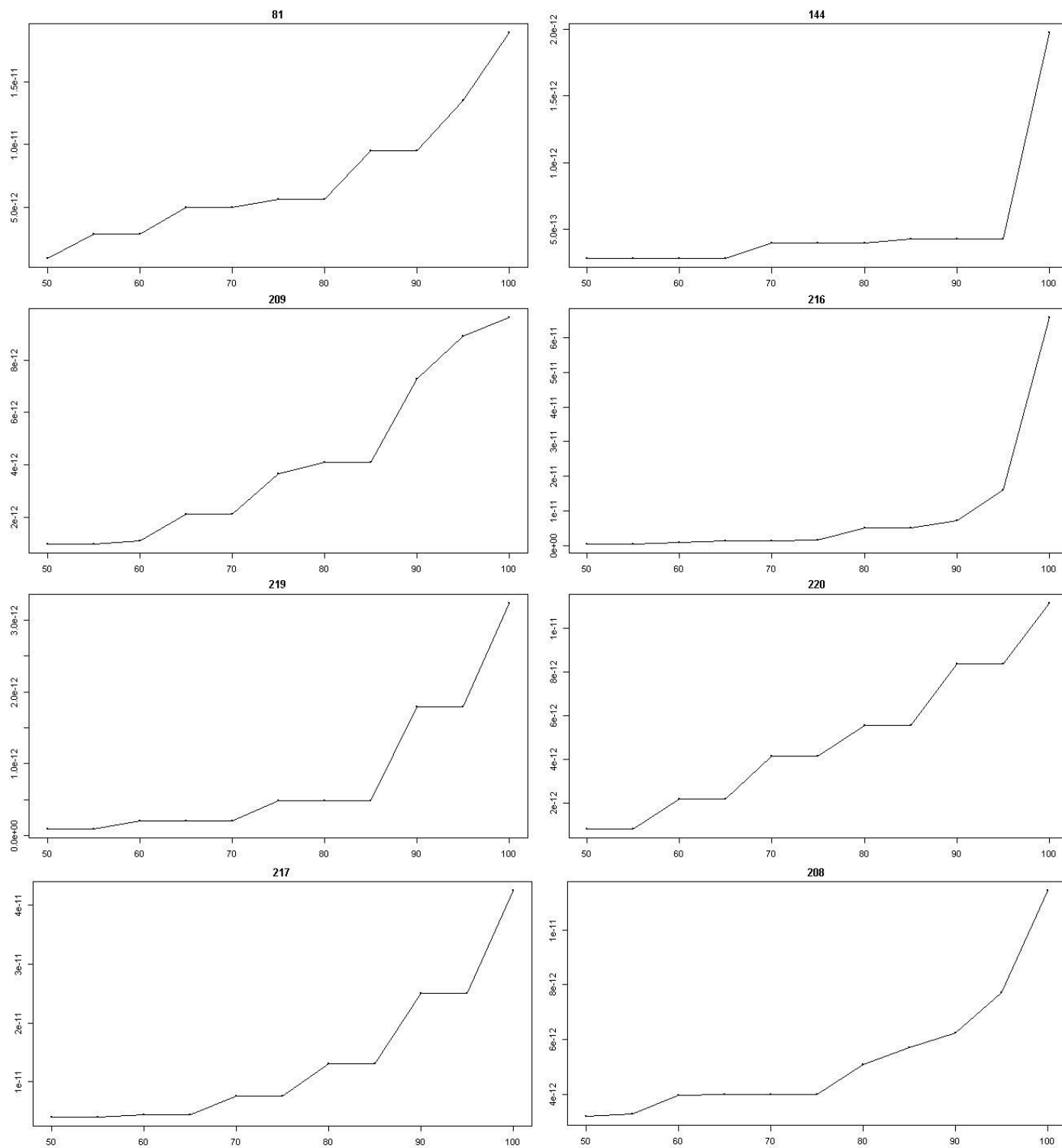


Figura 6 – Comparação, para cada indivíduo seguido, do tamanho da área vital (yy) com o número, em percentagem, das localizações utilizadas (xx).

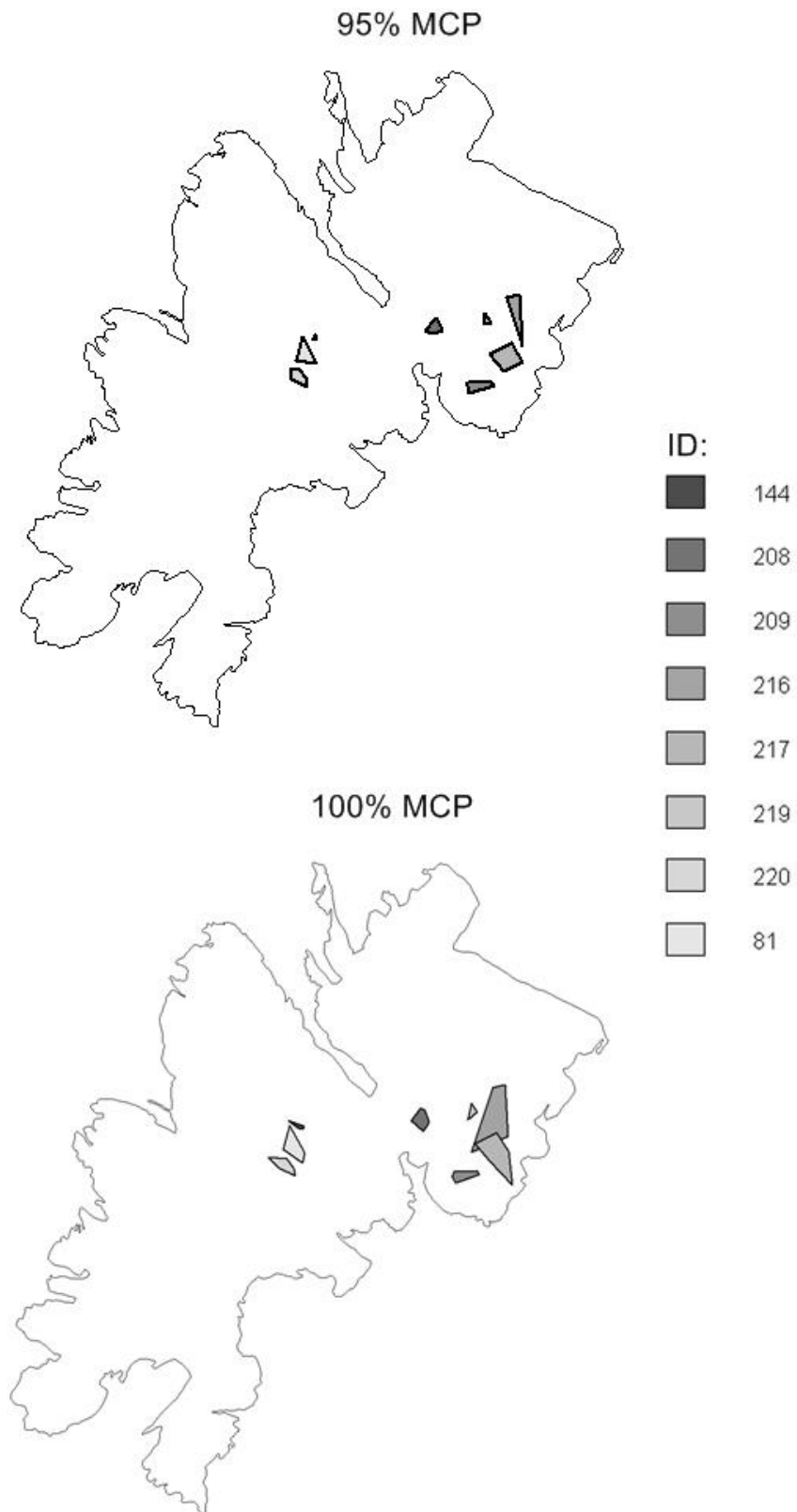


Figura 7 – Áreas vitais dos 8 ratos seguidos em 95% e 100% dos mínimos polígonos convexos calculados.

Estudo da dieta

No total foram dissecados e analisados os seus conteúdos estomacais e fecais de 23 ratos. Dois tipos principais de alimento foram identificados: Plantas, com 13 espécies identificadas; e invertebrados, incluindo 7 grupos distintos de espécies. A presença de pêlo, derivado à frequente limpeza da pelagem para a remoção de parasitas, foi registada em 100% dos estômagos e intestinos analisados, correspondendo a 2.7% do peso dos conteúdos estomacais e 2.5% do peso dos conteúdos fecais. O material não identificado compreende não só o material altamente digerido como os restos de isco, formigas, pedras e outros vestígios de solo, plásticos e outros materiais artificiais de origem humana, representando 10.9% do peso total dos conteúdos estomacais e 4.7% dos conteúdos intestinais. O grupo Parasitas engloba parasitas externos como carraças e pulgas e parasitas internos como nemátodes e ténias. Apresentam nos conteúdos estomacais 0.24% do peso total e estão presentes em 34.8% dos estômagos analisados, sendo os nematodes o grupo mais representativo. No intestino fazem 1.4% do peso total dos conteúdos, estando presentes em 56,5% dos intestinos analisados, sendo o parasita mais comum a ténia *Taenia* sp.. Não foi encontrada a presença de vertebrados na dieta, excetuando a presença de algumas penas, sempre em valores inferiores a 0,1% do peso total dos conteúdos.

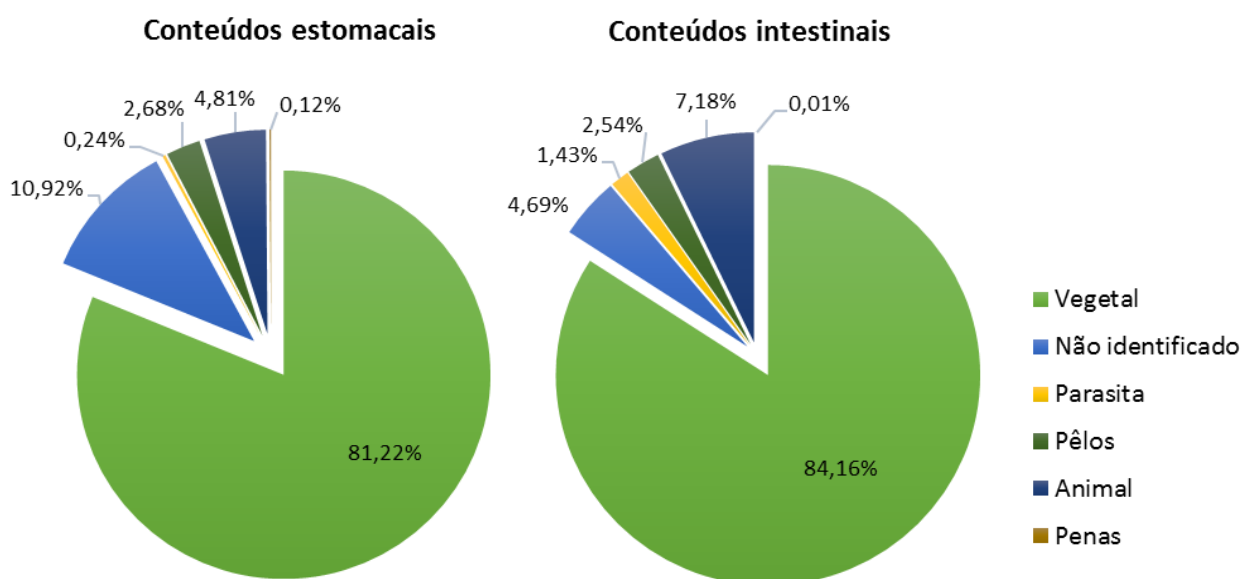


Figura 8 – Proporção de cada grupo de itens encontrados nos conteúdos estomacais e intestinais.

A dieta de *Rattus rattus* é composta principalmente por plantas, abundância relativa no estômago de 94.3% e 92,1% no intestino, estando presentes em todos os estômagos e intestinos analisados. A *Calendula suffruticosa* foi a espécie identificada mais abundante (CP=23.0%) e mais frequente (IF= 65.2%), seguida pela *Urtica membranacea* (IF=52.2; CP=10.0), *Atriplex prostrata* (IF=38.5%; CP=3.9%) nos meses de Inverno e *Stellaria media* nos meses de Primavera (IF=20.0%; CP=10.7%) (Tab.VI).

Tabela VI – Percentagem da frequência de ocorrência (IF) e abundância relativa (relação entre o peso total de cada item e o peso total dos diversos itens: CP), de cada espécie predada e outros tipos de alimentos nos estômagos em cada estação e nos intestinos.

Classe/ Ordem/Família	Presença	Inverno		Primavera		Total		Intestino	
		n=13		n=10		n=23		n=23	
		IF	CP	IF	CP	IF	CP	IF	CP
	Material Vegetal	100	92,90	100	97,09	100	94,30	100	92,13
Amaryllidaceae	<i>Narcissus bulbocodium subsp. obesus</i>	38,46	5,02	20,00	0,25	26,09	3,43	43,48	
Aspleniaceae	<i>Asplenium maritimum</i>							4,35	
Asteraceae	<i>Calendula suffruticosa</i>	53,85	13,69	100	41,44	65,22	22,95	82,61	
Brassicaceae	<i>Lobularia maritima</i>			10,00	1,04	4,35	0,35		
Caryophyllaceae	<i>Stellaria media</i>	30,77	3,76	20,00	10,70	21,74	6,08	26,09	
	<i>Sagina maritima</i>			10,00	0,02	4,35	0,01	4,35	
Chenopodiaceae	<i>Atriplex prostrata</i>	38,46	3,87			30,43	2,58	30,43	
Geraniaceae	<i>Geranium molle</i>	7,69	0,20			4,35	0,14	4,35	
Liliaceae	<i>Allium ampeloprasum</i>	7,69	20,26			4,35	13,50	4,35	
Poaceae	<i>Polypogon maritimus</i>							4,35	
	<i>Desmazeria marina</i>							4,35	
Portulacaceae	<i>Montia fontana</i>			10,00	0,07	4,35	0,02	4,35	
Urticaceae	<i>Urtica membranacea</i>	46,15	9,24	30,00	11,39	52,17	9,95	52,17	
	Material vegetal não identificado	61,54	36,85	80,00	32,18	69,57	35,29	52,17	
	Material Animal	84,62	7,10	90,00	2,57	86,96	5,59	86,96	7,86
Insecta	Coleoptera	38,46	0,10	40,00	0,52	43,48	0,24	39,13	
Insecta	Lepidoptera larvae	61,54	4,10	80,00	1,22	73,91	3,14	82,61	
Hemiptera	<i>Pyrrhocoris apterus</i>							4,35	
Oligochaeta	<i>Lumbricus terrestris</i>	23,08	0,24			8,70	0,16		
Lycosidae	<i>Arctosa sp.</i>	23,08	0,78	30,00	0,19	30,43	0,58	47,83	
Chilopoda	Scolopendra	23,08	0,15	30,00	0,23	21,74	0,18	30,43	
Gastropoda	Gastropoda	15,38	0,90			13,04	0,60	4,35	
Aves	Penas	23,08	0,01	20,00	0,34	21,74	0,12	21,74	0,01
	Material animal não identificado	23,08	0,84	30,00	0,41	26,09	0,69	8,70	

Nenhuma das espécies da flora consumidas é alóctone nem endêmica da Berlenga. A espécie mais consumida (*Calendula suffruticosa*) é endêmica da Península Ibérica e o *Narcissus bulbocodium* subsp. *obesus*, presente em 26.1% dos estômagos e 43.5% dos intestinos, é endêmico da Península Ibérica e Marrocos. A maior parte das espécies estão dispersas por toda a ilha, excetuando o *Allium ampeloprasum* que se encontra exclusivamente na zona do farol e a *Stelaria media* que apenas está presente na Ilha Velha.

As partes das plantas consumidas variam conforme a espécie. As partes consumidas preferencialmente são sementes, seguidas de flores e folhas. Das 7 espécies em que são consumidas as sementes, estas estão presentes em 100% dos estômagos e intestinos que contém a espécie (excetuando *Urtica membranacea*, IF= 90.9%) (Tab.VII). Em 8 espécies apenas foi consumida uma parte da planta e em 5 espécies duas ou mais partes da planta estavam presentes nos conteúdos estomacais e intestinais. A espécie com mais diferentes partes consumidas foi a *Urtica membranacea* sendo ingeridas sementes, flores, folhas, caules e raízes. Em todas as quatro espécies mais consumidas mais do que uma parte da planta foi ingerida, variando a parte que foi consumida preferencialmente. Na *Calendula suffruticosa* a parte mais consumida foi o fruto (IF=94.1%) sendo também consumidas as flores e as folhas; *Atriplex prostrata* é essencialmente predado nas sementes e flores (IF=100% e 76.9% respetivamente) e *Stelaria media* nas sementes e frutos (IF=100% e 18.2% respetivamente).

O material vegetal não identificado é composto principalmente por caules, raízes (IF= 81.8) e frutos (IF=27.3) (Tab.VII).

O dano causado às sementes varia em função da espécie. A maioria é destruída na passagem pelo sistema digestivo e apenas três espécies de sementes chegaram intactas ao intestino (*Atriplex prostrata*, *Asplenium maritimum* e *Polypogon maritimus*).

Tabela VII – Percentagem dos conteúdos estomacais que possuem a espécie em que cada parte da planta está presente, e o estado das sementes quando chegam ao trato intestinal.

Espécie	Distribuição geográfica	Distribuição na ilha	Partes consumidas					Danos sementes
			Sementes	Flores	Frutos	Folhas	Caulos Raízes	
<i>Allium ampeloprasum</i>	Autóctone	Zona do farol				100		
<i>Asplenium maritimum</i>	Autóctone	Disperso na periferia	100					Intactas
<i>Atriplex prostrata</i>	Autóctone	Disperso	100	76,9		7,7		Intactas
<i>Calendula suffruticosa</i>	Endémica Península Ibérica	Disperso		5,9	94,1	8,8		
<i>Desmazeria marina</i>	Autóctone	Disperso		100				
<i>Geranium molle</i>	Autóctone	Disperso				100		
<i>Lobularia maritima</i>	Autóctone	Disperso		100				
<i>Montia fontana</i>	Autóctone	Zona de escorrências de água	100					Destruídas
<i>Narcissus bulbocodium subsp. obesus</i>	Endémica P.I. e Marrocos	Disperso		6,3		100		
<i>Polypogon maritimus</i>	Autóctone	Disperso	100					Intactas
<i>Sagina maritima</i>	Autóctone	Disperso		100				
<i>Stellaria media</i>	Autóctone	Planalto e encostas Ilha Velha	100		18,2			Destruídas
<i>Urtica membranacea</i>	Autóctone	Disperso	90,9	9,1		18,2	18,2	Destruídas
Não identificado			9,1		27,3	9,1	81,8	Destruídas

A matéria animal é também importante na dieta de *Rattus rattus*, estando presente em 86.96% de todos os estômagos e intestinos analisados, apesar dos valores de abundância relativa serem baixos (CP estômago: 5.59%; CP intestino: 7.86%). Excetuando as penas encontradas toda a matéria animal identificada provém de invertebrados. As larvas de lepidoptera foram as presas mais consumidas (CP=3.14), estando presentes em 73.9% dos estômagos e 82.6% dos intestinos analisados. A seguir, adultos e larvas de coleoptera (CP=0.24%) com um índice de frequência no estômago de 43.5% e de 39.1%

no intestino. A espécie *Arctosa* sp. é a terceira categoria de matéria animal mais consumida (CP=0.58) estando presente em 30.4% dos estômagos e 47.8% dos intestinos analisados.

Em 21.74% dos estômagos e intestinos foram encontrados vestígios de penas, CP estomago: 0.12% e CP intestino: 0.01%. A identificação não foi possível devido ao reduzido tamanho reduzido e o carácter não específico das penas.

Não há diferenças significativas nas abundâncias relativas das presas consumidas por *Rattus rattus* no Inverno e na Primavera (Mann-Whitney: $U=275.5$, $p=0.465$), nem nas frequências de cada presa entre o estômago e intestino (Mann-Whitney: $U=303$, $p=0.852$).

Discussão

Aspetos biométricos e reprodução

Os machos de *Rattus rattus* na ilha da Berlenga tendem a exibir dimensões superiores relativamente às fêmeas. Os resultados obtidos corroboram aqueles conseguidos por (Silva 1988) para a mesma população. O dimorfismo sexual é mais acentuado em animais poliginicos e reflete as pressões ambientais a que estes animais estão sujeitos (Lande 1980; Weckerly 1998). Entre as mais comuns pressões seletivas está a seleção sexual, quer pela escolha de parceiro pelo sexo oposto ou pela competição intrasexual (Weckerly 1998; Blanckenhorn 2000; Lande 1980). Espera-se que dimensões corporais maiores aumentem o sucesso reprodutivo dos machos através de um aumento na aquisição de parceiras, dimensões superiores nas fêmeas associa-se a uma maior sobrevivência da descendência pela maior qualidade dos cuidados maternos e um tamanho menor é associado a uma maturação sexual precoce e a um menor gasto de energia (Wolff & Sherman 2008). Estes resultados podem indicar que a população exibe um comportamento de poliginia (um macho, várias parceiras sexuais) e que existe uma forte competição sexual macho-macho.

Quando se procede à análise comparativa das biometrias da população da Berlenga com outras populações conspecíficas de outras regiões verificam-se grandes diferenças. As comparações entre o peso e o comprimento do corpo mostram que na Berlenga a população de rato-preto exibe valores superiores que a maioria das populações continentais e insulares da mesma espécie de acordo também com as conclusões de Silva (1988), que efetuou várias comparações entre medidas morfométricas da população da Berlenga com populações de ilhas Mediterrânicas e outras populações insulares e continentais (Tab. VIII).

O gigantismo insular em roedores está bem documentado e é constatado em muitos estudos populacionais (Lawlor 1982; Angerbjorn 1986; Lomolino 1985; Adler 1996; Michaux et al. 2002). O aumento generalizado das dimensões corporais em sistemas insulares é uma resposta a várias pressões seletivas

como a área e o isolamento da ilha, diferenças climáticas, competição, níveis de predação e efeitos genéticos (Meiri et al. 2008; Lomolino 2005; Angerbjorn 1986; Millien & Damuth 2004). Como resultado, numa ilha, a dimensão corporal de uma espécie tende a convergir para um tamanho ótimo ou fundamental para uma particular estratégia ecológica (Lomolino 2005; Millien 2006). O gigantismo de *Rattus rattus* na Berlenga poderá estar relacionado com uma maior disponibilidade de alimentos, menor competição interespecífica e menores pressões de predação.

Tabela VIII – Valores médios do peso e comprimento do corpo, colhidos em machos e fêmeas em várias populações de *Rattus rattus*. Extraído de ¹ - (Silva 1988); ² - (Hervías et al. 2014); ³ - (Clark 1980); ⁴ - (Quillfeldt et al. 2008); ⁵ - (Hooker & Innes 1995); ⁶ - (Shiels 2011).

	PESO (gr)		COMPRIMENTO CORPO (cm)	
	Machos	Fêmeas	Machos	Fêmeas
BERLENGAS (2015/2016)	252.0 (n=66)	204.1 (n=39)	194.6 (n=14)	177.7 (n=11)
BERLENGAS ¹ (1988)	240.46 (n=98)	234.29 (n=58)	203.14 (n=37)	199.54 (n=13)
PORTUGAL CONTINENTAL ¹	-	-	196.2 (n=34)	195.8 (n=24)
AÇORES ²	167.7 (n=17)	204.1 (n=13)	196.2 (n=17)	195.8 (n=13)
GALÁPAGOS ³	111 (n=349)	128 (n=333)	158 (n=349)	154 (n=333)
ILHAS FALKLAND ⁴	122.8 (n=231)	130.6 (n=75)	154.4 (n=231)	159.0 (n=75)
NEW ZEALAND ⁵	155.9 (n=12)	141.4 (n=12)	-	-
HAWAII ⁶		111.1 (n=57)		162.2 (n=57)

O aparecimento de juvenis foi mais notório a partir do mês de junho até ao final do ano (Fig. 4), o que sugere uma reprodução contínua, mas que deve ser mais ativa no período da Primavera durante a época de maior abundância de alimentos. De facto, aquando do estudo da dieta, foi possível verificar a existência de fêmeas grávidas em diferentes estádios a partir do mês de abril

(3 fêmeas grávidas) e em junho (1 fêmea grávida). A média do número de fetos presentes foi de 7 (Limites: 5-10).

Estimação de efetivos e áreas vitais

A média do sucesso de captura foi de 8.9% (Limites: 4.3 – 22.3%). O número de capturas, embora baixo, está perto do normalmente registrado para a espécie (Galápagos: 8.1 - 22.7% (Riofrío-Lazo & Páez-Rosas 2015)). A percentagem de recapturas também foi baixa, no total foram recapturados 18.1% dos ratos. Dada a frequência das sessões de captura não é provável que o baixo nível de recapturas se deva exclusivamente à mortalidade. Um baixo nível de recapturas influencia a estimação de parâmetros demográficos (Clark 1980).

Nos índices de captura calculados para ambas as grelhas as populações apresentaram flutuações elevadas durante os meses de amostragem. Ao longo do ano, na grelha A, há um aumento na abundância até maio, onde se regista o maior valor, com um índice de abundância de 120 ind/100 noites de armadilhagem, que posteriormente diminui até atingir o seu mínimo de 6 ind/100 noites de armadilhagem no mês de agosto e aumenta para os meses seguintes de outubro e dezembro. Na grelha C as abundâncias vão diminuindo desde fevereiro até junho onde atinge o seu mínimo de 15 ind/100 noites de armadilhagem, e aumenta nos meses de Outono/Inverno atingindo o seu máximo em novembro com um número estimado de 250 ind/100 noites de armadilhagem.

As flutuações nas abundâncias de roedores são comuns. As causas destas flutuações podem ser variadas e difíceis de determinar. Em populações insulares estas flutuações estarão fortemente ligadas à atividade reprodutora, sendo a natalidade o principal, se não único, fator responsável pelo influxo de novos animais à população. A predação, competição, a variação na abundância de alimentos e outros recursos, e as condições climáticas também estão relacionados com a densidade de roedores (Previtali et al. 2009; Tkadlec & Zejda 1998; Moller & Craig 2012). A combinação destes fatores pode não ser uma constante ao longo do tempo e afetar a população de diferentes formas.

Espera-se um aumento do número de indivíduos na Primavera, devido à maior abundância de alimento, ao influxo dos juvenis que saem dos ninhos, e ao aumento do número de turistas que alocam recursos adicionais. No sentido contrário espera-se uma diminuição durante a época seca (meio do Verão) quando a maior parte da vegetação morre e há uma diminuição dos recursos. É provável que durante esta época os eventos de predação sejam mais acentuados devido ao elevado número de gaivotas que nidificam na ilha, e à colocação de veneno raticida pela Câmara de Peniche junto às habitações durante o período turístico. De facto, há um decréscimo no número de capturas e nas abundâncias estimadas para este período de junho-agosto (Figs. 3 e 5).

As densidades absolutas em pequenos mamíferos são difíceis de avaliar porque os métodos assumem uma igual probabilidade de captura e sobrevivência (Moller & Craig 2012), o que na realidade não se verifica. Muitos fatores podem fazer variar as probabilidades de captura, tanto fatores intrínsecos de cada animal como comportamento “trap-shy” (animais que não entram nas armadilhas por estas representarem objetos estranhos) ou mais raramente “trap-happy” (animais viciados nas armadilhas/isco), como fatores extrínsecos que afetam a atividade dos indivíduos como a sazonalidade, fatores climáticos ou até a luz da lua (Shanker 2000; Stokes et al. 2001; Tobin et al. 1994).

As estimativas das densidades foram relativamente altas, 40 ind/ha para a grelha A e 36 ind/ha para a grelha C. Na grelha Ilha Velha o erro associado à estimação do valor de densidade é superior ao da Berlenga (desvio padrão de 16.52 e 9.64 respetivamente), assim como nos limites de confiança (grelha A: 18.49 - 87.18; grelha C: 21.82 – 60.59). O valor de densidade para a grelha C é mais preciso do que o da grelha A, embora este também apresente um erro relativamente elevado.

Com estes valores de densidades a estimação para a população total de rato-preto na ilha da Berlenga situa-se entre os 2800 - 3100 ratos. Dado os baixos valores de recapturas estes resultados podem não representar a realidade e o tamanho da população pode ter sido sobrestimado.

Os valores das áreas vitais calculados são no geral reduzidos e os menores registados comparativamente a áreas vitais de outras populações insulares e continentais (Shiels 2010; Dowding & Murphy 1994; Harper & Bunbury 2015; Pryde et al. 2005; Whisson et al. 2007).

As deslocações médias dos ratos foram, em geral, reduzidas. Este facto pode ser constatado pela maioria das recapturas terem sido na mesma armadilha em que foram capturados pela primeira vez e pela reduzida área estimada para as áreas vitais (média de 0.098ha). O baixo nível de deslocações desta população já tinha sido verificado por (Silva 1988), onde concluiu que a maioria das deslocações (70%) foram inferiores ou iguais a 20 metros e só 10% superiores a 40 metros (cálculo das distâncias médias das recapturas sucessivas). A sedentarização em habitats insulares é uma resposta comum de populações que apresentam grandes densidades e requerem uma otimização do espaço.

Dieta

O rato-preto é altamente omnívoro, consumindo uma grande variedade de tipos de alimento, como plantas, invertebrados, vertebrados e fungos (Shiels et al. 2014). No entanto é um consumidor altamente seletivo, a combinação de 2 a 4 tipos de alimentos específicos compreendem a dieta da maioria dos ratos (Clark 1982; Riofrío-Lazo & Páez-Rosas 2015; Norman 1970).

Neste estudo nenhum rato continha apenas 1 espécie no estômago. O número de espécies consumidas variou de 2 a 10 espécies, sendo o número médio de presas no estômago de 4.8 (desvio-padrão: 2.06). Este resultado é indicativo de que esta população de rato-preto faz uma combinação de vários tipos de alimentos ao invés de comer o mais possível de apenas uma espécie encontrada.

De acordo com os resultados obtidos, tanto para os conteúdos estomacais como para os conteúdos intestinais, o material vegetal forma a maior parte da dieta dos ratos, representado mais de 94% do peso dos conteúdos estomacais e mais de 92% do peso dos conteúdos intestinais. A grande dominância de uma dieta rica em plantas está de acordo com a maioria dos estudos realizados para esta espécie em outros locais: ilhas da costa sul de França de 35.8 a

99.5% dos conteúdos estomacais (Cassaing et al. 2007); Galápagos, 98.20% (Riofrío-lazo & Páez-Rosas 2015); 75 a 80%, ilhas do Pacífico (Shiels et al. 2014).

A predação em plantas verifica-se predominantemente ao nível das sementes e frutos (Shiels et al. 2013; Shiels et al. 2014; Grant-Hoffman & Barboza 2010; Riofrío-Lazo & Páez-Rosas 2015; Gales 1982), coincidindo com os resultados deste estudo. O consumo particular destas partes pode refletir a mais elevada concentração de energia e nutrientes que as sementes possuem em comparação a outras partes da planta (Grant-Hoffman & Barboza 2010).

O maior impacto destes roedores nas comunidades vegetais vem assim da supressão e da redução do recrutamento de sementes para o estado adulto. Neste estudo foi verificada a destruição de sementes principalmente nas espécies *Stelaria media* e *Urtica membranacea*. O consumo de frutos também poderá levar à destruição de sementes (ex.: *Calendula suffruticosa*). Por outro lado, a presença de sementes intactas nos conteúdos intestinais poderá indicar que o rato-preto também funciona como dispersor (ex.: *Atriplex prostrata*). É provável que os ratos afetem estas comunidades de ambas as formas, tanto pela predação como pela dispersão de sementes (Shiels & Drake 2011).

Não foi verificada a predação nem dispersão de plantas endémicas ou invasoras durante o período de estudo.

As mudanças sazonais no consumo de algumas espécies estão de acordo com o comportamento alimentar oportunista característico dos ratos durante as épocas de reprodução ou das estações de inverno. Neste estudo podemos notar um aumento do consumo de *Calendula suffruticosa* nos meses de primavera (aumento de quase 50% no índice de frequência desta espécie nos conteúdos estomacais) que estará relacionado com o aumento na abundância desta espécie que ocorre neste período. No sentido oposto a predação de *Urtica membranacea* diminui nos meses de Primavera onde a sua abundância no meio também diminui. O consumo de *Atriplex prostrata* está presente apenas nos meses de Inverno, refletindo o ciclo de vida da planta que tem o seu fim de floração e vida por volta do mês do Dezembro (Tauleigne Gomes et al. 2004).

As principais presas animais registadas, ao nível dos invertebrados, também são comumente citadas na literatura (Shiels et al. 2014; St Clair 2011). O filo mais representativo são os artrópodes, seguido do filo Mollusca, pela predação de caracóis, e o filo Annelida pela predação de minhocas. São predados 5 grupos distintos de Artrópodes, que representam mais de 74% do peso da matéria animal consumida. Entre eles estão três classes diferentes: Insecta, que é o grupo mais representativo, com as ordens Coleoptera, Lepidoptera e Hemiptera; a classe Chilopoda, com uma espécie de centopeia do género Scolopendra; e Arachnida, com uma espécie de aranha-lobo do género Arctosa.

Pelo desconhecimento do estado das populações de artrópodes na Berlenga, o conhecimento do real impacto da predação pelo rato-preto nestas populações é limitado. Pelo desconhecimento do estado das populações de artrópodes na Berlenga, o conhecimento do real impacto da predação pelo rato-preto nestas populações é limitado.

Jones et al. (2008) publicaram uma análise de toda a literatura existente sobre interações de ratos invasores e aves marinhas, tendo listado 115 interações independentes em 61 ilhas, sendo afetadas 75 espécies de 10 famílias de aves marinhas. As aves mais afetadas são da família Hydrobatidae, juntamente com outras espécies pequenas que nidificam em cavidades. Das três espécies de ratos invasores analisados (*R. rattus*, *R. norvegicus* e *R. exulans*) *Rattus rattus* foi o que apresentou mais impacto nas populações de aves marinhas.

Apesar da existência de algumas penas presentes em mais de 21% dos estômagos, a pequena quantidade, o carácter reduzido e a não presença de fragmentos de tecido agarrado às penas, não permite confirmar a predação de aves pelo rato-preto. Contudo não se pode excluir a hipótese da predação em aves, de notar que o período de captura para o estudo da dieta não coincide com a existência nem de crias nem da postura de ovos por nenhuma das espécies de aves existentes na Berlenga, sendo este o período mais provável de predação por parte de *Rattus rattus* (Yabe et al. 2009; Jones et al. 2008; Caut et al. 2008; Hervías et al. 2014).

O uso do mesmo método para a quantificação da dieta no estômago e no intestino revelou-se apropriado, pela concordância nos resultados de cada conteúdo. Partes moles de algumas espécies de plantas e animais podem ter sido altamente digeridas e conseqüentemente o seu número e peso subestimados. Na maior parte dos casos a identificação de espécies animais como os coleópteros não foi possível pelo tamanho reduzido dos fragmentos dos exosqueletos. A elevada mastigação e o pouco, ou nenhum, consumo de cascas de ovos, conchas de caracóis e de alguns exosqueletos dificulta a avaliação da importância deste tipo de presas na dieta de roedores (Meyer & Shiels 2009; Shiels et al. 2014; Caut et al. 2008; McQueen & Lawrence 2008). Um estudo anual seria necessário para entender as variações sazonais na dieta de *Rattus rattus*, que compreendesse o período de reprodução e nidificação das principais aves marinhas presentes na Berlenga e que permitisse observar as mudanças no consumo de plantas e invertebrados que possibilitasse entender o impacto anual do rato-preto nestas comunidades.

Considerações finais

As invasões de ilhas por roedores causaram grandes efeitos na flora e fauna local, por vezes levando à extinção de espécies endêmicas ou à extirpação de espécies com elevado estatuto de conservação (Courchamp et al. 2003; Harper & Bunbury 2015; Jones et al. 2008; Martin et al. 2000) e não há dúvida que estas espécies alteram profundamente muitas comunidades e ecossistemas. A erradicação destas espécies invasoras é normalmente a medida mais utilizada para atenuar ou reverter estes efeitos. Na maioria dos casos a eliminação destas espécies apresenta benefícios e a recuperação dos ecossistemas é visível mesmo a curto prazo (Courchamp et al. 2003; Imber et al. 2000; Zavaleta et al. 2001). No entanto, resultados indesejados também podem ocorrer, mesmo quando a população é estudada anteriormente (Courchamp et al. 2011; Witmer et al. 2007). Mesmo após a erradicação a composição das comunidades pode permanecer diferente da que seria se a ilha nunca tivesse sido invadida. A restauração destas ilhas para o estado inicial pode exigir um esforço e gestão adicional como a introdução ou remoção ativa de espécies de plantas (Mulder et al. 2009). É essencial entender o papel do invasor no

ecossistema onde está inserido, várias ameaças podem atuar sinergicamente, e se as espécies invasoras não forem a principal causa do declínio de uma espécie a sua remoção pode não garantir a preservação destas espécies ameaçadas, e o tempo e esforço gasto na erradicação poderiam ter sido melhor aplicados em maneiras mais eficazes de conservação (Gurevitch & Padilla 2004).

As interações entre as espécies insulares são por vezes numerosas e complexas, sendo difícil prever o impacto que a remoção de uma delas acarreta. Um pré-controlo e uma preparação à priori são fundamentais quando se inicia um programa de erradicação de uma espécie invasora (Courchamp et al. 2003). A erradicação é uma ferramenta poderosa para prevenir futuras extinções e na restauração de ecossistemas, apresentando frequentemente uma boa relação de custo-benefício, resultando em benefícios económicos e social para além de conservacionistas (Howald et al. 2007), mas o seu sucesso requer uma monitorização pós-erradicação do ecossistema a longo termo e a prevenção de futuras reintroduções (Courchamp et al. 2003). Outras medidas de controlo que requerem a diminuição e contenção do invasor necessitam de investimentos indefinidos de tempo, ferramentas e dinheiro, que pode ser desvantajoso em comparação com programas de erradicação (Zavaleta et al. 2001).

Como nenhuma invasão tem as mesmas consequências é fundamental o estudo específico das ameaças causadas pelas espécies invasoras em cada comunidade invadida. Só assim é possível definir programas de controlo eficazes e adequados a cada plano de conservação.

Referências

- Adler, G.H., 1996. The island syndrome in isolated populations of a tropical forest rodent. *Oecologia*, 108(4), pp.694–700.
- Amado, A. et al., 2007. Plano de Ordenamento da Reserva Natural Das Berlengas. *Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade*, pp.1–253.
- Angerbjorn, A., 1986. Gigantism in island populations of wood mice (*Apodemus*) in Europe. *Oikos*, 47(1), pp.47–56.
- Atkinson, I.A.E., 1985. The spread of commensal species of *Rattus* to oceanic islands and their effects on island avifaunas. *Conservation of island birds: case studies for the management of threatened island species. International Council for Bird Preservation, Cambridge, United Kingdom.*
- Banks, P.B. & Hughes, N.K., 2012. A review of the evidence for potential impacts of black rats on humans and wildlife in Australia. *Wildlife Research*, 39, pp.78–88.
- Blackburn, T.M. et al., 2004. Avian Extinction and Mammalian Introductions on Oceanic Islands. *Science*, 305(1955), pp.1955–1958.
- Blanckenhorn, W., 2000. The Evolution of Body Size: What Keeps Organisms Small? *The Quarterly Review of Biology*, 75(4), pp.385–407.
- Borchers, D.L. & Efford, M.G., 2008. Spatially Explicit Maximum Likelihood Methods for Capture–Recapture Studies. *Biometrics*, 64, pp.377–385.
- Câmara Municipal de Peniche, 2008. *Candidatura das Berlengas a Reserva da Biosfera da UNESCO*,
- Cassaing, J. et al., 2007. Diet variability of Mediterranean insular populations of *Rattus rattus* studied by stable isotope analysis. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 43(3), pp.197–213.
- Caut, S., Angulo, E. & Courchamp, F., 2008. Dietary shift of an invasive predator : rats , seabirds and sea turtles. *Journal of Applied Ecology*, 45, pp.428–437.
- Clark, D.A., 1982. Foraging Behavior of a Vertebrate Omnivore (*Rattus rattus*): Meal Structure, Sampling, and Diet Breadth. *Ecology*, 63(3), pp.763–772.
- Clark, D.B., 1980. Population Ecology of *Rattus rattus* Across a Desert-Montane Forest Gradient in the Galápagos Islands. *Ecology*, 61(6), pp.1422–1433.
- Courchamp, F. et al., 2011. *Eradication of alien invasive species: surprise effects and conservation successes*, IUCN, Gland, Switzerland.
- Courchamp, F., Chapuis, J. & Pascal, M., 2003. Mammal invaders on islands : impact , control and control impact. *Biology Review*, 78, pp.347–383.

- Davis, D.E., 1986. The Scarcity of Rats and the Black Death : An Ecological History. *The Journal of Interdisciplinary History*, 16(3), pp.455–470.
- Dowding, J.E. & Murphy, E.C., 1994. Ecology of ship rats (*Rattus Rattus*) in a kauri (*agathis australis*) forest in Northland, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, 18(1), pp.19–28.
- Gales, R.P., 1982. Age- and sex-related differences in diet selection by *Rattus rattus* on Stewart Island , New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology*, 9(4), pp.463–466.
- Grant-Hoffman, M.N. & Barboza, P., 2010. Herbivory in invasive rats : criteria for food selection. *Biological Invasions*, 12, pp.805–825.
- Gurevitch, J. & Padilla, D.K., 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? *TRENDS in Ecology and Evolution*, 19(9), pp.470–474.
- Harper, G.A. & Bunbury, N., 2015. Invasive rats on tropical islands : Their population biology and impacts on native species. *Global Ecology and Conservation*, 3, pp.607–627.
- Hervías, S. et al., 2014. How important are seabirds in the diet of black rats on islands with a superpredator ? *Zoology*, 117, pp.171–178.
- Hooker, S. & Innes, J., 1995. Ranging behaviour of forest-dwelling ship rats, *Rattus rattus*, and effects of poisoning with brodifacoum. *New Zealand Journal of Zoology*, 22, pp.291–304.
- Howald, G. et al., 2007. Invasive Rodent Eradication on Islands. *Conservation Biology*, 21(5), pp.1258–1268.
- IBM SPSS, 2011. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 20.0.
- Ihaka, R. & Gentleman, R., 1996. R: A language for data analysis and graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 5(3), pp.299–314.
- Imber, M. et al., 2000. Interactions between petrels , rats and rabbits on Whale Island , and effects of rat and rabbit eradication. *New Zealand Journal of Ecology*, 24(2), pp.153–160.
- Jones, H.P. et al., 2008. Severity of the Effects of Invasive Rats on Seabirds : A Global Review. *Conservation Biology*, 22(1), pp.16–26.
- Lande, R., 1980. Sexual Dimorphism , Sexual Selection , and Adaptation in Polygenic Characters. *Evolution*, 34(2), pp.292–305.
- Lawlor, T.E., 1982. The Evolution of Body Size in Mammals: Evidence from Insular Populations in Mexico. *The American Naturalist*, 119(1), p.54.
- Lomolino, M. V, 1985. Body Size of Mammals on Islands: The Island Rule Reexamined. *The American Naturalist*, 125(2), pp.310–316.
- Lomolino, M. V., 2005. Body size evolution in insular vertebrates: Generality of the island rule. *Journal of Biogeography*, 32(10), pp.1683–1699.
- Lowe, S. et al., 2000. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the

- Global Invasive Species Database. *The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN)*, p.12pp.
- Luís, A., 1982. *A avifauna da Ilha da Berlenga. Com especial referência à biologia de Larus argentatus*. Faculdade Ciências de Lisboa.
- Martin, J., Thibault, J. & Bretagnolle, V., 2000. Black Rats , Island Characteristics , and Colonial Nesting Birds in the Mediterranean: Consequences of an Ancient Introduction. *Conservation Biology*, 14(5), pp.1452–1466.
- McCormick, M., 2003. Rats, Communications, and Plague: Toward an Ecological History. *Journal of Interdisciplinary History*, 34(1), pp.1–25.
- McQueen, S. & Lawrence, B., 2008. Diet of ship rats following a mast event in beech (*Nothofagus* spp.) forest. *New Zealand Journal of Ecology*, 32(2), pp.214–218.
- Meiri, S., Cooper, N. & Purvis, A., 2008. The island rule: made to be broken? *Proceedings of The Royal Society B*, 275, pp.141–148.
- Meirinho, A. et al., 2014. *Atlas das Aves Marinhas de Portugal*, Lisboa: Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves.
- Meyer, W.I. & Shiels, A., 2009. Black Rat (*Rattus rattus*) Predation on Nonindigenous Snails in Hawai'i: Complex Management Implications 1. *Pacific Science*, 63(3), pp.339–347.
- Michaux, J.R. et al., 2002. Body size increase in insular rodent populations: A role for predators? *Global Ecology and Biogeography*, 11(5), pp.427–436.
- Millien, V., 2006. Morphological evolution is accelerated among island mammals. *PLoS Biology*, 4(10), pp.1863–1868.
- Millien, V. & Damuth, J., 2004. Climate change and size evolution in an island rodent species: new perspectives on the island rule. *Evolution; international journal of organic evolution*, 58(6), pp.1353–1360.
- Mohr, C.O., 1947. Table of Equivalent Populations of North American Small Mammals. *American Midland Naturalist*, 37(1), pp.223–249.
- Moller, H. & Craig, J.L., 2012. The population ecology of *Rattus exulans* on Tiritiri Matangi Island , and a model of comparative population dynamics in New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology*, 14(3), pp.305–328.
- Mooney, H.A. & Cleland, E.E., 2001. The evolutionary impact of invasive species. In *PNAS*. pp. 5446–5451.
- Mulder, C. et al., 2009. Direct and indirect effects of rats: does rat eradication restore ecosystem functioning of New Zealand seabird islands? *Biology Invasions*, 11, pp.1671–1688.

- Nams, V.O., 2006. Locate III User's Guide.
- Nogales, M., Rodríguez-Luengo, J.L. & Marrero, P., 2006. Ecological effects and distribution of invasive non-native mammals on the Canary Islands. *Mammal Review*, 36(1), pp.49–65.
- Norman, F.I., 1970. Food preferences of an insular population of *Rattus rattus*. *Journal of Zoology*, 162, pp.493–503.
- Nowak, R.M., 1991. *Walker's mammals of the world* 5th ed., Hopkins University Press, Baltimore. Maryland.
- Pimentel, D., Zuniga, R. & Morrison, D., 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, 52, pp.273–288.
- Previtali, A. et al., 2009. Population dynamics of two sympatric rodents in a variable environment : rainfall, resource availability, and predation. *Ecology*, 90(7), pp.1996–2006.
- Pryde, M., Dilks, P. & Fraser, I., 2005. The home range of ship rats (*Rattus rattus*) in beech forest in the Eglinton Valley , Fiordland , New Zealand : A pilot study. *New Zealand Journal of Zoology*, 32, pp.139–142.
- Quillfeldt, P. et al., 2008. Introduced mammals coexist with seabirds at New Island , Falkland Islands: abundance , habitat preferences , and stable isotope analysis of diet. *Polar Biology*, 31, pp.333–349.
- Riofrío-Lazo, M. & Páez-Rosas, D., 2015. Feeding Habits of Introduced Black Rats, *Rattus rattus*, in Nesting Colonies of Galapagos Petrel on San Cristóbal Island, Galapagos. *PLoS ONE*, 10(5), pp.1–14.
- Sax, D.F. & Gaines, S.D., 2008. Species invasions and extinction : The future of native biodiversity on islands. *PNAS*, 105(1), pp.11490–11497.
- Shanker, K., 2000. Small mammal trapping in tropical montane forests of the Upper Nilgiris, southern India: an evaluation of capture-recapture. *Journal of Bioscience*, 25(1), pp.99–111.
- Shiels, A.B. et al., 2014. Biology and Impacts of Pacific Island Invasive Species . 11 . *Rattus rattus*, the Black Rat (Rodentia : Muridae). *Pacific Science*, 68(2), pp.145–184.
- Shiels, A.B. et al., 2013. Dietary niche differentiation among three species of invasive rodents (*Rattus rattus*, *R. exulans*, *Mus musculus*). *Biology Invasions*, 15, pp.1037–1048.
- Shiels, A.B., 2011. Frugivory by introduced black rats (*Rattus rattus*) promotes dispersal of invasive plant seeds. *Biol Invasions*, 13, pp.781–792.
- Shiels, A.B., 2010. *Population ecology of introduced rodents (Rattus rattus, Rattus exulans, and Mus musculus) and their habitat uses in Hawaiian mesic forest*. University of Hawaii , Manoa.

- Shiels, A.B. & Drake, D.R., 2011. Are introduced rats (*Rattus rattus*) both seed predators and dispersers in Hawaii? *Biology Invasions*, (13), pp.883–894.
- Silva, M., 1988. *Estudo preliminar da ecologia da população de rato-preto, Rattus rattus, da ilha da Berlenga*. Faculdade Ciências de Lisboa.
- Stanley, T.R. & Burnham, K., 1999. A closure test for time-specific capture-recapture data. *Environmental and Ecological Statistics*, 209(6), pp.197–209.
- Stokes, M.K., Slade, N.A. & Blair, S.M., 2001. Influences of weather and moonlight on activity patterns of small mammals : a biogeographical perspective. *Canada Journal of Zoology*, 79, pp.966–972.
- Tauleigne Gomes, C. et al., 2004. *Componente Vegetal do Plano de Ordenamento da Reserva Natural das Berlengas: Flora e Vegetação do Arquipélago Das Berlengas*,
- Tkadlec, E. & Zejda, J., 1998. Small rodent population fluctuations : The effects of age structure and seasonality. *Evolutionary Ecology*, 12, pp.191–210.
- Tobin, M.E., Sugihara, R.T. & Engeman, R.M., 1994. Effects Of Initial Rat Captures On Subsequent Capture Success Of Traps. *Proceedings of the Sixteenth Vertebrate Pest Conference*, 62.
- Towns, D.R., Atkinson, I.A.E. & Daugherty, C.H., 2006. Have the harmful effects of introduced rats on islands been exaggerated ? , pp.863–891.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., et al., 1997. Human Domination of Earth ' s Ecosystems. *Science*, 277(5325), pp.494–499.
- Vitousek, P.M., D'Antonio, C.M., et al., 1997. Introduced Species : A Significant Component Of Human-Caused Global Change. *New Zealand Ecological Society*, 21(1), pp.1–16.
- Weckerly, F.W., 1998. Sexual-Size Dimorphism : Influence of Mass and Mating Systems in the Most Dimorphic Mammals. *Journal of Mammalogy*, 79(1), pp.33–52.
- Whisson, D., Quinn, J. & Collins, K., 2007. Home Range And Movements Of Roof Rats (*Rattus rattus*) In An Old-Growth Riparian Forest, California. *Journal of Mammalogy*, 88(3), pp.589–594.
- Witmer, G., Boyd, F. & Hillis-starr, Z., 2007. The successful eradication of introduced roof rats (*Rattus rattus*) from Buck Island using diphacinone , followed by an irruption of house mice (*Mus musculus*). *Wildlife Research*, 34, pp.108–115.
- Yabe, T. et al., 2009. Seabirds In The Stomach Contents Of Black Rats *Rattus Rattus* On Higashijima , The Ogasawara (Bonin) Islands , Japan. *Marine Ornithology*, 37, pp.293–295.
- Yoshida, T.H. et al., 1974. Cytogenetical survey of black rats, *Rattus rattus*, in Southwest and central Asia, with special regard to the evolutionary relationship between three geographical types. *Chromosoma*, 45, pp.99 – 109.

Zavaleta, E.S. et al., 2001. Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context.
TRENDS in Ecology & Evolution, 16(8), pp.454–459.