

Os gatos assilvestrados estão a levar os ecossistemas costeiros sensíveis ao seu fim? O caso de estudo de uma população de gatos da Ilha Deserta, Ria Formosa

(Estágio curricular no âmbito da licenciatura de Biologia)

Trabalho orientado por:

António Luís

Nuno Oliveira



Bruno Almeida

Nº Mec.: 102602

2022/2023

Índice

Resumo	3
1.Introdução.....	4
1.1 Espécies invasoras	4
1.2 Ilhas.....	4
1.3 Gato	5
1.4 Erradicação	6
1.5 Enquadramento do projeto	7
1.6 Objetivos e Hipóteses	7
2. Métodos.....	7
2.1 Zona do estudo	7
2.2. Remoção dos gatos.....	8
2.3 Armadilhagem fotográfica	9
2.3 Processamento das imagens da armadilhagem fotográfica.....	11
2.4 Análise dos dados	11
2.5 Controlo de roedores.....	12
3. Resultados.....	13
3.1 Riqueza específica.....	13
3.2 Índice de Abundância Relativa (RAI).....	15
4. Discussão.....	21
4.1 Riqueza específica.....	22
4.2 Índice de Abundância Relativa (RAI).....	22
4.3 Limitações do estudo e trabalhos futuros	23
5. Conclusão.....	24
Agradecimentos:.....	26
Referências:	27
Anexos:	30
Anexo A: Trabalhos realizados.....	30
Anexo B: Formulário para monitorização de gatos através de armadilhagem fotográfica.....	31
Anexo C: Média mensal do RAI com desvio padrão	32
Anexo D: Teste T de duas amostras emparelhadas para as médias da pré-remoção e pós-remoção.....	35

Resumo

A emergência de múltiplas espécies invasoras tem contribuído para a atual crise de extinção que enfrentamos. Essas espécies podem causar impactos negativos significativos nos ecossistemas, ameaçando a biodiversidade e afetando os recursos naturais, a economia e a saúde humana. A nível das ilhas, esse impacto das espécies invasoras costuma ser mais evidente, já que as espécies nativas não estão adaptadas para lidar com essas ameaças. Gatos e roedores são as espécies mais introduzidas nas ilhas. Neste estudo realizado na ilha Deserta (Parque Natural da Ria Formosa), é pretendido investigar a influência da remoção dos gatos em diferentes espécies de aves e mamíferos. Os gatos foram removidos da ilha entre março de 2021 e março de 2022. Antes, durante e após a remoção, foi estabelecida uma grelha de armadilhas fotográficas que cobriu grande parte da ilha. Essas imagens foram processadas e a partir delas foi calculado a média mensal do Índice de Abundância Relativa (RAI) para as potenciais espécies presas dos gatos. Esses valores foram divididos em três períodos: pré-remoção, remoção e pós-remoção. Com os dados organizados nesses períodos, foi realizada uma comparação dos RAI's da pré-remoção com os da pós-remoção das espécies mais relevantes para o estudo e calculado a riqueza específica nesses dois períodos. Foi observado um aumento na riqueza específica, o que pode ser considerado um possível resultado positivo da remoção dos gatos, já que pode ter promovido a recuperação de espécies nativas anteriormente ameaçadas. Na comparação do RAI por espécie entre os diferentes períodos, foi observado um RAI de valor maior na pós-remoção para pequenos mamíferos, tanto na espécie invasora, nomeadamente a ratazana-castanha *Rattus norvegicus*, quanto na espécie nativa, nomeadamente o rato-das-hortas *Mus spretus*. Um maior índice de abundância relativa na pós-remoção da ratazana-castanha parece justificar alguns valores menores do RAI na pós-remoção observadas nas aves limícolas e em alguns passeriformes. Foi também observado números mais elevados do RAI durante a pós-remoção em algumas espécies de passeriformes, ressaltando o rouxinol-bravo *Cettia cetti* que só teve registos durante este período. Estes resultados mostram-nos uma recuperação das espécies provavelmente ligada à remoção dos gatos. Assim, com este estudo, podemos observar que existe benefícios com a remoção do gato, mas também a necessidade do controlo dos mesopredadores introduzidos.

Palavras-chave: Espécies invasoras, Mamíferos invasores, Ilha, Ria formosa, Gato, *Felis silvestris catus*, Armadilhagem fotográfica, Aves, Roedores, *Rattus norvegicus*, Ria formosa, Ilhas barreira

1. Introdução

1.1 Espécies invasoras

Encontramo-nos numa crise de extinção trazida pela superexploração, poluição e proliferação de espécies invasoras (Tershy et al., 2015). Quando uma espécie se encontra fora da sua distribuição histórica (onde evoluíram) são consideradas espécies não nativas (ou não indígenas, exóticas, alienígenas; Ricciardi, 2013). Quando um destes organismos consegue difundir nesta nova região geográfica passando a haver impactos negativos significativos no ambiente é considerado uma invasão biológica (Ricciardi, 2013; Russell et al., 2017). O processo de invasão consiste numa sequência de acontecimentos começando pelo transporte para o novo local seguindo da introdução, estabelecimento e disseminação dos organismos nessa nova região (Ricciardi, 2013). Estas espécies na maioria dos casos não conseguem persistir (Courchamp et al., 2003), morrendo logo após a introdução ou reproduzindo-se meramente ao longo de algumas gerações, e muitos daqueles que conseguem permanecer não se espalham muito longe, nem rapidamente além do local de introdução (Ricciardi, 2013). No entanto, sendo uma pequena proporção das espécies não nativas a tornarem-se invasoras não retira o facto de estas serem em grande número e progressivo, onde se podem espalhar fortemente e levar a grandes alterações no funcionamento do ecossistema (Ricciardi, 2013; Wright, 2012). Agora dominando a maioria das paisagens, havendo registo na maioria dos países do estabelecimento de várias centenas de espécies não nativas, incluindo invertebrados, vertebrados, plantas, bactérias e fungos (Didham et al. 2005; Ricciardi, 2013).

A maioria das espécies não nativas parecem não provocar grandes efeitos nos sistemas invadidos, mas essa conclusão é amenizada porque a maioria das invasões não foram estudadas e geralmente as espécies podem não ser malignas num dado local ou momento, mas tornarem-se em tempos ou locais diferentes (Ricciardi, 2013). Por exemplo, o primeiro surto da mariposa-cigana *Lymantria dispar* na América do Norte ocorreu duas décadas depois de sua libertação inicial (Ricciardi, 2013). Estas alterações provocadas pelas espécies não nativas podem trazer vários problemas como a ameaça a biodiversidade nativa, o funcionamento normal dos ecossistemas, os recursos naturais, as economias regionais e a saúde humana (Ricciardi, 2013). Devido a estas complicações existe uma grande preocupação para a conservação e gestão destas (Ricciardi, 2013).

Ao longo dos últimos séculos, a proliferação de espécies fora da sua região de distribuição tem aumentado devido a atividades humanas, como a agricultura, viagens internacionais e comércio global (Russell et al., 2017; Ricciardi, 2013).

1.2 Ilhas

As ilhas são bastante importantes para a conservação da biodiversidade por possuírem uma pequena percentagem de área terrestre, mas deterem muitas espécies endémicas (Tershy et al., 2015). As espécies invasoras nas ilhas têm amplos impactos na biodiversidade, agricultura, economia, saúde e cultura, que tendem a ser mais fortes do que nos continentes (Russell et al., 2017).

A introdução de mamíferos predadores não nativos causa grandes impactos na biodiversidade, sendo uma das principais causas de extinção de animais, particularmente mais evidente em ilhas (Doherty et al. 2016; Ratcliffe et al., 2010; Ricciardi, 2013; Wright, 2012), já que os organismos nativos não possuem comportamento, história de vida e certas características morfológicas para combater as ameaças (Russell et al., 2017). Mais de metade das espécies extintas globalmente e quase 40% das espécies listadas como criticamente ameaçadas pela UICN (União Internacional para a Conservação da Natureza) estão restritas a ilhas. (Tershy et al., 2015).

Pode-se verificar um aumento da riqueza específica nas ilhas em relação às extinções causadas por espécies invasoras e outras ameaças, mas globalmente as invasões biológicas estão a reduzir a biodiversidade, pois poucas espécies são introduzidas amplamente, enquanto muitas outras espécies nativas únicas são extintas (Russell et al., 2017). É importante ressaltar que as ilhas abrigam uma proporção desproporcional da biodiversidade terrestre global (Medina et al., 2011).

O gato *Felis silvestris catus* e várias espécies de roedores comuns têm sido os mamíferos mais amplamente introduzidos nas ilhas (Ratcliffe et al., 2010; Russell et al., 2017), onde os gatos são indicados como uma das 100 principais espécies invasoras (Cunningham et al., 2019).

1.3 Gato

A ligação do Homem com o gato tem origem deste ser um ótimo controlador de roedores, o que ajudou na sua disseminação global (Crowley et al., 2020). Tendo sido domesticado há cerca de 9500 anos (Oedin et al., 2021), foi transportado para todos os continentes permanentemente habitados e muitas ilhas ao redor do mundo (Oedin et al., 2021), aproximadamente 179000 ilhas (Medina et al., 2011).

O gato doméstico possui o seu fenótipo e genótipo relativamente inalterado permanecendo morfológicamente, fisiologicamente e comportamentalmente muito parecido ao seu ancestral o gato-selvagem-africano *Felis silvestris lybica* (Crowley et al., 2020; Cecchetti et al., 2021), o que o torna diferente aos outros animais domésticos (Cecchetti et al., 2021). Isto leva-lhes a ter identidade dupla, uma vez que podem viver tanto como animais domésticos, quanto como animais selvagens, sendo capazes de se adaptar rapidamente e modificar a sua categoria ao longo da vida (Cecchetti et al., 2021; Crowley et al., 2020). Um dos problemas que leva o gato a ter um grande impacto na biodiversidade é a sua vontade de caçar, mesmo sendo sustentado por humanos (Cecchetti et al., 2021; Russell et al., 2018). Diversos estudos evidenciam que os gatos são predadores generalistas extremamente oportunistas, capazes de se alimentar de uma ampla variedade de espécies de vertebrados (Bonnaud et al., 2011). Sua adaptabilidade é notável, pois são capazes de sobreviver sem acesso a água potável e apresentam uma notável tolerância térmica, o que contribui para sua ampla distribuição geográfica (Bonnaud et al., 2011).

Os gatos podem ser classificados em três categorias distintas: 1) gatos domésticos, que são propriedade de indivíduos e têm a maioria ou todas as suas necessidades suprimidas pelos seus proprietários, dependendo das pessoas para a sua alimentação, abrigo e cuidados gerais; 2) gatos vadios, que são gatos sem um dono específico encontrados em áreas urbanas, vilas e propriedades rurais, e geralmente dependem principalmente da alimentação fornecida por humanos, seja de forma voluntária ou não; e 3) gatos assilvestrados, que são gatos sem dono que vivem e se reproduzem em ambientes naturais, frequentemente mantendo uma distância significativa dos seres humanos (Oedin et al., 2021). Do ponto de vista conceitual e muitas vezes na realidade prática, é desafiador fazer uma distinção completa entre as populações de gatos domesticados, vadios e assilvestrados (Crowley et al., 2020). Os gatos têm a capacidade de transitar entre diferentes categorias ao longo das suas vidas como referido anteriormente, tornando a classificação dos gatos urbanos de rua uma área de ambiguidade (Crowley et al., 2020). Além disso, é importante destacar que todos os gatos domésticos têm a capacidade de se reproduzir livremente, sem restrições específicas (Crowley et al., 2020).

Este felino provoca danos significativos, especialmente em ecossistemas insulares, caracterizados por ilhas e terras isoladas desprovidas de felinos nativos em diferentes partes do mundo (Cunningham et al., 2019; Seabrook, 1990). Esses danos são resultado da redução das defesas comportamentais e morfológicas relacionadas à história das espécies nativas dessas ilhas, que não desenvolveram adaptações adequadas contra predadores mamíferos (Medina et al., 2011). Por exemplo

na Austrália os gatos estão relacionados com aproximadamente 29 extinções de mamíferos na Austrália, o que representa 35% das extinções globais de mamíferos desde 1500 (Cunningham et al., 2019), matando mais de 400 milhões de pássaros, 649 milhões de répteis e 1,2 mil milhões de mamíferos por ano (principalmente nativos; Miller et al. 2020). A predação por parte dos gatos tem levado a extinção de mamíferos, répteis e aves por todo mundo (Nogales et al., 2004; Deak et al., 2019), havendo 430 espécies de vertebrados no mundo atualmente consideradas ameaçadas por gatos (Oedin et al., 2021).

Além do impacto direto da predação, também foram relatados ou sugeridos impactos indiretos, como competição aparente, competição alimentar (Medina et al., 2011) ou disseminação de doenças para animais selvagens e humanos (Medina et al., 2011; de Wit et al., 2019; Duffy et al., 2012). Temos o exemplo do *Toxoplasma gondii*, que ao infectar mulheres grávidas pode causar lesões oculares e neurológicas em recém-nascidos (de Wit et al., 2019).

1.4 Erradicação

A erradicação de espécies invasoras pode ter efeitos positivos significativos na biodiversidade nativa (Zavaleta et al., 2001). A erradicação tem melhor índice de sucesso quando a taxa de crescimento populacional é baixa, sendo melhor no início da invasão ou quando a população se estabilizar (Russell et al., 2017). Geralmente, sendo considerada uma abordagem mais econômica e ética do que o controlo a longo prazo (Russell et al., 2017).

Seis critérios são considerados necessários para a erradicação: (1) a remoção excede a taxa de aumento em todas as densidades; (2) a imigração é impedida; (3) todos os indivíduos reprodutivos podem ser colocados em risco pela técnica de erradicação; (4) indivíduos podem ser detetados em baixas densidades; (5) os benefícios do projeto superam os custos; e (6) o projeto é sociopoliticamente aceitável (Russell et al. 2017).

As erradicações de mamíferos têm se concentrado nas espécies mais difundidas, incluindo roedores invasores, gatos assilvestrados e ungulados (Russell et al. 2017). Onde mais de 1200 tentativas de erradicação foram feitas em mais de 800 ilhas em todo o mundo, com uma taxa de sucesso de 85% (Russell et al. 2017).

Foram erradicados até 2019 por razões de conservação de 80 ilhas em todo o mundo, mostrando uma rápida recuperação de espécies nativas em muitas dessas ilhas (de Wit et al., 2019). Os gatos assilvestrados sendo removidos podem beneficiar as aves, reduzindo a mortalidade, recolonizando áreas de onde foram eliminadas e recuperar a população (Ratcliffe et al., 2010).

A erradicação do gato é um assunto controverso, uma vez que existem pessoas que defendem os gatos como companheiros preciosos e argumentam que este animal é usado como bode expiatório, assumindo a culpa por mudanças ambientais que são causadas por fatores antropogénicos. Por outro lado, há aqueles que reconhecem o impacto significativo que os gatos podem ter na vida selvagem e nos sistemas ecológicos (Miller, 2020; Crowley et al., 2020).

Nas campanhas de erradicação, são utilizados métodos como envenenamento, introdução de agentes patogénicos felinos, aprisionamento e abate (Ratcliffe et al., 2010).

A erradicação de uma população não nativa pode, de facto, levar à recuperação de espécies nativas previamente ameaçadas (Ricciardi, 2013). No entanto, é importante reconhecer que a erradicação de espécies invasoras também pode ter consequências negativas inesperadas devido aos efeitos indiretos que podem ocorrer (Ricciardi, 2013). A remoção de predadores de topo pode levar a um aumento de mesopredadores (Wright, 2012) ou herbívoros não nativos que eram previamente controlados pela espécie-alvo por meio de regulação de cima para baixo (Ricciardi, 2013). Por exemplo, na ilha Little Barrier, Nova Zelândia, o extermínio de gatos reduziu o sucesso reprodutivo

de *Pterodroma cookii*, aumentando apenas após a erradicação dos ratos (Wright, 2012). Temos também a erradicação dos gatos assilvestrados na Ilha Macquarie como outro exemplo, que resultou em um aumento significativo na população de um herbívoro invasor, o coelho europeu (Ricciardi, 2013). Por esta razão qualquer proposta para a erradicação de um predador invasor de uma ilha deve ter em consideração bases biológicas, e as prováveis consequências ecológicas (Seabrook, 1990).

1.5 Enquadramento do projeto

Este trabalho foi realizado no âmbito do estágio curricular na SPEA (Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves) integrado no projeto LIFE Ilhas Barreira (LIFE18 NAT/PT/000927), realizado na Ria Formosa, Algarve. A SPEA é uma organização não governamental ambiental sem fins lucrativos que se dedica à promoção do estudo e conservação das aves e seus habitats em Portugal. O Life Ilhas Barreira tem como principais objetivos a recuperação das dunas cinzentas, a conservação de aves marinhas, a redução das capturas acidentais na pesca e a promoção do uso sustentável da Ria Formosa. Alguns trabalhos realizados pelo projeto incluem ou incluíram o controlo de espécies não-nativas (flora e mamíferos), a monitorização de aves marinhas, a monitorização e recolha de animais arrojados e educação ambiental (colaborei em parte destes trabalhos, ver em anexo A). Este projeto tem um maior foco na ilha Deserta, pois sendo uma ilha quase desabitada facilita a realização dos trabalhos. O projeto desenrola-se entre setembro de 2019 a dezembro de 2023.

1.6 Objetivos e Hipóteses

O objetivo principal deste estágio foi analisar a influência dos gatos nas espécies nativas e introduzidas, por meio da comparação dos dados obtidos nas armadilhas fotográficas durante o período de pré-remoção dos gatos e pós-remoção dos gatos.

Pretendeu-se testar as seguintes hipóteses:

- Foi constatado por meio de um estudo prévio que os gatos assilvestrados na ilha Deserta alimentam-se de aves (marinhas, aquáticas e terrestres), roedores, répteis e até mesmo espécies utilizadas como alimento pelos humanos (Morais, 2022), isso indica que são animais oportunistas e, que provavelmente, exercem alguma influência sobre estes organismos. Com base nessa evidência, é esperado que a remoção dos gatos assilvestrados possa ter um impacto positivo nas populações de espécies nativas na ilha Deserta.
- A presença de gatos em ilhas provavelmente altera o comportamento e reduz a atividade (portanto, abundância percebida) de ratos, bem como seu tamanho corporal (Russell et al., 2018). Por essa razão é provável o aumento dos roedores e da sua atividade após a remoção dos gatos.
- A remoção dos gatos pode levar a recolonização de áreas de onde as aves foram eliminadas (Ratcliffe et al., 2010), assim é esperado que haja um aumento da riqueza específica e da abundância das espécies nativas.

2. Métodos

2.1 Zona do estudo

Este estudo foi realizado na Ilha da Barreta (36° 57' N, 7° 53' W), localmente conhecida como Ilha Deserta, uma das cinco ilhas barreira (Barreta/Deserta, Culatra, Armona, Tavira e Cabanas) existentes no Parque Natural da Ria Formosa, sul de Portugal (figura 1).



Figura 1: Ria formosa com as 5 ilhas barreira a amarelo (fonte: <https://islands4you.pt/en/ria-formosa/>)

O decreto-lei nº 373/87 de 9 de dezembro criou o Parque Natural da Ria Formosa (ICNF, sem data), onde alberga uma vasta e importante zona húmida do litoral Sul de Portugal continental (Marcelo et al., 1998). Cuja área total anda por volta dos 18000 hectares, estendendo-se ao longo de uma faixa com aproximadamente 57Km no litoral algarvio (ICNF, 2005). O parque é abrangido pelas disposições das Convenções Internacionais de Ramsar e Berna que Portugal aprovou, assumindo desta forma o compromisso internacional de assegurar a sua preservação (Marcelo et al., 1998).

O clima aqui observado é mediterrâneo, de características semiáridas. Os valores médios de precipitações anuais são na ordem dos 450 mm, caracterizando-se como fracas e irregulares. Já a temperatura raramente atinge graus negativos tendo o valor médio de 18°C (ICNF, sem data).

A Ilha da Barreta tem um comprimento de cerca de 8km e largura entre 70 e 700m (Ceia, 2007) e é o território mais a sul de Portugal Continental. Atualmente só se encontra com uma pessoa residente (um pescador), mas a ilha recebe constantemente pessoas (p.e. turistas, pescadores, funcionários do restaurante; Nascimento, 2022). A flora é característica de uma zona dunar, podendo ser encontrado por exemplo *Elymus farctus*, *Medicago marina*, *Helichrysum italicum*, *Lotus creticus*, *Anthemis maritima*, *Malcomia littorea* e *Linaria lamarckii* (Guerra, 2010). A nível de fauna, as condições naturais e a sua localização geográfica fazem com que esta área tenha, a nível da avifauna, uma grande importância nacional, havendo 3 espécies nidificantes de aves marinhas: a gaivota-de-audouin *Larus audouinii*, com estatuto de conservação global de Vulnerável, sendo o principal local onde nidificam em Portugal; Chilreta *Sternula albifrons*, com a população reprodutora portuguesa mais importante localizada na Ria Formosa; e a gaivota-de-patas-amarela *Larus michahellis* (Marcelo et al., 1998). A Deserta é também importante internacionalmente no que respeita às rotas migratórias e invernada de aves (Marcelo et al., 1998). Aqui, podem também ser encontradas diversas espécies de aves terrestres, tais como o peneireiro-vulgar *Falco tinnunculus*, a cotovia-de-poupa *Galerida cristata*, a alvéola-amarela *Motacilla flava*, o pardal-doméstico *Passer domesticus* e a tou-tinegra-de-cabeça-preta *Curruca melanocephala*. Além disso, também podem ser observadas aves aquáticas, como o maçarico-real *Numenius arquata*, a garça-branca-pequena *Egretta garzetta*, o ostraceiro *Haematopus ostralegus* e o alcaravão *Burhinus oedicnemus*. No que diz respeito aos répteis, destacam-se a cobra-de-pernas-pentadáctila *Chalcides bedriagai* e o camaleão *Chamaeleo chamaeleon* enquanto que no caso dos mamíferos, foram identificadas tanto espécies nativas, como o rato-das-hortas *Mus spretus*, quanto invasoras, como o gato assilvestrado, a ratazana *Rattus norvegicus* e o rato-preto *Rattus rattus* (Amaral, 2009; ICNF, sem data; Morais, 2022).

2.2. Remoção dos gatos

Numa primeira fase do Life Ilhas Barreira, foram feitos transectos noturnos mensais para contagem de gatos, armadilhagem fotográfica, recolha de excrementos e entrevistas casuais ao único habi-

tante da ilha, aos funcionários do restaurante e a alguns pescadores locais. Esta informação permitiu estimar a população de gatos da ilha Deserta em 7 adultos (Morais, 2022). Com base nessa informação foi planeada a remoção dos gatos da ilha, foram realizadas 5 campanhas entre março de 2021 e março de 2022 (Life ilhas barreira, 2022). As armadilhas foram colocadas ao longo do passadiço e no lado oeste da ilha perto da lagoa. Foram feitas quatro capturas de três gatos diferentes: uma fêmea prenha preta (figura 2) e dois machos, um esbranquiçado e outro cinza que foi capturado duas vezes, uma em setembro de 2021 e outra em janeiro de 2022. Todos os gatos foram castrados e libertados em Faro numa colónia estabelecida com cuidadores que os alimentam. Os trabalhos de remoção foram realizados pela SPEA em conjunto com a Animais de Rua. Os restantes gatos identificados provavelmente morreram, já que desde a última captura de gatos, não foram registados mais sinais de gatos na ilha.



Figura 2: gata prenha capturada (imagem de SPEA)

2.3 Armadilhagem fotográfica

A armadilhagem fotográfica é um método eficiente para garantir amostragem contínua e trabalhar em áreas de difícil acesso (Trolliet et al., 2014). Grande parte dos projetos de conservação que trabalham com espécies ameaçadas, lidam com a monitorização das populações destes animais ao longo do tempo e do espaço. Assim, com o auxílio das armadilhas fotográficas consegue-se obter estimativas da densidade populacional ou simplesmente observar a presença de espécies em determinadas áreas e analisar comportamentos (Trolliet et al., 2014). Havendo grandes vantagens a comparar com outros métodos de amostragens, como observação direta, armadilhas ou rastreamento, já que há registos sem ser necessário a captura do animal ou existir a presença do investigador (Swann et al., 2011).

As fotos noturnas são bastante úteis, existindo dois tipos: flash incandescente e luz infravermelha (Trolliet et al., 2014). O mais utilizado é o de luz infravermelha já que retira o risco de afugentar o animal (Trolliet et al., 2014). Um dos problemas que a luz infravermelha nos traz, é que não fornece imagens de alta qualidade comparando com outras fontes de luz (Swann et al., 2011).

As armadilhas fotográficas (PRIMOS Mug Shot Trial Camera Modelo 65064, 12MP) foram montadas com um espaçamento de 500m entre elas, tendo em conta uma grelha de 22 pontos de amostragem (Figura 3). Inicialmente as câmaras foram colocadas para a monitorização dos gatos, por essa razão foram dispostas em locais onde se suspeitava a sua passagem. Foi também necessário ajustar o local devido a condições de terreno não favoráveis, trilhos de passagem de pessoas ou locais que poderiam alagar.



Figura 3: localização das 22 câmaras, numa grelha espaçada 500 por 500 metros

Três das câmaras foram instaladas em postes de madeira na parte inferior do passadiço, enquanto as demais foram fixadas em estacas de ferro enterradas na areia, a uma distância aproximada de 30 cm do solo (figura 4). Quando ativadas, as câmaras foram programadas para capturar três fotos consecutivas, com um intervalo de um segundo entre cada disparo. A substituição dos cartões de memória e das pilhas das câmaras foi realizada mensalmente. Foi ainda aplicada vaselina nos vedantes das câmaras para prevenir a entrada de água e a corrosão causada pela brisa marítima (formulário em anexo B). Antes de se remover o cartão antigo e após a instalação do novo, era registada uma fotografia dos operadores. O trabalho de montagem e monitorização das câmaras foi executado por técnicos e voluntários da SPEA no âmbito do projeto LIFE Ilhas Barreira. Durante o estágio, foi também possível realizar algumas das vistorias mensais. O período de amostragem ocorreu entre janeiro de 2020 a fevereiro de 2023, sendo que em janeiro de 2020, estão disponíveis dados de apenas 9 câmaras, pois foram as únicas instaladas nesse mês.



Figura 4: Armadilha fotográfica instalada no passadiço (A) e instalada em estacas de ferro (B)

2.3 Processamento das imagens da armadilhagem fotográfica

O processamento de todas as imagens foi realizado utilizando o programa Timelapse Image Analysis v2.0 (Greenberg et al., 2019). A filtragem das imagens para excluir todas as que não continham qualquer animal foi realizada com a ferramenta MegaDetector v4 e v5 (numa colaboração com a Microsoft; Beery et al., 2019). Para cada imagem foi anotado o local, observador, a câmara, o ponto, a espécie e o número de indivíduos (figura 5). Durante o estágio também realizei o processamento de algumas imagens, contudo a maioria foi processada por técnicos e voluntários da SPEA no âmbito do projeto LIFE Ilhas Barreira.

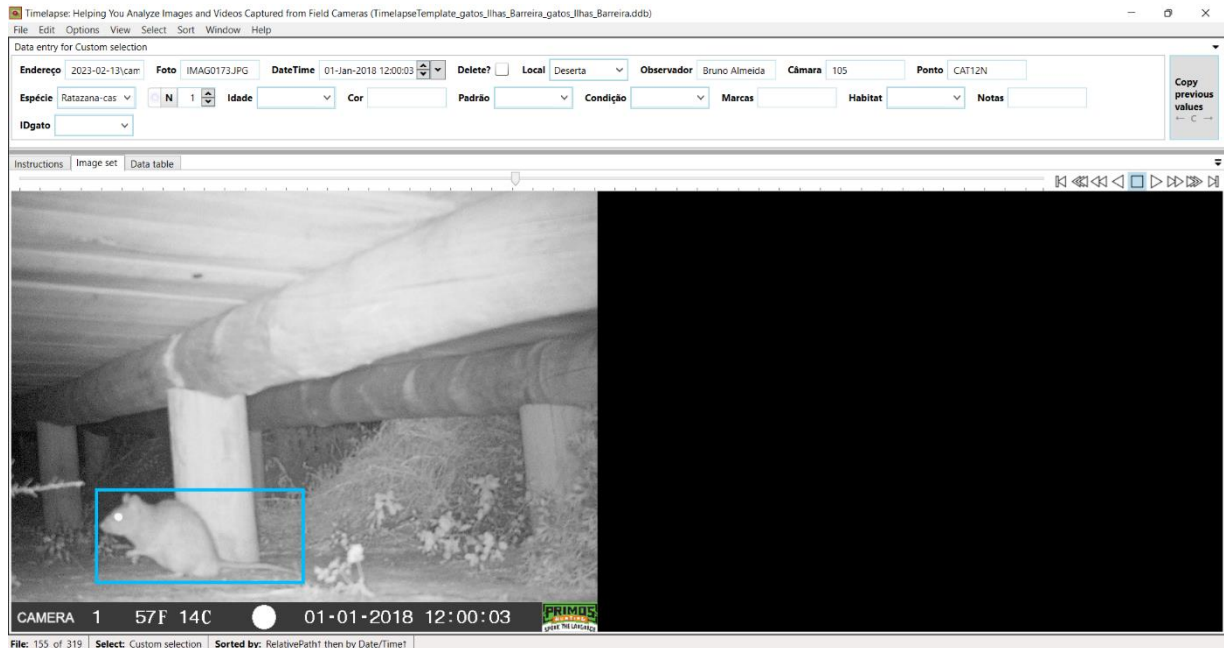


Figura 5: Exemplo do processamento de imagens no software Timelapse 2.0

2.4 Análise dos dados

Para todas as espécies que surgiram na armadilhagem fotográfica foi calculado o Índice de Abundância Relativa (RAI; Linhart & Knowlton, 1975) mensal para cada câmara.

A equação utilizada para o cálculo do RAI foi a seguinte, baseada em Linhart & Knowlton (1975):

$$\frac{\text{total de visitas da espécie-alvo}}{\text{nº dias que a câmara esteve ativa}} \times 1000,$$

onde “total de visitas da espécie-alvo” refere-se à soma do número de indivíduos de uma determinada espécie registados em todas as imagens capturadas por uma câmara. E o “nº dias que a câmara esteve ativa” representa a diferença entre a data da última e a primeira fotografia de cada mês para cada câmara. De seguida foi determinada a média mensal e o desvio padrão para cada espécie com base no cálculo do RAI para cada câmara. As médias mensais do RAI foram organizadas para cada um dos períodos amostrais, tendo como base a remoção dos gatos: de janeiro de 2020 a fevereiro de 2021, denominado período de pré-remoção; de março de 2021 a fevereiro de 2022, denominado período de remoção; e de março de 2022 a fevereiro de 2023, denominado período de pós-remoção.

Para os períodos de pré-remoção e pós-remoção, foi realizado o cálculo da riqueza específica, que consiste na soma de todas as espécies identificadas por meio das imagens da armadilhagem fotográfica.

Com o intuito de facilitar a compreensão dos dados, foram criados gráficos de linhas para as espécies mais relevantes em cada grupo, apresentando um valor para cada mês e utilizando duas cores

distintas para representar a pré-remoção e a pós-remoção. Para cada espécie usada nos gráficos foi realizado um teste T para amostras emparelhadas para médias. Todos os cálculos foram realizados utilizando o software Microsoft Excel.

2.5 Controlo de roedores

Para tentar reduzir os efeitos negativos que poderiam ser provocados pela erradicação dos gatos, foram tomadas algumas medidas de controlo para os roedores para tentar minimizar esse problema. Em fevereiro de 2022 foram colocadas 42 armadilhas Goodnature, ao longo da ilha (figura 6), estas são armadilhas de reinício automático acionadas por gás comprimido de CO₂, que funcionam ao atingir o crânio do rato, matando-o instantaneamente. A monitorização das armadilhas Goodnature é realizada em intervalos mensais, com o objetivo de avaliar se existe algum animal morto e a necessidade de substituição do isco e do CO₂ (figura 7). Durante o período do meu estágio, também colaborei nesta atividade.



Figura 6: Localização das Goodnature ao longo da ilha Deserta



Figura 7: Goodnarute e *Rattus norvegicus* morto

3. Resultados

As 22 câmaras no total produziram 2030555 imagens de janeiro de 2020 a fevereiro de 2023, onde 1841040 fotografias, cerca de 91%, não possuíam nenhum animal detetado.

3.1 Riqueza específica

No total, foram constatadas 47 espécies distintas durante o período de pré-remoção, enquanto durante o período pós-remoção, foram observadas 57 espécies (tabela 1), representando um aumento percentual de aproximadamente 21%.

Tabela 1: Espécies registadas na pré-remoção e pós-remoção e respetiva riqueza específica para cada período

Pré-remoção	Pós-remoção
<i>Anthus pratensis</i>	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>
<i>Ardea cinerea</i>	<i>Alauda arvensis</i>
<i>Bubulcus ibis</i>	<i>Anthus petrosus</i>
<i>Burhinus oedicnemus</i>	<i>Anthus pratensis</i>
<i>Calidris alba</i>	<i>Apus sp.</i>
<i>Calidris alpina</i>	<i>Ardea cinerea</i>
<i>Carduelis cannabina</i>	<i>Bubulcus ibis</i>
<i>Carduelis carduelis</i>	<i>Burhinus oedicnemus</i>
<i>Charadrius alexandrinus</i>	<i>Buteo buteo</i>
<i>Charadrius hiaticula</i>	<i>Cettia cetti</i>
<i>Chloris chloris</i>	<i>Charadrius hiaticula</i>
<i>Ciconia ciconia</i>	<i>Chersophilus duponti</i>
<i>Circus aeruginosus</i>	<i>Ciconia ciconia</i>
<i>Egretta garzetta</i>	<i>Circus aeruginosus</i>
<i>Erithacus rubecula</i>	<i>Delichon urbicum</i>
<i>Falco tinnunculus</i>	<i>Egretta garzetta</i>
<i>Galerida cristata</i>	<i>Erithacus rubecula</i>
<i>Hirundo rustica</i>	<i>Falco tinnunculus</i>
<i>Lanius meridionalis</i>	<i>Galerida cristata</i>
<i>Larus audouinii</i>	<i>Galerida theklae</i>
<i>Larus fuscus</i>	Gekkonidae
<i>Larus michahellis</i>	<i>Hippolais polyglotta</i>
<i>Luscinia megarhynchos</i>	<i>Hirundo rustica</i>
<i>Luscinia svecica</i>	<i>Lanius senator</i>
<i>Motacilla flava</i>	<i>Larus audouinii</i>

<i>Mus spretus</i>	<i>Larus fuscus</i>
<i>Numenius arquata</i>	<i>Larus michahellis</i>
<i>Numenius phaeopus</i>	<i>Luscinia megarhychos</i>
<i>Oenanthe oenanthe</i>	<i>Motacilla alba</i>
<i>Pandion haliaetus</i>	<i>Motacilla flava</i>
<i>Passer domesticus</i>	<i>Mus spretus</i>
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	<i>Oenanthe oenanthe</i>
<i>Phylloscopus</i>	<i>Pandion haliaetus</i>
<i>Phylloscopus collybita</i>	<i>Passer domesticus</i>
<i>Pica pica</i>	<i>Phoenicurus ochruros</i>
<i>Pluvialis squatarola</i>	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>
<i>Rattus norvegicus</i>	<i>Phylloscopus collybita</i>
<i>Saxicola rubetra</i>	<i>Pica pica</i>
<i>Saxicola rubicola</i>	<i>Pluvialis squatarola</i>
<i>Sturnus unicolor</i>	<i>Rattus norvegicus</i>
<i>Curruca melanocephala</i>	<i>Rattus rattus</i>
<i>Tadorna tadorna</i>	<i>Saxicola rubetra</i>
<i>Tringa totanus</i>	<i>Saxicola rubicola</i>
<i>Turdus merula</i>	<i>Soricidae sp.</i>
<i>Turdus philomelos</i>	<i>Sterna sp.</i>
<i>Upupa epops</i>	<i>Streptopelia decaocto</i>
<i>Vulpes vulpes</i>	<i>Sturnus unicolor</i>
	<i>Sylvia atricapilla</i>
	<i>Sylvia cantillans</i>
	<i>Curruca melanocephala</i>
	<i>Sylvia undata</i>
	<i>Tetrax tetrax</i>
	<i>Turdus philomelos</i>
	<i>Turdus pilaris</i>
	<i>Tyto alba</i>
	<i>Upupa epops</i>
	<i>Vulpes vulpes</i>
47 espécies	57 espécies

3.2 Índice de Abundância Relativa (RAI)

Todos os valores do Índice de Abundância Relativa para todas as espécies nos três períodos encontram-se anexados (anexo C). Os resultados detalhados dos testes T também podem ser encontrados em anexo, fornecendo informações adicionais sobre as análises estatísticas realizadas neste estudo (anexo D)

Infelizmente, não foi viável comparar os primeiros dois meses de pré-remoção para as espécies selecionadas, uma vez que a fase de pós-remoção somente teve início em março.

No que diz respeito aos pequenos mamíferos, é possível constatar um maior RAI na pós-remoção comparando com a pré-remoção, para os meses de dezembro e janeiro para *Rattus norvegicus* (Figura 8) e no mês de dezembro para *Mus spretus* (Figura 9).

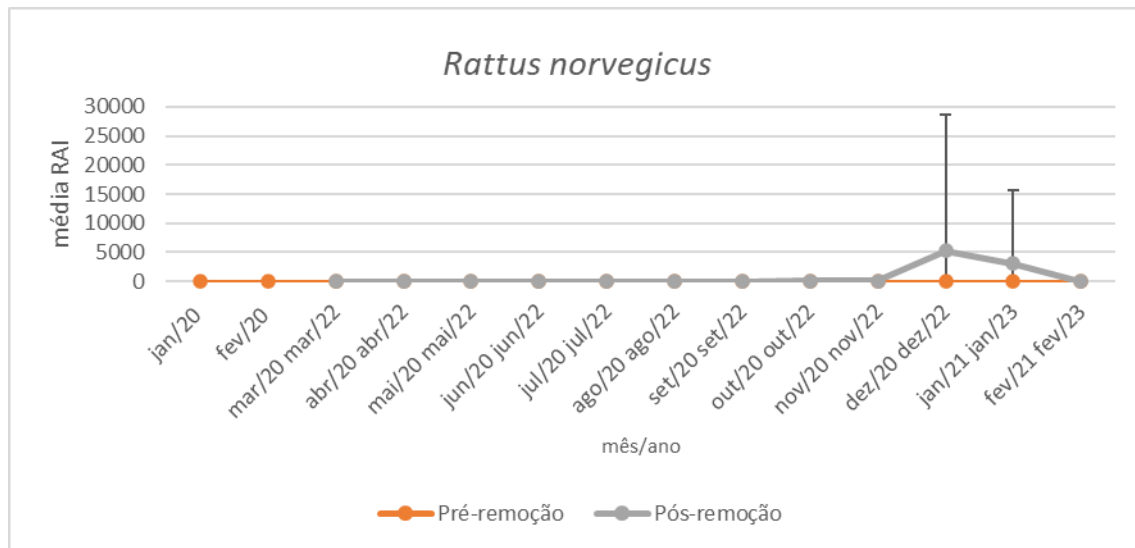


Figura 8: Gráfico de linhas comparando o RAI mensal entre a pré-remoção e a pós-remoção de *Rattus norvegicus*

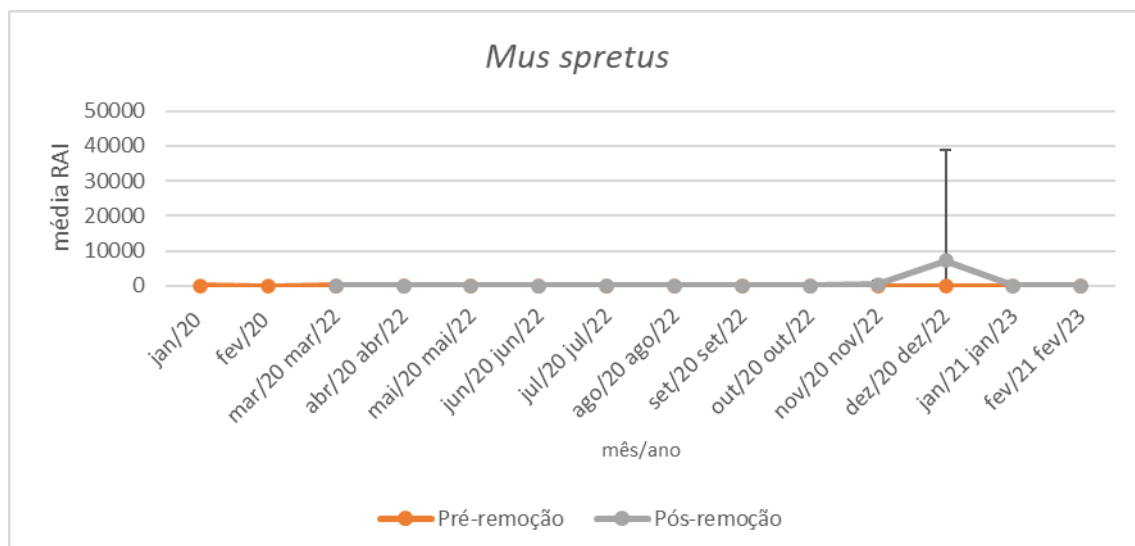


Figura 9: Gráfico de linhas comparando o RAI mensal entre a pré-remoção e a pós-remoção de *Mus spretus*

Apesar de ser possível observar valores de RAI maiores na pós-remoção, não existe uma diferença estatisticamente significativa do RAI entre os dois períodos analisados, tanto para a espécie *Rattus norvegicus* quanto para a espécie *Mus spretus* (tabela 2).

Tabela 2: Valores de p referentes ao teste t para amostras emparelhadas da pré-remoção e pós-remoção, $\alpha = 0.05$, relativos a *Rattus norvegicus* e *Mus spretus*

	<i>Rattus norvegicus</i>	<i>Mus spretus</i>
p	0.09	0.15

Em relação às aves limícolas, a garça-real *Ardea cinerea* (Figura 10), o carraceiro *Bubulcus ibis* (Figura 11), *Burhinus oedichnemus* (figura 12) e a *Egretta garzetta* (Figura 13), é possível observar, de forma geral, um RAI menor nos meses do período de pós-remoção, podendo ser possível observar algumas exceções nos meses de abril, maio e junho para o *Bubulcus ibis* e no mês de junho para o *Burhinus oedichnemus*.

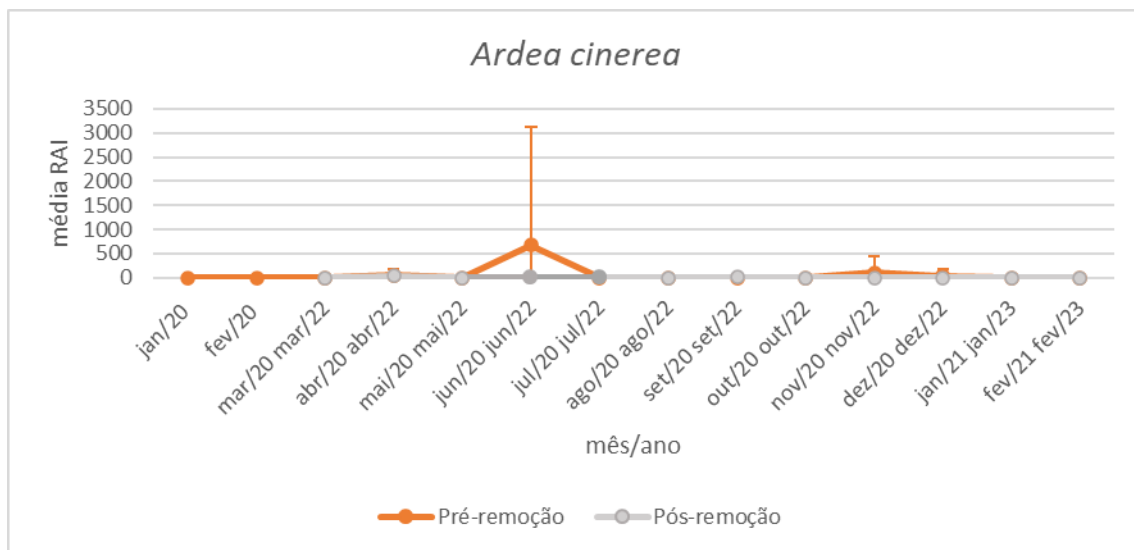


Figura 10: Gráfico de linhas comparando o RAI mensal entre a pré-remoção e a pós-remoção de *Ardea cinerea*

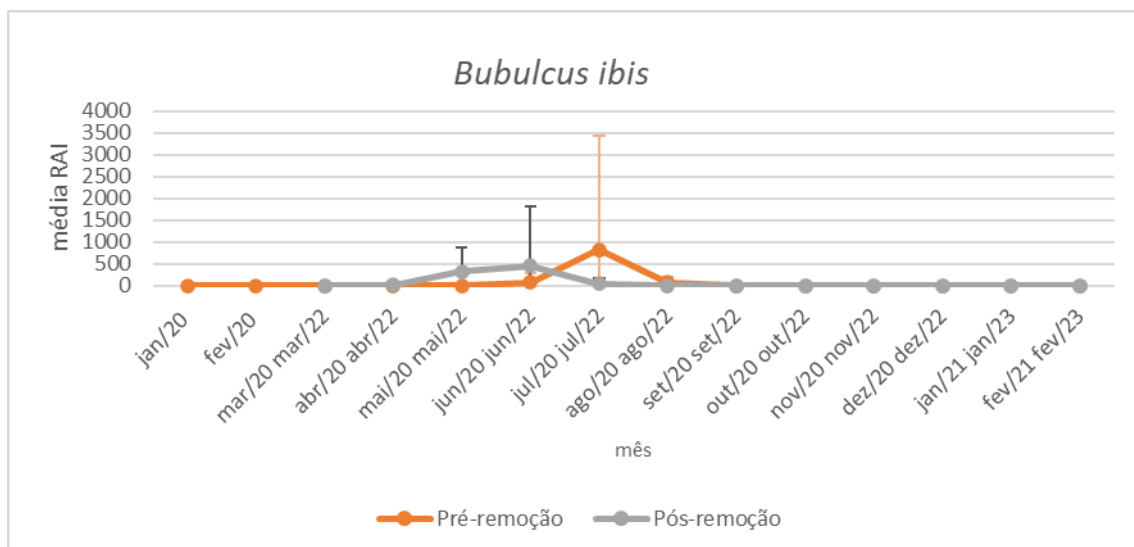


Figura 11: Gráfico de linhas comparando o RAI mensal entre a pré-remoção e a pós-remoção de *Bubulcus ibis*

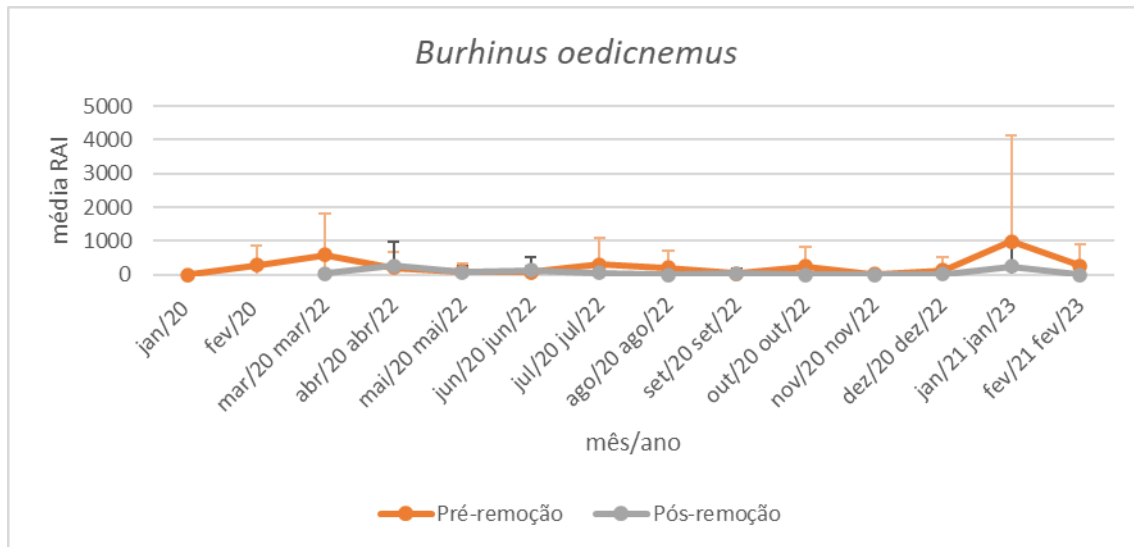


Figura 12: Gráfico de linhas comparando o RAI mensal entre a pré-remoção e a pós-remoção de *Burhinus oedicnemus*

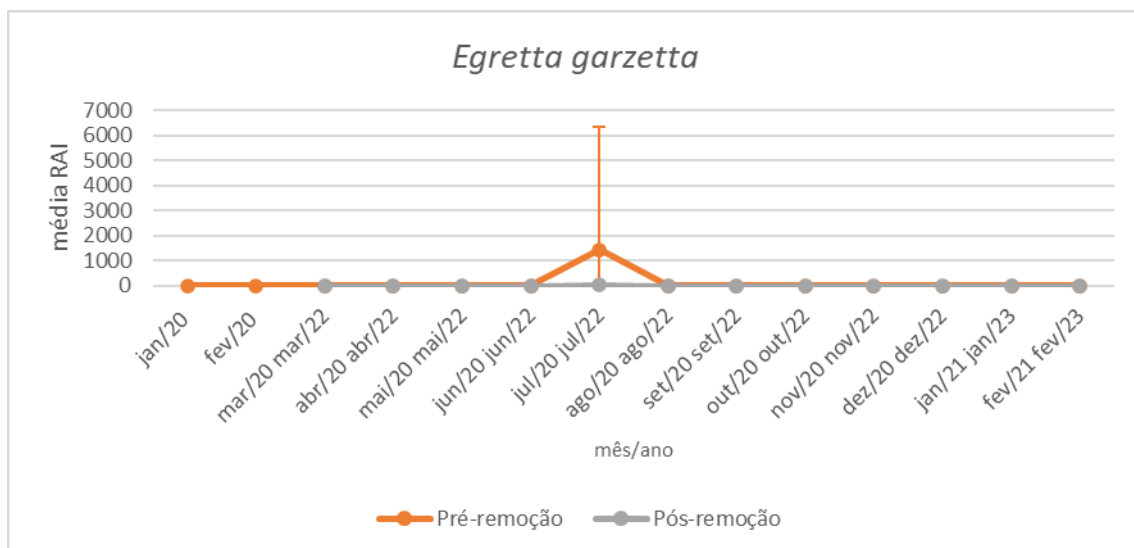


Figura 13: Gráfico de linhas comparando o RAI mensal entre a pré-remoção e a pós-remoção de *Egretta garzetta*

Burhinus oedicnemus foi a única espécie das aves limícolas em que foi observado uma diferença significativa do RAI da pré-remoção para a pós-remoção com $p < 0,05$ (tabela 3).

Tabela 3: Valores de p referentes ao teste T para amostras emparelhadas da pré-remoção e pós-remoção, $\alpha = 0,05$, relativos a *Ardea cinerea*, *Bubulcus ibis*, *Burhinus oedicnemus* e *Egretta garzetta*

	<i>Ardea cinerea</i>	<i>Bubulcus ibis</i>	<i>Burhinus oedicnemus</i>	<i>Egretta garzetta</i>
p	0.12	0.45	0.01	0.17

Não foi observado um padrão em todos os passeriformes, como o observado nas aves limícolas, na diferença do Índice de Abundância Relativa entre os dois períodos analisados.

É observado na maioria dos meses um valor do RAI superior na pré-remoção para as espécies: Peti-nha-dos-prados *Anthus pratensis* (figura 14), *Galerida cristata* (figura 15) e *Motacilla flava* (figura 16).

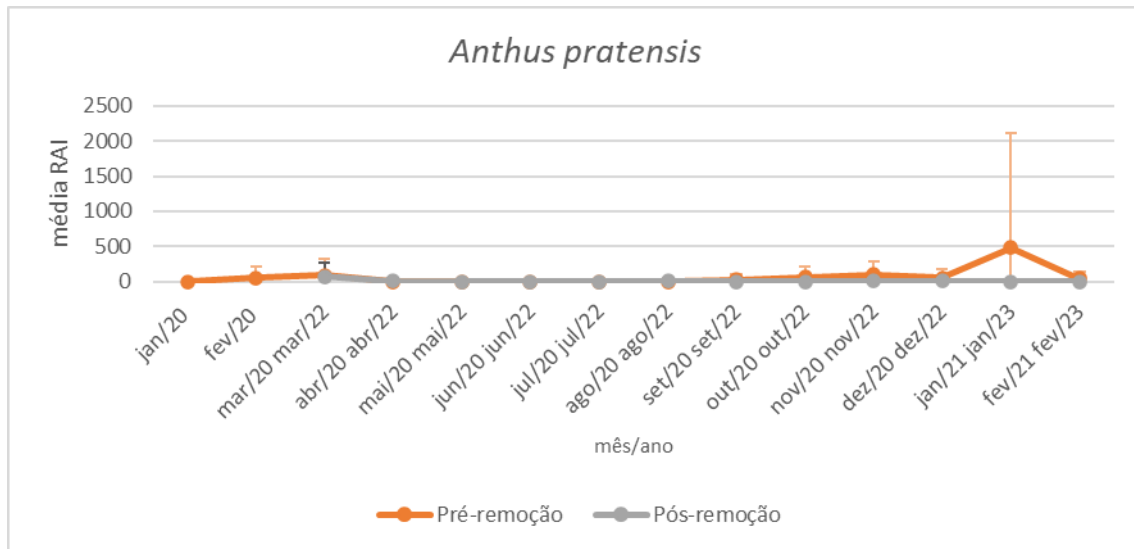


Figura 14: Gráfico de linhas comparando o RAI mensal entre a pré-remoção e a pós-remoção de *Anthus pratensis*

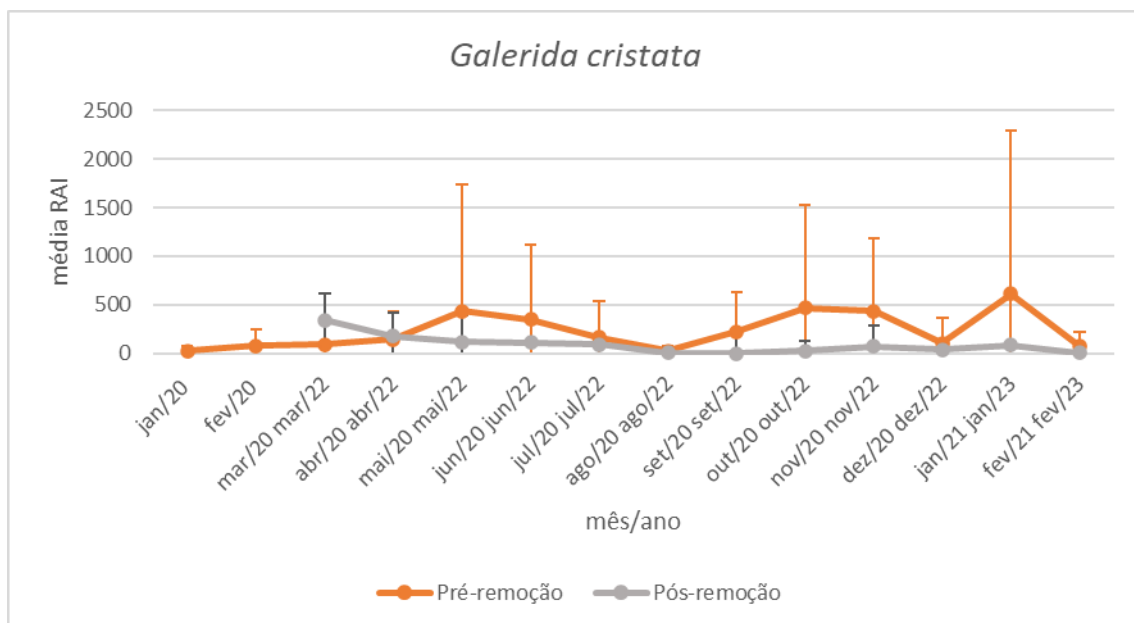


Figura 15: Gráfico de linhas comparando o RAI mensal entre a pré-remoção e a pós-remoção de *Galerida cristata*

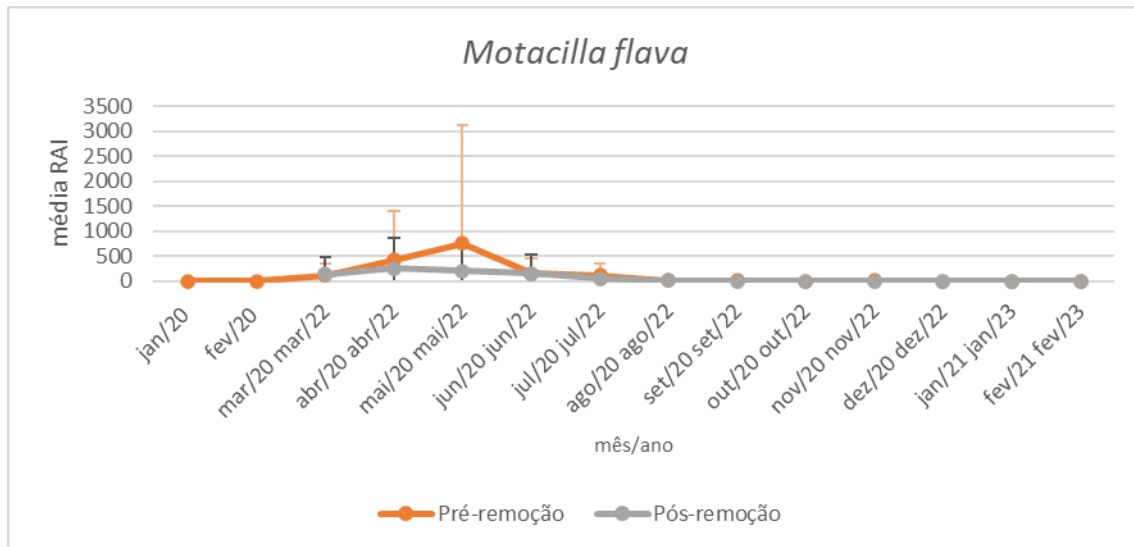


Figura 16: Gráfico de linhas comparando o RAI mensal entre a pré-remoção e a pós-remoção de *Motacilla flava*

Dos passeriformes mencionados anteriormente, a única espécie que apresenta uma diferença significativa é a *Galerida cristata*, com $p < 0.05$ (tabela 4).

Tabela 4: Valores de p referentes ao teste T para amostras emparelhadas da pré-remoção e pós-remoção, $\alpha = 0.05$, relativos a *Anthus pratensis*, *Galerida cristata* e *Motacilla flava*

	<i>Anthus pratensis</i>	<i>Galerida cristata</i>	<i>Motacilla flava</i>
p	0.07	0.01	0.12

Para as espécies rouxinol-bravo *Cettia cetti* (figura 17), pega-rabuda *Pica pica* (figura 18), estorninho-preto *Sturnus unicolor* (figura 19), toutinegra-de-cabeça-preta *Curruca melanocephala* (figura 20) e tordo-comum *Turdus philomelos* (figura 21) foi observado uma superioridade do RAI na pós-remoção em grande parte dos meses em estudo.

Para *Cettia cetti* só existe registos no período de pós-remoção, nos meses de abril, maio, agosto e setembro de 2022.

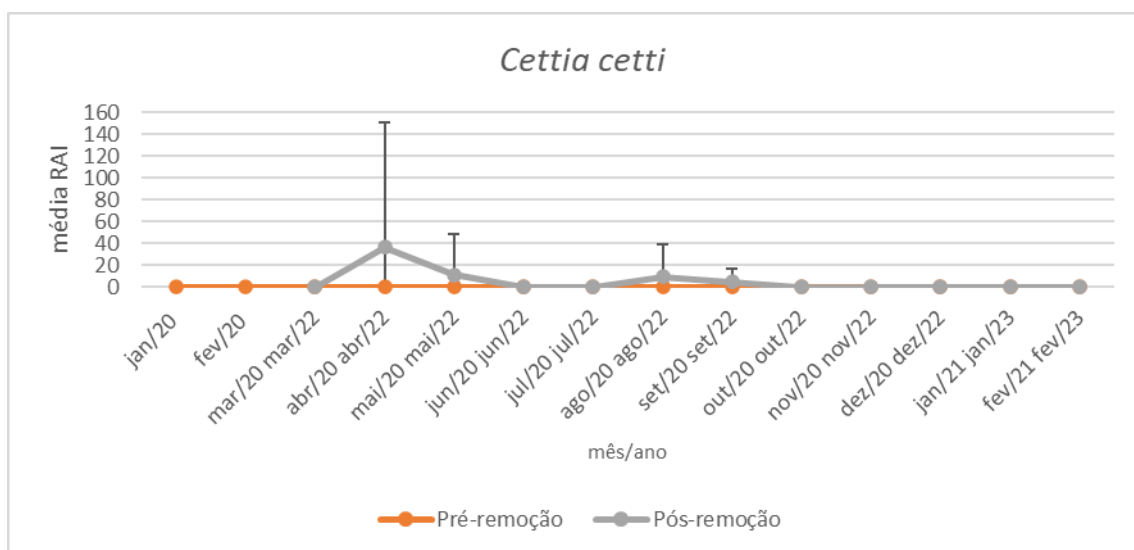


Figura 17: Gráfico de linhas comparando o RAI mensal entre a pré-remoção e a pós-remoção de *Cettia cetti*

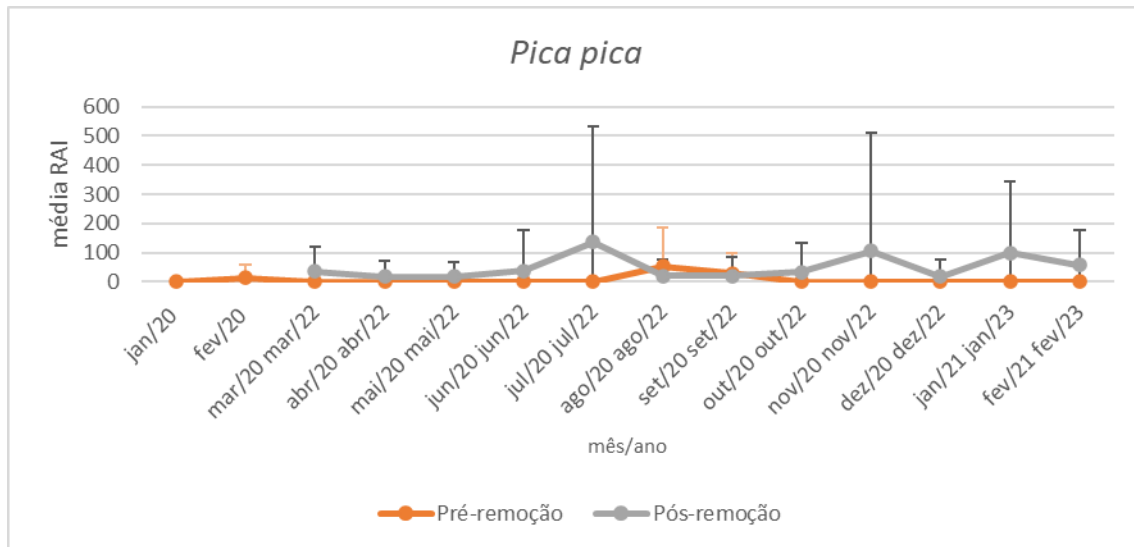


Figura 18: Gráfico de linhas comparando o RAI mensal entre a pré-remoção e a pós-remoção de *Pica pica*

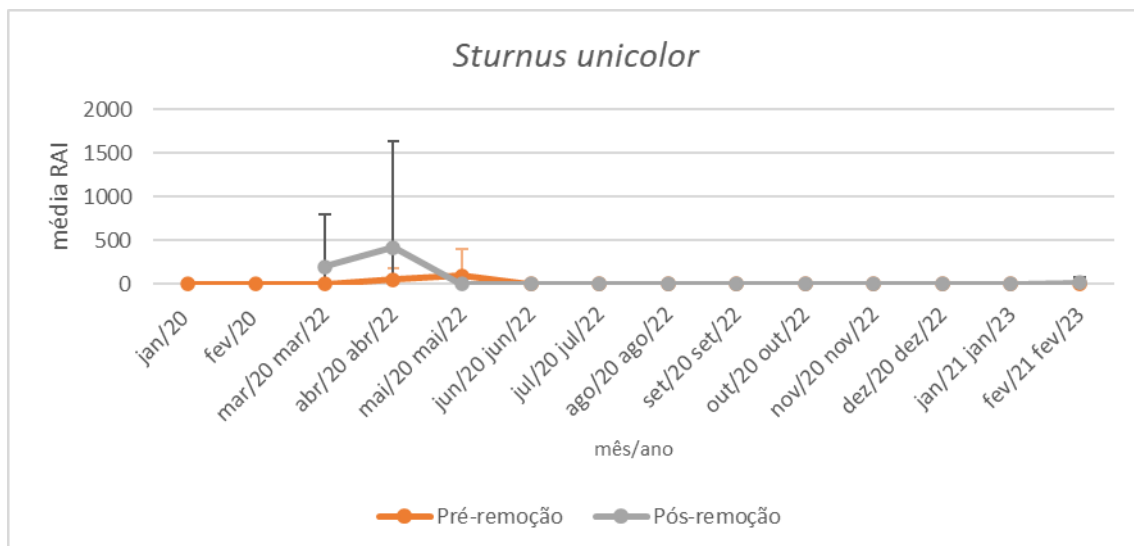


Figura 19: Gráfico de linhas comparando o RAI mensal entre a pré-remoção e a pós-remoção de *Sturnus unicolor*

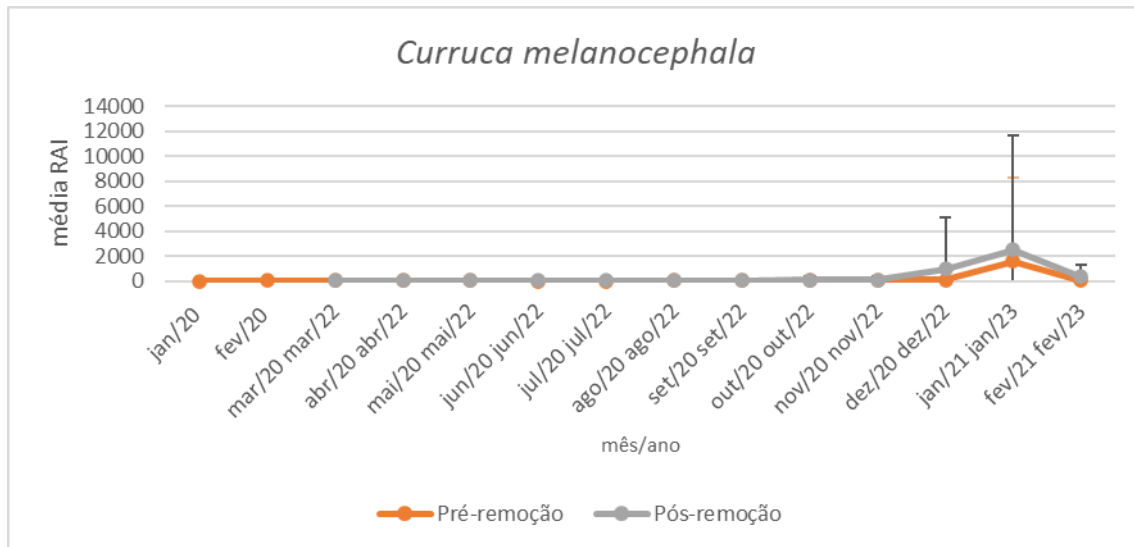


Figura 20: Gráfico de linhas comparando o RAI mensal entre a pré-remoção e a pós-remoção de *Curruca melanocephala*

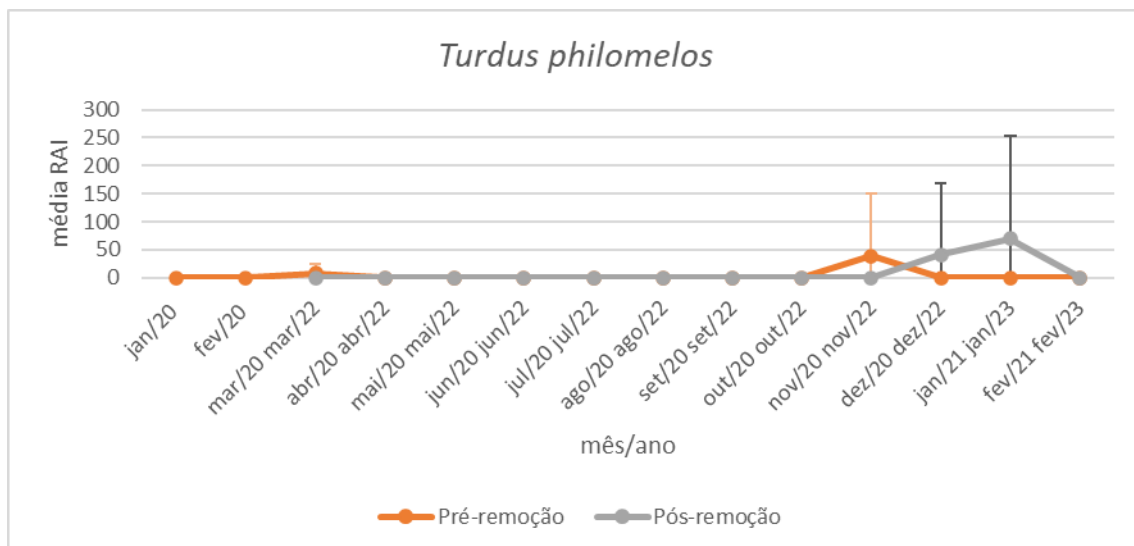


Figura 21: Gráfico de linhas comparando o RAI mensal entre a pré-remoção e a pós-remoção de *Turdus philomelos*

A única espécie de passeriforme em que foi observado um aumento significativo foi na *Pica pica*, com $p < 0.05$ (tabela 5).

Tabela 5: Valores de p referentes ao teste T para amostras emparelhadas da pré-remoção e pós-remoção, $\alpha = 0.05$, relativos a *Cettia cetti*, *Pica pica*, *Sturnus unicolor*, *Curruca melanocephala*, *Turdus philomelos*

	<i>Cettia cetti</i>	<i>Pica pica</i>	<i>Sturnus unicolor</i>	<i>Curruca melanocephala</i>	<i>Turdus philomelos</i>
p	0.06	0.01	0.13	0.05	0.25

4. Discussão

Com base nos resultados obtidos neste estudo, é possível inferir que a erradicação dos gatos teve impacto na abundância das espécies na ilha Deserta. No entanto, é essencial ressaltar que não se pode afirmar com total certeza, devido à limitação dos dados provenientes de uma única fonte e à

presença de múltiplas variáveis que podem influenciar os resultados. Entre essas variáveis, incluem-se as mudanças climáticas, as marés, a vegetação e o número de visitantes que também desempenham um papel significativo no ecossistema da ilha.

4.1 Riqueza específica

O aumento da riqueza específica entre os períodos de pré-remoção e pós-remoção dos gatos constitui uma descoberta significativa neste estudo. Essa elevação pode ser atribuída à redução da predação exercida pelos gatos sobre as espécies nativas e introduzidas. Uma vez que a eliminação dos gatos pode proporcionar a recuperação de espécies nativas previamente ameaçadas (Ricciardi, 2013), resultando em um maior registo de diversidade de espécies nas armadilhas fotográficas. Além disso, tal aumento na riqueza específica pode indicar a restauração e fortalecimento do ecossistema, permitindo a reintrodução de espécies anteriormente suprimidas pela predação dos gatos.

4.2 Índice de Abundância Relativa (RAI)

Em relação aos pequenos mamíferos, os resultados obtidos estiveram em conformidade com as expectativas. Visto que foi detetada a presença de *Rattus norvegicus* e *Mus spretus* na alimentação dos gatos da ilha Deserta (Morais, 2022), é possível inferir que uma redução na predação poderia ter levado a um maior número de indivíduos dessas espécies, ou simplesmente ampliado a sua deteção, considerando que as câmaras foram instaladas em locais de possível trânsito dos gatos, a presença desses felinos provavelmente levou os roedores a evitarem as áreas monitorizadas pelas câmaras no período de pré-remoção.

Nestes resultados, é possível observar um potencial aspeto negativo decorrente da remoção dos gatos, uma vez que essa intervenção possivelmente resultou em uma maior presença de outra espécie invasora, o *Rattus norvegicus*, que pode levar a consequências ecológicas negativas (Seabrook, 1990). O *Rattus norvegicus* é um dos roedores invasores que mais prevalece em diversas ilhas ao redor do mundo, demonstrando uma grande adaptação a ambientes húmidos (Russell et al., 2018). No presente caso, a erradicação dessa espécie é considerada quase impossível devido à proximidade da ilha em relação ao continente, e também devido à capacidade de nadar por parte desse roedor (Russell et al., 2018). Sendo mais viável o controlo para as espécies invasoras que se encontram estabelecidas em ilhas (Russell et al., 2017). É provável que as ações realizadas no âmbito do projeto tenham contribuído para a ausência de diferenças significativas entre os períodos pré-remoção e pós-remoção em relação aos roedores. Essa abordagem de controlo pode ter desempenhado um papel importante na minimização do impacto dessas espécies e na manutenção da estabilidade populacional dos roedores ao longo do tempo.

Os resultados obtidos em relação às aves limícolas e alguns passeriformes não corroboram com a previsão de que a remoção dos gatos iria beneficiar estes grupos de organismos. A nível das aves limícolas não foi encontrada uma ligação direta para um menor número do RAI com a remoção dos gatos. No entanto, foi observado uma maior presença de roedores, sendo o *Rattus norvegicus* conhecido por afetar as aves aquáticas, por exemplo, danificando seus ninhos e predando ovos e juvenis (Angelici et al., 2012). Essa predação pode ter levado as aves limícolas a se afastarem dessas áreas. Notavelmente, a espécie que apresentou uma diferença significativa entre os dois períodos analisados foi o *Burhinus oedicnemus*, possivelmente devido ao facto de que tanto essa espécie quanto o *Rattus norvegicus* possuem hábitos noturnos (Green & Griffiths, 1994; Fenn & MacDonald, 1995). Essa similaridade de comportamento pode ter levado a interações diretas entre essas espécies, resultando em mudanças na distribuição e abundância de *Burhinus oedicnemus* após a remoção dos gatos.

Em relação ao Índice de Abundância Relativa dos passeriformes, é possível constatar na maioria dos meses valores maiores na pré-remoção em determinadas espécies e maiores na pós-remoção

em outras. A única espécie de passeriforme que apresentou uma redução significativa do RAI da pré para a pós-remoção dos gatos foi a *Galerida cristata*, uma das espécies mais frequentemente observadas na ilha Deserta e alvo da predação pelos gatos da ilha (Morais, 2022). É possível que o menor valor do RAI na maioria dos meses para parte dos passeriformes não seja uma consequência direta da remoção dos gatos, mas sim uma consequência indireta. Essa diminuição pode ser atribuída ao aumento da riqueza específica na ilha Deserta após a remoção dos gatos, o que resultou em um maior número de possíveis competidores para as aves já presentes no local. A presença de espécies competidoras adicionais pode ter impactado negativamente a abundância e a distribuição desses passeriformes específicos. Uma outra possível explicação para os valores inferiores registrados nos meses da pós-remoção é a maior presença de *Rattus norvegicus* em determinados meses do período pós-remoção, uma vez que essa espécie tem sido associada globalmente ao declínio ou extinção de várias espécies de aves (Thorsen et al., 2000). A presença desses roedores invasores pode ter afetado indiretamente a disponibilidade de recursos e o habitat para os passeriformes e diretamente com a predação de ovos e adultos (Drummond, 1960), resultando em uma menor abundância no período de pós-remoção.

No que diz respeito aos passeriformes nos quais foi observado um maior RAI na maioria dos meses, esse resultado era o esperado após a remoção dos gatos, uma vez que esses animais têm sido reconhecidos como causadores de declínio e extinção de aves em escala global (Dauphine et al., 2009). Para *Cettia cetti* foram registadas ocorrências dessa espécie exclusivamente no período de pós-remoção, e em meses distintos. Esse padrão de registos sugere que essas observações não foram espontâneas ou acidentais, indicando que a presença do gato pode ter influenciado a ausência ou a baixa detecção desta espécie anteriormente. Portanto, a remoção dos gatos parece ter proporcionado condições mais favoráveis para a presença e o registo de *Cettia cetti*. É relevante notar que estes passeriformes onde é possível observar um maior número do RAI nos meses de pós-remoção são aqueles que usam o coberto arbustivo. Por outro lado, os passeriformes que utilizam mais o solo apresentaram números menores de RAI no período de pós-remoção. Isto possivelmente pode ser atribuído ao facto de que essas espécies poderem descansar em áreas mais suscetíveis à predação por *Rattus norvegicus*.

4.3 Limitações do estudo e trabalhos futuros

Inicialmente, é importante ressaltar que existem possíveis limitações no teste T decorrentes da presença de outras variáveis que podem influenciar os resultados, inclusive daqueles que não apresentaram significância estatística. Por exemplo, variações sazonais podem ser um fator relevante a ser considerado. Uma abordagem que seria recomendável adotar seria a realização de testes de normalidade nas amostras.

O uso exclusivo dos dados provenientes da armadilhagem fotográfica apresenta algumas limitações que devem ser consideradas. Uma vez que a localização das câmaras pode influenciar os resultados obtidos. Uma dessas limitações diz respeito à possibilidade de as câmaras estarem posicionadas em áreas de passagem frequente de animais, o que possibilita que ocorra uma sobrevalorização da abundância, uma vez que os indivíduos serão registados com maior frequência, aumentando o RAI. É essencial reconhecer essas limitações para uma interpretação adequada dos resultados. O uso exclusivo de armadilhas fotográficas permite obter uma visão parcial da distribuição e abundância das espécies. Para uma avaliação mais abrangente, seria melhor o uso de abordagens complementares, como a observação direta.

Para este estudo seria interessante realizar uma análise estatística mais abrangente, utilizando, por exemplo, o Índice de Diversidade de Shannon-Wiener. Além disso, seria pertinente avaliar o efeito da remoção dos gatos em conjunto com outras variáveis, como a comparação de diferentes locais

na ilha e a possível influência da pandemia de COVID-19. Essa abordagem permitiria uma compreensão mais aprofundada dos efeitos da remoção dos gatos e de outras intervenções no ecossistema. A análise estatística mais complexa possibilitaria uma avaliação mais precisa das alterações na diversidade e nas interações entre as diferentes variáveis, contribuindo para uma tomada de decisão mais fundamentada em termos de conservação e gestão ambiental.

No que diz respeito às medidas a serem implementadas no futuro, seria pertinente prosseguir com o controlo dos roedores introduzidos. No entanto, é importante mencionar que essas campanhas requerem investimentos contínuos de tempo, recursos financeiros e ferramentas para manter o invasor afastado (Zavaleta et al., 2001), o que poderia dificultar a execução deste trabalho. Além disso, seria necessário manter a monitorização das espécies nativas a fim de compreender os efeitos da remoção dos gatos a longo prazo. Essa vigilância contínua permitiria avaliar o sucesso das intervenções e realizar ajustes adequados, garantindo a conservação efetiva da biodiversidade na ilha Deserta. Seria também uma medida interessante, implementar um maior controlo dos gatos presentes nas outras ilhas barreira, por meio da castração dos gatos domésticos e remoção dos gatos assilvestrados e vadios. Essa abordagem ajudaria a reduzir a população de gatos e minimizar seu impacto sobre as espécies nativas e o ecossistema das ilhas. É importante ressaltar que, embora as populações nativas, principalmente as aves que podem movimentarem-se mais livremente, estejam protegidas da predação dos gatos na ilha Deserta, elas podem estar sujeitas à predação nas ilhas adjacentes. Portanto, a implementação dessa abordagem em outras ilhas próximas também se torna necessária.

Para futuros estudos, seria valioso incorporar diferentes tipos de dados, como os provenientes de censos de passeriformes e também de gaivotas, a fim de obter uma base mais ampla para comparação dessas aves. A inclusão desses dados adicionais permitiria uma análise mais abrangente e aprofundada das espécies, incluindo as aves marinhas, que geralmente se beneficiam com a remoção dos gatos, já que estes são capazes de atacar filhotes e adultos de todas as espécies de aves marinhas, exceto as maiores (Ratcliffe et al., 2010). Isso poderia ajudar a compreender melhor os efeitos da remoção dos gatos na mortalidade das aves marinhas, na recolonização de áreas previamente ocupadas por elas e na recuperação de suas populações. Ao combinar diferentes conjuntos de dados, seria possível obter um panorama mais completo dos efeitos da remoção dos gatos sobre a avifauna local.

5. Conclusão

Pode-se deduzir que a erradicação dos gatos teve impactos tanto positivos quanto negativos no ecossistema da ilha Deserta. Evidencia-se que esta ação provavelmente proporcionou um ambiente mais seguro e favorável para as espécies nativas, especialmente os passeriformes, permitindo a recuperação e o florescimento de suas populações, indicando uma possível restauração do equilíbrio ecológico. No entanto, também foi observada a proliferação de uma espécie invasora, *Rattus norvegicus*, que pode ter efeitos negativos no ecossistema.

O estudo destaca a importância do controlo adequado de espécies invasoras, como os gatos e roedores, na proteção da biodiversidade e a manutenção dos ecossistemas naturais. Estratégias de gestão devem ser implementadas para minimizar os impactos negativos dessas espécies invasoras. No caso da ilha Deserta, o controlo contínuo dos roedores introduzidos é necessário, além de monitorar as espécies nativas para avaliar os efeitos a longo prazo da remoção dos gatos e realizar ajustes adequados.

Estudos futuros devem considerar abordagens mais abrangentes, como a utilização de diferentes tipos de dados e análises estatísticas mais complexas, para uma compreensão mais precisa dos

efeitos da erradicação dos gatos e de outras intervenções no ecossistema. Também é importante implementar medidas de controlo de gatos e realizar a monitorização das espécies nativas em todas as ilhas barreira, a fim de garantir uma melhor conservação da biodiversidade.

Agradecimentos:

Este trabalho não teria sido possível sem o apoio de diversos intervenientes, e por isso gostaria de expressar os meus agradecimentos:

Ao Nuno Oliveira, pela orientação contínua durante o estágio, sempre disponível para me apoiar e oferecer sua opinião sobre o trabalho. Sua prontidão em responder às inúmeras dúvidas por e-mail foi fundamental.

Ao Professor Dr. António Luís, por ter aceitado ser meu orientador e por esclarecer todas as questões relacionadas à Universidade e ao funcionamento da unidade curricular.

A todos os técnicos da SPEA, especialmente à Tânia Nascimento e ao Carlos Silva, que contribuíram significativamente para o meu conhecimento durante o estágio e tornaram a minha experiência ainda mais enriquecedora.

À SPEA, pela oportunidade e pela possibilidade de me hospedar em Faro durante o estágio.

À Animaris e ao ICNF, pelo transporte fornecido para a ilha Deserta.

Ao Sr. Alves, pelas histórias compartilhadas e pelas deliciosas refeições na ilha Deserta.

Ao Miguel, pela companhia ao longo de toda a minha estadia em Faro, e a todos os voluntários que participaram do trabalho de campo e ajudaram no processamento das imagens das câmaras.

À minha família, especialmente aos meus pais, avó, madrinha e prima, que me apoiaram incondicionalmente ao longo de todo o processo.

Expresso a minha profunda gratidão a todos os mencionados acima, pois sem o seu apoio e contribuição, este trabalho não teria sido realizado.

Referências:

- Amaral, S. D. (2009). A avifauna como meio de valorização turística da Ria Formosa-Faro (Tese de Mestrado em Biologia Marinha). Universidade do Algarve. Faro
- Angelici, C., Marini, F., Battisti, C., Bertolino, S., Capizzi, D., & Monaco, A. (2012). Cumulative impact of rats and coypu on nesting waterbirds: First evidences from a small mediterranean wetland (Central Italy). *Vie et Milieu*, 62(3), 137–141.
- Beery, S., Morris, D., Yang, S., Simon, M., Norouzzadeh, A., & Joshi, N. (2019). Efficient Pipeline for Automating Species ID in new Camera Trap Projects. *Biodiversity Information Science and Standards*, 3, e37222. <https://doi.org/10.3897/biss.3.37222>
- Bonnaud, E., Medina, F. M., Vidal, E., Nogales, M., Tershy, B., Zavaleta, E., ... Horwath, S. V. (2011). The diet of feral cats on islands: A review and a call for more studies. *Biological Invasions*, 13, 581–603. <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9851-3>
- 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. <https://doi.org/10.1007/s00227-020-3676-0>
- Cecchetti, M., Crowley, S. L., & McDonald, R. A. (2021, July 1). Drivers and facilitators of hunting behaviour in domestic cats and options for management. *Mammal Review*, 51, 307–322. <https://doi.org/10.1111/mam.12230>
- Ceia, F. R. (2007). Vulnerabilidade das Ilhas-Barreira e Dinâmica da Ria Formosa na Óptica da Gestão (Dissertação para a obtenção do grau de mestre em Gestão e Conservação da Natureza). Universidade do Algarve. Faro.
- Courchamp, F., Chapuis, J. L., & Pascal, M. (2003). Mammal invaders on islands: Impact, control and control impact. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 78, 347–383. <https://doi.org/10.1017/S1464793102006061>
- Crowley, S. L., Cecchetti, M., & McDonald, R. A. (2020). Our Wild Companions: Domestic cats in the Anthropocene. *Trends in Ecology and Evolution*, 35, 477–483. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2020.01.008>
- Cunningham, C. X., Johnson, C. N., & Jones, M. E. (2019). Harnessing the power of ecological interactions to reduce the impacts of feral cats. *Biodiversity*, 20, 43–47. <https://doi.org/10.1080/14888386.2019.1585289>
- Dauphine, N., & Cooper, R. J. (2009). Impacts of free-ranging domestic cats (*Felis catus*) on birds in the United States: A review of recent research with conservation and management recommendations. *Proceedings of the Fourth International Partners in Flight Conference: Tundra to Tropics*, 205–219.
- de Wit, L. A., Croll, D. A., Tershy, B., Correa, D., Luna-Pasten, H., Quadri, P., & Kilpatrick, A. M. (2019). Potential public health benefits from cat eradications on islands. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, 13(2), e0007040. <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0007040>
- Didham, R. K., Tylianakis, J. M., Hutchison, M. A., Ewers, R. M., & Gemmell, N. J. (2005). Are invasive species the drivers of ecological change? *Trends in Ecology and Evolution*, 20, 470–474.

- Deak, B. P., Ostendorf, B., Taggart, D. A., Peacock, D. E., & Bardsley, D. K. (2019). The significance of social perceptions in implementing successful feral cat management strategies: A global review. *Animals*, 9, 617-630. <https://doi.org/10.3390/ani9090617>
- 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 of the United States of America*, 113(40), 11261–11265. <https://doi.org/10.1073/pnas.1602480113>
- Drummond, D. C. (1960). The Food of *Rattus norvegicus* Berk. in an Area of Sea Wall, Saltmarsh and Mudflat. *The Journal of Animal Ecology*, 29(2), 341-347. <https://doi.org/10.2307/2207>
- Duffy, D. C., & Capece, P. (2012, April). Biology and impacts of pacific Island invasive species. 7. the domestic cat (*Felis catus*). *Pacific Science*, 66, 173–212. <https://doi.org/10.2984/66.2.7>
- Fenn, M. G., & MacDonald, D. W. (1995). Use of middens by red foxes: Risk reverses rhythms of rats. *Journal of Mammalogy*, 76(1), 130–136. <https://doi.org/10.2307/1382321>
- Green, R. E., & Griffiths, G. H. (1994). Use of preferred nesting habitat by stone curlews *Burhinus oedicnemus* in relation to vegetation structure. *Journal of Zoology*, 233(3), 457–471. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1994.tb05277.x>
- Greenberg, S., Godin, T., & Whittington, J. (2019). Design patterns for wildlife-related camera trap image analysis. *Ecology and Evolution*, 9(24), 13706–13730. <https://doi.org/10.1002/ece3.5767>
- Guerra, L. M. A. (2010). Análise Multivariada da Sucessão Dunar na Península do Ancão e Ilha da Barreta. Universidade do Algarve. Faro.
- 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 26 de maio de 2023.
- ICNF (2005). Revisão do plano de ordenamento do Parque Natural da Ria Formosa. Disponível em: <https://www.icnf.pt/api/file/doc/24568448a919da52> Consultado a 26 de maio de 2023
- Life ilhas barreira (2022). Progress report of Life Ilhas Barreira. Spea. Lisboa. (Relatório não publicado.)
- Linhart, S. B., & Knowlton, F. F. (1973). Determining the Relative Abundance of Coyotes by Scent Station Lines. *Wildlife Society Bulletin*, 3(3), 119–124. <http://www.jstor.org/stable/3781822>
- Marcelo, M. J., & Fonseca, L. C. da. (1998). RIA FORMOSA: DA GESTÃO E CONSERVAÇÃO DE UMA ÁREA PROTEGIDA. *Revista de Biologia*, 16(1–4), 125–133. <https://www.researchgate.net/publication/237081809>
- Medina, F. M., Bonnaud, E., Vidal, E., Tershy, B. R., Zavaleta, E. S., Josh Donlan, C., ... Nogales, M. (2011). A global review of the impacts of invasive cats on island endangered vertebrates. *Global Change Biology*, 17, 3503-3510. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02464.x>
- Miller, K. (2020). Cats in Australia: companion and killer. *Australasian Journal of Environmental Management*, 27(1), 114–115. <https://doi.org/10.1080/14486563.2020.1717729>
- Morais, B. C. (2022). O gato-feral na ilha deserta (Ria Formosa): população, adaptações ecológicas e impacto nos vertebrados nativos (Dissertação Mestrado em Biologia da Conservação). Universidade de Lisboa. Lisboa.
- 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

- Nogales, M., Martín, A., Tershy, B. R., Donlan, C. J., Veitch, D., Puerta, N., ... Alonso, J. (2004). A review of feral cat eradication on islands. *Conservation Biology*, 18, 310–319. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00442.x>
- Oedin, M., Brescia, F., Millon, A., Murphy, B. P., Palmas, P., Woinarski, J. C. Z., & Vidal, E. (2021, July 1). Cats *Felis catus* as a threat to bats worldwide: a review of the evidence. *Mammal Review*, 51, 323–337. <https://doi.org/10.1111/mam.12240>
- Ratcliffe, N., Bell, M., Pelembe, T., Boyle, D., Benjamin, R., White, R., ... Sanders, S. (2010). The eradication of feral cats from Ascension Island and its subsequent recolonization by seabirds. *ORYX*, 44(1), 20–29. <https://doi.org/10.1017/S003060530999069X>
- Ricciardi, A. (2013). Invasive Species. *Ecological Systems*. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-5755-8_10
- Russell, J. C., Abrahão, C. R., Silva, J. C. R., & Dias, R. A. (2018). Management of cats and rodents on inhabited islands: An overview and case study of Fernando de Noronha, Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16, 193–200. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.005>
- 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. <https://doi.org/10.1017/S0376892917000297>
- Seabrook, W. (1990). The impact of the feral cat (*Felis catus*) on the native fauna of Aldabra Atoll, Seychelles. *Revue d'Ecologie (Terre et La Vie)*, 45(2), 135–145. <https://doi.org/10.3406/rev.1990.1989>
- Swann, D.E., Kawanishi, K., Palmer, J. (2011). Evaluating Types and Features of Camera Traps in Ecological Studies: A Guide for Researchers. *Camera Traps in Animal Ecology*. Springer, Tokyo. <https://doi.org/10.1007/978-4-431-99495-43>
- 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, 592–597. <https://doi.org/10.1093/biosci/biv03>
- Thorsen, M., Shorten, R., Lucking, R., & Lucking, V. (2000). Norway rats (*Rattus norvegicus*) on Freigate Island, Seychelles: The invasion; subsequent eradication attempts and implications for the island's fauna. *Biological Conservation*, 96(2), 133–138. [https://doi.org/10.1016/S00063207\(00\)00059-8](https://doi.org/10.1016/S00063207(00)00059-8)
- Trolliet, F., Huynen, M.-C., Vermeulen, C., & Hambuckers, A. (2014). Use of Camera Traps for Wildlife Studies. A Review. *Biotechnology, Agronomy, Society, Environment*, 18(3), 466–454. <http://www.pressesagro.be/base/text/v18n3/446.pdf>
- Wright, K. (2012). Bunnies, Bilbies, and the Ethic of Ecological Remembrance. *M/C Journal*, 15(3). <https://doi.org/10.5204/mcj.507>
- Zavaleta, E. S., Hobbs, R. J., & Mooney, H. A. (2001, August 1). Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends in Ecology and Evolution*, 16, 454–459. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02194-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02194-2)

Anexos:

Anexo A: Trabalhos realizados

Ao longo do meu estágio realizei trabalhos integrados no projeto Life ilhas barreira, para além dos referenciados no relatório:

- Na ilha Deserta realizei:
 - Inspeção costeira, onde procurávamos por aves arrojadas, o que me permitiu aprender a distinguir algumas aves marinhas, como a *Fratercula arctica* e *Alca torda*, e saber o seu estado de decomposição quando mortas;
 - Censo de passeriformes, que me ajudou a praticar a identificação destas aves a nível visual e auditivo;
 - Quadrados de vegetação, que me fez conhecer melhor a flora da Ria formosa;
 - Controlo de plantas invasoras, onde realizávamos a remoção de agave (*Agave americana*), chorão (*Carpobrotus edulis*) e acácia (*Acacia dealbata*)
 - Contagem e mapeamento de gaivotas e dos seus ninhos, que me fez conseguir distinguir as colónias de gaivota-de-audouin e gaivota-de-patas-amarelas existentes na ilha.
- No aterro do sotavento e portos de Olhão e Culatra realizei:
 - Contagem de aves marinhas e aquáticas, que me fez conseguir distinguir algumas espécies de gaivotas, como a *Larus fuscus*, *Larus michahellis*, *Chroicocephalus ridibundus* e *Ichthyophaga audouinii*, e também os seus diferentes estágios de vida. E apreendi a anotar os dados na aplicação CyberTracker no tablet.

Trabalhos realizados por mês:

	Outubro	Novembro	Dezembro	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Maio
Monitorização Câmaras						x	x	x
Processamento imagens	x	x	x	x	x	x	x	
Monitorização Goodnatures						x	x	x
Inspeção costeira					x			
Censo de passeriformes						x	x	x
Quadrados de vegetação						x	x	
Controlo de plantas invasoras								x
Contagem e mapeamento de gaivotas (ilha Deserta)							x	x
Contagem de ninhos de gaivotas (ilha Deserta)								x
Contagem de aves marinhas e aquáticas (aterro e portos)					x	x	x	x

Anexo C: Média mensal do RAI com desvio padrão

Espécie	Pré-remoção													
	Média Janeiro 2020	Média Fevereiro 2020	Média Março 2020	Média Abril 2020	Média Maio 2020	Média Junho 2020	Média Julho 2020	Média Agosto 2020	Média Setembro 2020	Média Outubro 2020	Média Novembro 2020	Média Dezembro 2020	Média Janeiro 2021	Média Fevereiro 2021
<i>Alauda arvensis</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Anthus petrosus</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Anthus pratensis</i>	0 +/- 0	49.7 +/- 155.69	85.36 +/- 228.25	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	22.73 +/- 73.43	57.92 +/- 147.13	98.09 +/- 191.34	51.36 +/- 123.11	478.26 +/- 1638.39	42.13 +/- 86.84	0 +/- 0
<i>Anthus sp.</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Apus sp.</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Ardea cinerea</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	48.89 +/- 138.92	0 +/- 0	679.54 +/- 2434.15	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	109.15 +/- 321.32	35.74 +/- 132.89	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Ardeidae sp.</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Bubulcus ibis</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	69.5 +/- 211.28	828.05 +/- 2601.01	69.54 +/- 127.15	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Burhinus oedicnemus</i>	0 +/- 0	218.51 +/- 567.78	588.01 +/- 1237.94	214.81 +/- 466.3	95.05 +/- 252.38	73.23 +/- 187.84	307.18 +/- 772.02	201.46 +/- 493.55	44.25 +/- 104.63	241.25 +/- 582.01	17.85 +/- 52.04	133.31 +/- 385.57	995.65 +/- 3128.06	265.53 +/- 639.18
<i>Buteo buteo</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Calandrella brachydactyla</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Calidris alba</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	22.22 +/- 62.85	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Calidris alpina</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	14.81 +/- 41.9	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Cao</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	58.65 +/- 157.14	0 +/- 0	4.69 +/- 11.48	0 +/- 0	0 +/- 0	8.94 +/- 28.29	0 +/- 0	40.99 +/- 164.42	0 +/- 0
<i>Caprimulgus sp.</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Carduelis cannabina</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	10.19 +/- 29.7	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	50.4 +/- 159.78	526.09 +/- 1717.48	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Carduelis carduelis</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	6.38 +/- 21.37	0 +/- 0
<i>Cettia cetti</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Chamaeleo chamaeleon</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Chorardius alexandrinus</i>	0 +/- 0	271.17 +/- 885.07	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	408.7 +/- 1287.37	30.14 +/- 69.32
<i>Chorardius histicula</i>	0 +/- 0	13.81 +/- 47.65	64.52 +/- 188.1	85.19 +/- 240.94	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	43.27 +/- 119.41	66.5 +/- 149.4	946.43 +/- 2716.44	1026.09 +/- 2845.78	22.92 +/- 60.28
<i>Chersophilus dupontii</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Chloris chloris</i>	0 +/- 0	13.19 +/- 45.06	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	129.14 +/- 409.45	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Ciconia ciconia</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	12.57 +/- 36.41	1881.35 +/- 5105.17	0 +/- 0	11.36 +/- 36.72	3.14 +/- 10.24	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Circus aeruginosus</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Circus aeruginosus</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	8.27 +/- 29.35	113.04 +/- 366.3	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Corvus corone</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Delichon urbicum</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Delichon urbicum</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Egretta garzetta</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	1429.75 +/- 4947.94	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Eithaus rubicula</i>	0 +/- 0	9.16 +/- 29.67	50.93 +/- 148.5	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	4.55 +/- 15.23	53.3 +/- 172.7	10.53 +/- 30.69	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Falco sp.</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Falco tinnunculus</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	38.86 +/- 126.3	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	75.2 +/- 215.39	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Galerida cristata</i>	25.4 +/- 51.29	76.51 +/- 177.53	92.14 +/- 218.12	145.08 +/- 292.72	436.06 +/- 1302.39	353.01 +/- 762.11	167.74 +/- 366.73	29.01 +/- 53.43	224.61 +/- 405.97	465.15 +/- 1059.83	434.51 +/- 746.67	104.97 +/- 258.46	613.04 +/- 1678.59	69.96 +/- 154.76
<i>Galerida sp.</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Galerida theklae</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Gato</i>	524.85 +/- 704.13	388.61 +/- 1009	227.51 +/- 434.05	155.52 +/- 316.17	407.2 +/- 651.32	826.54 +/- 2517.78	438.79 +/- 1266.95	618.43 +/- 1515.08	229.57 +/- 447.06	399.43 +/- 885.4	1557.11 +/- 4056.25	215.74 +/- 533.9	2026.09 +/- 6975.25	143.9 +/- 310.69
<i>Hirundo rustica</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	7.57 +/- 23	108.59 +/- 256.56	3.58 +/- 11.47	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Humano</i>	25.4 +/- 51.29	162.36 +/- 414.66	88.63 +/- 233.06	11.11 +/- 27.22	0 +/- 0	156.84 +/- 345.03	404.65 +/- 1221.65	327.96 +/- 803.45	345.36 +/- 796.96	343.73 +/- 718.29	88.83 +/- 211.53	265.24 +/- 597.06	104.97 +/- 274	30.52 +/- 88.16
<i>Ichthyophaga audouinii</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	248.78 +/- 559.74	348.15 +/- 967.45	15.48 +/- 49.96	1281.39 +/- 2943.03	3697.72 +/- 87944.5	948.54 +/- 1804.79	0 +/- 0	36.91 +/- 123.31	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Lanius meridionalis</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	28.62 +/- 83.56	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Lanius sensor</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Lanius fuscus</i>	83.33 +/- 170.78	81.04 +/- 197.1	2540.59 +/- 5758.06	6660.74 +/- 15561.53	415.18 +/- 674.33	918.64 +/- 2722.67	3987.33 +/- 8060.63	173.36 +/- 267.14	0 +/- 0	3.01 +/- 9.79	14.54 +/- 42.41	84.83 +/- 32.06	60.87 +/- 197.24	0 +/- 0
<i>Lanius michahellis</i>	0 +/- 0	74.55 +/- 196.52	2659.78 +/- 5540.78	5502.59 +/- 11510.04	709.8 +/- 1067.98	738.59 +/- 2089.76	3450.12 +/- 7519.92	689.34 +/- 1353.49	61.33 +/- 195.77	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Larus sp.</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Luscinia megarhynchos</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Luscinia megarhynchos</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	130.42 +/- 369.14	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Luscinia svecica</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	67.99 +/- 19.8	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	11.04 +/- 35.5	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Motacilla alba</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Motacilla flava</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	116.76 +/- 235.82	416.55 +/- 988.71	750.32 +/- 2362.5	147.67 +/- 311.47	108.9 +/- 235.57	14.06 +/- 34.43	7.63 +/- 20	0 +/- 0	3.63 +/- 10.6	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Mus sp.</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Mus spretus</i>	25.4 +/- 51.29	0 +/- 0	16.98 +/- 49.5	37.71 +/- 97.26	14.14 +/- 36.22	0 +/- 0	0 +/- 0	4.69 +/- 11.48	38.53 +/- 100.27	2.81 +/- 9.09	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	3.11 +/- 10.06
<i>Numenius arquata</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	921 +/- 3476.75	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Numenius phaeopus</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	4.69 +/- 11.48	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Oenanthe isabellina</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	15.66 +/- 108.9	19.66 +/- 46.37	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	14.57 +/- 35.73	116.12 +/- 263.3	133.94 +/- 350.86	0 +/- 0	0 +/- 0	17.39 +/- 48.02	0 +/- 0
<i>Onga</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Pandion haliaetus</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	3.58 +/- 10.45	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	14.91 +/- 49.03
<i>Passer domesticus</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	136.99 +/- 353.69	96.3 +/- 272.37	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	18.94 +/- 61.2	44.29 +/- 147.97	21.42 +/- 62.45	8.8 +/- 27.82	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Phalaropus fulicarius</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	4.07 +/- 11.58	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	90.93 +/- 223.72	3.68 +/- 11.83	58.91 +/- 190.88	21.64 +/- 53.04	44.62 +/- 109.54	95.65 +/- 408.05	24.84 +/- 80.51
<i>Phoenicurus sp.</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Phylloscopus</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	10.3 +/- 25.85	7.67 +/- 21.71	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	21.2 +/- 55.47	0 +/- 0	0 +/- 0	10.33 +/- 30.69			

Espécie	Período													
	Média Março 2022	Média Abril 2022	Média Maio 2022	Média Junho 2022	Média Julho 2022	Média Agosto 2022	Média Setembro 2022	Média Outubro 2022	Média Novembro 2022	Média Dezembro 2022	Média Janeiro 2023	Média Fevereiro 2023		
<i>Alauda arvensis</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	8.08 +/- 25.7	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Anthus petrosus</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	3.53 +/- 11.35	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Anthus pratensis</i>	73.36 +/- 184.58	3.08 +/- 9.75	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	6.3 +/- 19.97	0 +/- 0	0 +/- 0	2.95 +/- 9.56	3.12 +/- 9.84	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Anthus sp.</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	15.17 +/- 48	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Apus sp.</i>	2.93 +/- 9.27	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Ardea cinerea</i>	0 +/- 0	33.33 +/- 105.41	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	15.38 +/- 37.8	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Ardeidae sp.</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	3.03 +/- 9.58	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Bubulcus ibis</i>	0 +/- 0	21.21 +/- 59.07	322.73 +/- 551.81	459.09 +/- 1365	42.45 +/- 140.96	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Burhinus oedionemus</i>	32.26 +/- 86.45	255.59 +/- 721.69	75.68 +/- 197.32	124.24 +/- 392.89	49.85 +/- 157.65	0 +/- 0	45.24 +/- 130.69	0 +/- 0	0 +/- 0	25.33 +/- 67.72	242.42 +/- 689.69	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Buteo buteo</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	3.7 +/- 11.84	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Calandrella brachydactyla</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Callidris alba</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Callidris alpina</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Cao</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	4.76 +/- 11.66	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Caprimulgus sp</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Carduelis cannabina</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Carduelis carduelis</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Certhia cetti</i>	0 +/- 0	36.36 +/- 114.99	11.01 +/- 37.41	0 +/- 0	0 +/- 0	9.45 +/- 29.96	4.76 +/- 11.66	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Chamaelo chamaeleon</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Choradrius alexandrinus</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Choradrius hiaticula</i>	0 +/- 0	9.25 +/- 29.25	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Chersophilus duponti</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	31.67 +/- 125.64	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Chloris chloris</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Ciconia ciconia</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	35.93 +/- 108.46	0 +/- 0	0 +/- 0	18.49 +/- 55.98	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Circus gallinulus</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Circus aeruginosus</i>	5.96 +/- 18.86	12.12 +/- 38.33	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	8.66 +/- 26.69	583.33 +/- 2174.66	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Corvus corone</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Delichon urbicum</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	152.49 +/- 624.99	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Delichon urbicum</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Egretta garzetta</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	14.66 +/- 46.37	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Erethias rubecula</i>	0 +/- 0	54.55 +/- 172.49	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	191.1 +/- 518.13	14.49 +/- 46.96	98.31 +/- 435.38	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Falco sp.</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	531.77 +/- 2222.02	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Falco tinnunculus</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	60.71 +/- 192.89	0 +/- 0	0 +/- 0	7.61 +/- 24.45	0 +/- 0	14.25 +/- 40.24	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Galerida cristata</i>	345.66 +/- 803.56	177.11 +/- 404.91	116.87 +/- 268.76	113.64 +/- 244.05	95.15 +/- 281.32	5.87 +/- 18.55	0 +/- 0	27.24 +/- 62.13	75.32 +/- 220.36	39.21 +/- 98.34	87.54 +/- 210.9	4.63 +/- 12.25	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Galerida sp.</i>	0 +/- 0	18.18 +/- 57.5	18.43 +/- 56.81	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	37.16 +/- 93.97	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Galerida theklae</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	18.11 +/- 41.61	3.03 +/- 9.58	0 +/- 0	3.28 +/- 10.45	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Gata</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Hirundo rustica</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	10.61 +/- 41.91	0 +/- 0	319.78 +/- 1045.93	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Humano</i>	35.19 +/- 111.28	146.17 +/- 317.16	534.32 +/- 1079.72	39.39 +/- 99.31	156.95 +/- 365.03	1709.16 +/- 7273.42	54.76 +/- 132.5	103.3 +/- 239.54	99.06 +/- 254.41	836.9 +/- 2546.86	147.19 +/- 356.51	146.14 +/- 282.96	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Ichthyophaga audouinii</i>	49.85 +/- 157.65	18972.93 +/- 54896.38	13322.72 +/- 44434.9	916847.08 +/- 3763024.17	363566.03 +/- 1306181.74	8143.45 +/- 19983.47	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	22.2 +/- 71.05	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Lanius meridionalis</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Lanius senator</i>	0 +/- 0	75 +/- 209.84	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Larus fuscus</i>	0 +/- 0	1830.14 +/- 5080.17	3439.02 +/- 10151.46	2157.58 +/- 6698.61	12976.25 +/- 27059.77	159.94 +/- 388.21	0 +/- 0	18.24 +/- 53.31	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	101.19 +/- 316.26	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Larus michahellis</i>	186.32 +/- 432.08	7345.12 +/- 14704.48	6357.84 +/- 23543.51	12795.45 +/- 31246.22	6709.73 +/- 17145.82	534.23 +/- 1299.05	0 +/- 0	0 +/- 0	700.84 +/- 2085.59	1016.41 +/- 3151.64	22390.57 +/- 68062.21	7042.61 +/- 16918.97	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Larus sp.</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Luscinia megarhynchos</i>	0 +/- 0	18.18 +/- 57.5	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Luscinia megarhynchos</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Luscinia svecica</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Motacilla alba</i>	2.93 +/- 9.27	3.79 +/- 12.24	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Motacilla flava</i>	135.52 +/- 331.88	253.24 +/- 612.58	197.27 +/- 483.59	144.7 +/- 393.87	44.03 +/- 113.96	2.93 +/- 9.27	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Mus sp.</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Mus spretus</i>	54.61 +/- 172.79	18.18 +/- 49.98	3.12 +/- 9.63	15.69 +/- 49.66	38.12 +/- 120.56	10.6 +/- 34.04	0 +/- 0	111.88 +/- 301.56	347.83 +/- 1237.76	7176.65 +/- 31782.47	103.9 +/- 320.23	28.49 +/- 80.48	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Numenius arquata</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Numenius phaeopus</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Oenanthe oenanthe</i>	18.1 +/- 52.67	66.34 +/- 177.45	3.07 +/- 9.47	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	11.31 +/- 32.67	0 +/- 0	23.59 +/- 76.45	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>osga</i>	5.87 +/- 18.55	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Pandion haliaetus</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	10.8 +/- 38.91	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Passer domesticus</i>	41.75 +/- 125	8.14 +/- 20.66	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	6.3 +/- 19.97	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Phalaropus fulicarius</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Phoenicurus ochruros</i>	27.3 +/- 86.39	48.48 +/- 153.32	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	0 +/- 0	245.45 +/- 751.06	11.41 +/- 33.01	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	48.16 +/- 217.69	43.29 +/- 133.43	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Phoenicurus sp.</i>	0 +/- 0	24.24 +/- 76.66	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Phylloscopus</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	8.99 +/- 24.84	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Phylloscopus collybita</i>	0 +/- 0	3.08 +/- 9.75	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Phylloscopus sp.</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	5.87 +/- 18.55	159.52 +/- 399.44	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Pica pica</i>	35.19 +/- 84.74	18.18 +/- 52.92	17.15 +/- 48.13	36.36 +/- 140.31	135.61 +/- 398.56	20.53 +/- 55.49	20.24 +/- 64.3	33.96 +/- 99	104.6 +/- 408.21	18.74 +/- 59.04	97.84 +/- 245.49	56.98 +/- 121.71	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Pluvialis squatarola</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	9.27 +/- 29.35	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Rattus nao identificado</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	3.28 +/- 10.45	59.85 +/- 189.74	126.19 +/- 244.68	47.54 +/- 128.76	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Rato nao identificado</i>	15.17 +/- 48	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	19.71 +/- 62.71	97.94 +/- 260.93	251.79 +/- 510.74	115.45 +/- 336.59	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Rattus norvegicus</i>	2.93 +/- 9.27	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	47.54 +/- 138.6	65.22 +/- 211.39	5262.72 +/- 23292.1	3064.94 +/- 12559.38	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Rattus rattus</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	3.14 +/- 9.93	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Savicola rubetra</i>	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	3.4 +/- 9.9	0 +/- 0	82.46 +/- 236.8	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0
<i>Savicola rubicola</i>	7.26 +/- 23.43	0 +/- 0	0 +/- 0	0 +/- 0										

Anexo D: Teste T de duas amostras emparelhadas para as médias da pré-remoção e pós-remoção.

<i>Rattus norvegicus</i>			<i>Mus spretus</i>		
	Variável 1	Variável 2		Variável 1	Variável 2
Média	0.319665	703.6123	Média	9.829845	659.0886
Variância	1.226228	2832343	Variância	206.8088	4221981
Observações	12	12	Observações	12	12
Correlação de Pearson	-0.13166		Correlação de Pearson	-0.2327	
Hipótese de diferença de média	0		Hipótese de diferença de média	0	
gl	11		gl	11	
Stat t	-1.44749		Stat t	-1.09278	
P(T<=t) uni-caudal	0.087826		P(T<=t) uni-caudal	0.148922	
t crítico uni-caudal	1.795885		t crítico uni-caudal	1.795885	
P(T<=t) bi-caudal	0.175652		P(T<=t) bi-caudal	0.297844	
t crítico bi-caudal	2.200985		t crítico bi-caudal	2.200985	

<i>Burhinus oedicnemus</i>			<i>Ardea cinerea</i>		
	Variável 1	Variável 2		Variável 1	Variável 2
Média	264.7988	70.88404	Média	72.77705	4.059829
Variância	76354.46	8288.794	Variância	37618.29	104.5465
Observações	12	12	Observações	12	12
Correlação de Pearson	0.458882		Correlação de Pearson	-0.08783	
Hipótese de diferença de média	0		Hipótese de diferença de média	0	
gl	11		gl	11	
Stat t	2.707512		Stat t	1.219995	
P(T<=t) uni-caudal	0.010191		P(T<=t) uni-caudal	0.123989	
t crítico uni-caudal	1.795885		t crítico uni-caudal	1.795885	
P(T<=t) bi-caudal	0.020381		P(T<=t) bi-caudal	0.247977	
t crítico bi-caudal	2.200985		t crítico bi-caudal	2.200985	

<i>Bubulcus ibis</i>			<i>Egretta garzetta</i>		
	Variável 1	Variável 2		Variável 1	Variável 2
Média	80.59054	70.45692	Média	119.1458	1.221896
Variância	56126.29	23418.34	Variância	170348.5	17.91637
Observações	12	12	Observações	12	12
Correlação de Pearson	-0.00272		Correlação de Pearson	1	
Hipótese de diferença de média	0		Hipótese de diferença de média	0	
gl	11		gl	11	
Stat t	0.124312		Stat t	1	
P(T<=t) uni-caudal	0.451655		P(T<=t) uni-caudal	0.1694	
t crítico uni-caudal	1.795885		t crítico uni-caudal	1.795885	
P(T<=t) bi-caudal	0.903311		P(T<=t) bi-caudal	0.338801	
t crítico bi-caudal	2.200985		t crítico bi-caudal	2.200985	

<i>Anthus pratensis</i>			<i>Galerida cristata</i>		
	Variável 1	Variável 2		Variável 1	Variável 2
Média	69.65399	7.401391	Média	261.2724	90.68542
Variância	17791.4	435.6681	Variância	36496.78	9405.14
Observações	12	12	Observações	12	12
Correlação de Pearson	0.017153		Correlação de Pearson	-0.07886	
Hipótese de diferença de média	0		Hipótese de diferença de média	0	
gl	11		gl	11	
Stat t	1.601513		Stat t	2.674363	
P(T<=t) uni-caudal	0.068784		P(T<=t) uni-caudal	0.010812	
t crítico uni-caudal	1.795885		t crítico uni-caudal	1.795885	
P(T<=t) bi-caudal	0.137568		P(T<=t) bi-caudal	0.021625	
t crítico bi-caudal	2.200985		t crítico bi-caudal	2.200985	

<i>Motacilla flava</i>			<i>Cettia cetti</i>		
	Variável 1	Variável 2		Variável 1	Variável 2
Média	130.4604	64.80809	Média	0	5.131965
Variância	52711.69	8536.1	Variância	0	112.6751
Observações	12	12	Observações	12	12
Correlação de Pearson	0.831751		Correlação de Pearson		
Hipótese de diferença de média	0		Hipótese de diferença de média	0	
gl	11		gl	11	
Stat t	1.411485		Stat t	-1.67479	
P(T<=t) uni-caudal	0.092878		P(T<=t) uni-caudal	0.061069	
t crítico uni-caudal	1.795885		t crítico uni-caudal	1.795885	
P(T<=t) bi-caudal	0.185756		P(T<=t) bi-caudal	0.122138	
t crítico bi-caudal	2.200985		t crítico bi-caudal	2.200985	

<i>Pica pica</i>			<i>Sturnus unicolor</i>		
	Variável 1	Variável 2		Variável 1	Variável 2
Média	6.959601	49.61446	Média	12.59878	53.17311
Variância	290.7041	1648.227	Variância	894.8225	16401.17
Observações	12	12	Observações	12	12
Correlação de Pearson	-0.32016		Correlação de Pearson	0.364634	
Hipótese de diferença de média	0		Hipótese de diferença de média	0	
gl	11		gl	11	
Stat t	-3.02743		Stat t	-1.16715	
P(T<=t) uni-caudal	0.005751		P(T<=t) uni-caudal	0.133915	
t crítico uni-caudal	1.795885		t crítico uni-caudal	1.795885	
P(T<=t) bi-caudal	0.011502		P(T<=t) bi-caudal	0.26783	
t crítico bi-caudal	2.200985		t crítico bi-caudal	2.200985	

<i>Curruca melanocephala</i>			<i>Turdus philomelos</i>		
	Variável 1	Variável 2		Variável 1	Variável 2
Média	165.8413	347.7687	Média	3.841274	9.155689
Variância	200984.7	533054.7	Variância	124.4415	494.572
Observações	12	12	Observações	12	12
Correlação de Pearson	0.939178		Correlação de Pearson	-0.15465	
Hipótese de diferença de média	0		Hipótese de diferença de média	0	
gl	11		gl	11	
Stat t	-1.82519		Stat t	-0.69794	
P(T<=t) uni-caudal	0.04761		P(T<=t) uni-caudal	0.24985	
t crítico uni-caudal	1.795885		t crítico uni-caudal	1.795885	
P(T<=t) bi-caudal	0.09522		P(T<=t) bi-caudal	0.4997	
t crítico bi-caudal	2.200985		t crítico bi-caudal	2.200985	