



UNIVERSIDADE D  
COIMBRA

Gilson Manuel Lopes Semedo

**DISTRIBUIÇÃO, ABUNDÂNCIA E CONSERVAÇÃO  
DAS AVES MARINHAS DE CABO VERDE**

**Tese no âmbito do Doutoramento em Biociências, especialização em  
Ecologia, orientada pelo Professor Doutor Jaime Albino Ramos, pelo Doutor  
Vítor Hugo Paiva e pela Doutora Teresa Militão e apresentada ao  
Departamento de Ciências da Vida da Faculdade de Ciências e Tecnologia da  
Universidade de Coimbra.**

Agosto de 2020

# Distribuição, Abundância e Conservação das Aves Marinhas de Cabo Verde

Tese de doutoramento apresentada ao Departamento de Ciências da Vida da Universidade de Coimbra para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Doutor em Biociências, na especialidade em Ecologia, realizada sob a orientação científica do professor Doutor Jaime Albino Ramos (Universidade de Coimbra), do Doutor Vítor Hugo Paiva (Universidade de Coimbra) e da Doutora Teresa Militão (Universidade de Barcelona).

**Gilson Manuel Lopes Semedo**

Departamento de Ciências da Vida

Universidade de Coimbra

Coimbra, agosto de 2020

## Agradecimentos

Chegando no final dessa etapa torna importante agradecer às várias pessoas que de uma forma ou outra contribuíram para que esse trabalho fosse executável, nesse contexto apresento uma lista com nomes das pessoas, instituições e ONGs, aos quais serei eternamente grato:

Quero agradecer primeiramente aos meus orientadores, o Dr. Jaime Albino Ramos e o Dr. Vítor Hugo Paiva pela forma como me acolheram desde do primeiro dia em Coimbra, pela disponibilidade, paciência e dedicação demonstrada durante a realização deste trabalho, principalmente nas reuniões, aconselhamentos, análises de dados, disponibilização de livros, artigos e dados para os quais sem eles tudo isso não seria possível. Também quero agradecer a minha orientadora Teresa Militão por ter facilitado o contacto com pessoal do laboratório MARE, que possibilitou a minha ingressão, assim com a sua colaboração durante a elaboração da tese, partilhando os seus conhecimentos científicos, artigos e dados, os meus sinceros agradecimentos.

Quero agradecer a todas as pessoas do Laboratório do MARE, principalmente ao Filipe Ceia e Miguel que realizamos trabalhos de campo em conjunto no ilhéu Raso, pelos seus ensinamentos e colaboração na recolha de dados. Também a Diana Matos, Jorge Pereira e Ivo Sarmento que me ajudaram na recolha de dados de campos. A todos anteriormente mencionado e a Catarina Lopes que me ajudaram na minha integração em Coimbra, muito obrigado.

A todas as ONGs que partilharam informações sobre as aves marinhas de Cabo Verde, nomeadamente ONG Lantuna, Associação Projecto Vító, Xaguete, Associação Projeto Biodiversidade, Fundação Maio Biodiversidade, Bios.CV e Biosfera, meus sinceros agradecimentos. Quero agradecer a ONG Biosfera pelo acolhimento durante a realização de trabalho de campo no ilhéu Raso, e a todos os seus colaboradores e em particular, a Isabel Rodrigues, Stefan Antunes, Jardel Fortes, Júnior Ferreira, António dos Santos, Olívio Soares, Nathalie Melo, Nadina Matias e Tommy Melo.

Quero agradecer a Sarah Saldanha, Andreia Leal e Carolino Fernandes que partilharam experiências nos trabalhos de campos no ilhéu Raso, pela ajuda mútua e pela amizade, muito obrigado.

A Senhora Ângela Maria P. Barreto da Veiga Moreno, Presidente do Instituto Nacional de Investigação e Desenvolvimento Agrário (INIDA) por permitir que ausentasse das minhas funções durante a realização desse trabalho, meus sinceros agradecimentos.

Quero agradecer de forma especial a minha família, principalmente ao meu filho Diego Semedo, aos meus irmãos e sobrinhos que sempre me apoiaram nas horas difíceis de saudades e angústias que a distância provoca e tornaram essa etapa melhor, muito obrigado pelo apoio e incentivos.

Peço desculpa se faltaram algumas pessoas ou entidades nessa lista, estendo os agradecimentos ao Instituto Gulbenkian de Ciência (IGC) e Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT) que financiaram a minha bolsa de estudo (Portugal, SFRH/BD/135266/2017) e o Centro de Ciências do Mar e Ambiente (MARE) que me acolheu durante a realização da tese, meus sinceros agradecimentos. Este trabalho recebeu apoio financeiro e logístico do projeto Alcyon - Conservação de aves marinhas de Cabo Verde, coordenado pela BirdLife International e financiado pela fundação MAVA (MAVA17022; <http://en.mava-foundation.org>), através de seu plano estratégico para África Ocidental (2017-2022).

Dedico este trabalho a minha família que foram a base para os meus estudos, e em especial ao meu filho Diego Semedo que me motiva e inspira sempre.



## Resumo

A nível global as populações de aves marinhas pelágicas têm vindo a diminuir fortemente, principalmente nas ilhas oceânicas. Como tal, para traçar estratégias de conservação para proteger estas espécies é essencial conhecer a sua ecologia básica. Este conhecimento é em geral mais escasso em aves marinhas nidificantes em habitats tropicais, como acontece em Cabo Verde, que em habitats temperados ou subpolares. Nesse sentido, esta tese apresenta pela primeira vez uma abordagem holística sobre a ecologia de aves marinhas que nidificam no arquipélago de Cabo Verde. Atualmente, a comunidade de aves marinhas em Cabo Verde é composta pelo João Preto *Bulweria bulwerii*, Pedreiro-azul *Pelagodroma marina*, Cagarra *Calonectris edwardsii*, Pedreirinho *Hydrobates jabejabe*, Gongon *Pterodroma feae*, Pedreiro *Puffinus boydi*, Alcatraz *Sula leucogaster* e Rabo-de-junco *Phaethon aethereus*. Determinar a distribuição e abundância das espécies e as características do habitat que utilizam é crucial para poder proteger os locais de nidificação e entender as ameaças a que estão expostas. Assim, no primeiro capítulo, recompilamos a distribuição histórica e comparamos com a distribuição atual das aves marinhas de Cabo Verde, determinamos as características principais dos seus habitats, assim como a abundância relativa dos Procellariiformes no grupo de ilhas do Barlavento deste arquipélago e as principais ameaças que enfrentam em terra. No capítulo dois, descrevemos a fenologia de reprodução de procellariiformes e a influência dos fatores oceanográficos no sucesso reprodutor desse grupo de aves no ilhéu Raso, um dos ilhéus mais importantes para as aves marinhas em Cabo Verde. No capítulo três, avaliamos a importância da competição por cavidades de nidificação e a influência do comportamento dos indivíduos na defesa do ninho, informação relevante para entender as possíveis consequências da redução de habitat de nidificação. No capítulo quatro, estimamos o tamanho da população de Cagarra nas Ilhas Desertas e determinamos quais os locais com habitat adequado para acolher ninhos desta espécie endémica. Por fim com base na informação de todos os capítulos, elaboramos um plano de ação para a conservação das aves marinhas de Cabo Verde. Em relação à distribuição das espécies, a *Fregata magnificens* está extinta no arquipélago, João Preto e Pedreiro-azul estão restritos aos ilhéus e o Gongon está presente apenas nas ilhas mais montanhosas. As principais populações de aves marinhas estão nos ilhéus, sem predadores introduzidos e os pequenos Procellariiformes, como Pedreirinho ocorrem em altas densidades apenas em ilhéus livres de ratas e em áreas íngremes das principais ilhas onde é improvável a ocorrência de gatos e ratos introduzidos. Alcatraz é a espécie que

terá sofrido maior perda de área de nidificação no arquipélago e a Cagarra provavelmente maior número de indivíduos devido à ação humana. As variações anuais verificadas na temperatura da superfície do mar e na concentração de clorofila *a*, parecem afetar a fenologia de reprodução de Cagarra e João Preto no ilhéu Raso, sendo os períodos mais críticos durante a fase de postura e eclosão dos ovos. Porém essas variações não foram suficientes para causar um impacto no sucesso reprodutor das duas espécies, sendo os fatores associados à colônia, como a predação e competição por ninhos, mais importantes para explicar o sucesso reprodutor destas espécies. A competição por cavidade de nidificação entre Cagarra *vs.* Rabo-de-junco e Pedreiro *vs.* João Preto no ilhéu Raso afeta o sucesso reprodutor de ambos os grupos. A Cagarra parece ser dominante na disputa por ninhos, provavelmente devido às suas características físicas e presença de indivíduos de personalidade mais arrojada. As ilhas Desertas têm a maior população de Cagarra do arquipélago, porém até à fiscalização e proteção da Reserva pela ONG Biosfera verificou-se uma diminuição da população devido à captura humana e, verificando-se atualmente um ligeiro aumento. As áreas mais densamente ocupadas por ninhos da Cagarra foram as áreas montanhosas, próximo ao litoral. As principais ameaças às populações de aves marinhas em Cabo Verde são os predadores introduzidos, alteração ou destruição de habitat de nidificação e captura humana. Para fazer face a esse cenário, propomos adotar imediatamente ações como a erradicação e/ou controlo de predadores introduzidos (p.e. gatos, cães e ratos), fiscalizar e proibir a presença de pessoas nas principais áreas de nidificação, aumentar o conhecimento básico das espécies, garantir uma monitorização a longo prazo dos parâmetros demográficos e reprodutores, realizar atividades de sensibilização da população e fazer cumprir a lei que protege as aves marinhas. Esta tese vem enriquecer o conhecimento básico da ecologia das aves marinhas de Cabo Verde, assim contribuindo para sua conservação.

**Palavras-chaves:** Aves marinhas, abundância relativa, distribuição, competição e ameaças.

## Abstract

Globally, pelagic seabird populations have declined strongly, especially in oceanic islands. As such, to design conservation strategies to protect these species it is essential to know their basic ecology. This knowledge is generally scarcer in seabirds nesting in tropical habitats, as in Cabo Verde, than in temperate or sub-polar habitats. In this sense, this thesis presents for the first time a holistic approach on the ecology of seabirds that breeding in the Cabo Verde archipelago. Currently, the breeding seabird community in Cabo Verde is composed by Bulwer's petrel *Bulweria bulwerii*, White-faced storm-petrel *Pelagodroma marina aedesorum*, Cape Verde shearwater *Calonectris edwardsii*, Cape Verde storm-petrel *Hydrobates jabejabe*, Cape Verde petrel *Pterodroma feae*, Boyd's shearwater *Puffinus lherminieri boydi*, Brown booby *Sula leucogaster*, and Red-billed tropicbird *Phaethon aethereus*. Determining the distribution and abundance of species and the characteristics of the habitat they use is crucial to protect their nesting sites and understand the threats to which they are exposed to. Thus, in the first chapter, we compiled the historical distribution of Cabo Verde seabirds and compared it with the current distribution, determined the main characteristics of their habitats, as well as the relative abundance of procellariiforms in the group of Barlavento islands in this archipelago and the main threats facing on land. In chapter two, we describe the breeding phenology of Cabo Verde procellariiform species and the influence of oceanographic factors on the reproductive success of this group of birds in the Raso islet, one of the most important islets for seabirds in this archipelago. In chapter three, we assessed the importance of competition for nesting cavities and the influence of individuals' behavior in nest defense, which is a relevant information to understand the possible consequences of nesting habitat loss. In chapter four, we estimated the size of the Cape Verde shearwater population in the Desertas Islands and determined the areas available with suitable habitat for this species to breed in these islands. Finally, based on information from all chapters, we have drawn up an action plan for the conservation of Cabo Verde seabirds. Regarding the distribution of species, the Magnificent frigatebird *Fregata magnificens* is extinct in the archipelago, Bulwer's petrel and White-faced storm-petrel are restricted to the islets and Cape Verde petrel is present only in the more mountainous islands. The main populations of seabirds are in the islets, with no introduced predators, and small Procellariiformes, such as Cape Verde storm-petrels, occur in high densities only in rat-free islets and in steep areas of the main islands where introduced cats, rats and mice are unlikely. The Brown booby is the species that suffered the greatest loss of nesting area in the

archipelago and Cape Verde shearwater was the species more affected by human harvesting. The annual variations of sea surface temperature and of the concentration of chlorophyll *a* seem to affect the breeding phenology of Cape Verde shearwater and Bulwer's petrel in the Raso islet, being the most critical period during the egg laying and hatching phase. However, these variations were not sufficient to impact the reproductive success of the two species, and the factors associated with the colony, such as predation and competition for nests, were more important to explain the reproductive success of these species. The competition for nesting cavities between Cape Verde shearwater vs. Red-billed tropicbird and Boyd's shearwater vs. Bulwer's petrel in the Raso islet affects the reproductive success of both groups. The Cape Verde shearwater seems to be dominant in the dispute for nests, probably due to its physical characteristics and the presence of bolder individuals. The Desertas Islands have the largest population of Cape Verde shearwater in the archipelago, but until the surveillance and protection of the Reserve by the NGO Biosfera there was a decrease in the population due to human capture. Nowadays the population is slightly increasing. The areas most densely occupied by Cape Verde shearwater nests were mountainous areas, close to the coast. The main threats to seabird populations in Cabo Verde are introduced predators, alteration or destruction of nesting habitats and human capture. To overcome this scenario, we propose to immediately take actions such as the eradication and / or control of introduced predators (e.g cats, dogs and rats), to increase the surveillance of the islets where are located the main seabird breeding areas to cease with the illegal visits, to increase the basic knowledge of the species, to guarantee a long-term monitoring program of demographic and reproductive parameters, carrying out awareness-raising activities for the population and enforcing the law that protects seabirds. This thesis enriches the basic knowledge of the ecology of Cabo Verde seabirds, thus contributing to their conservation.

**Keywords:** Seabirds, relative abundance, distribution, competition and threats.

# Índice de figuras

## Capítulo I

Figura 1. Mapa do arquipélago de Cabo Verde.....	35
Figura 2. Áreas de amostragem de aves marinhas nas regiões de Barlavento (A) e Sotavento (B) do arquipélago Cabo Verde.....	41
Figura 3. Distribuição histórica (A, B) e atual (C, D) de aves marinhas nos grupos insulares de Barlavento (A, C) e Sotavento (B, D) do arquipélago de Cabo Verde.....	49
Figura 4. Mapa da abundância relativa de (A) Cagarra - <i>Calonectris edwardsii</i> (CE), (B) Pedreiro - <i>Puffinus lherminieri boydi</i> (PB) e (C) Pedreirinho - <i>Hydrobates jabejabe</i> (HJ) em Santo Antão, São Vicente, São Nicolau e ilhéus de Branco e Raso.....	53
Figura 5. Mapa da abundância relativa de Gongon- <i>Pterodroma feae</i> (PF) para as ilhas de (A) Santo Antão, São Nicolau e (B) Santiago, Fogo.....	54

## Capítulo II

Figura 1. Mapa representativo da área de estudo para as quais se extraíram os valores das variação de clorofila <i>a</i> (CHL <i>a</i> ) e temperatura da superfície da água do mar (SST <sub>a</sub> ) em redor da colónia (círculo; 500 km em redor do ilhéu Raso) e na costa de África Ocidental (retângulo). .....	84
Figura 2. Distribuição de data de postura da Cagarra <i>Calonectris adwardsii</i> no ilhéu Raso em 2015. ....	88
Figura 3. Distribuição da data de eclosão de Pedreiro <i>Puffinus lherminieri boydi</i> no ilhéu Raso durante ano de 2019.....	90
Figura 4. Distribuição da data de eclosão e voo de Cagarra <i>Calonectris edwardsii</i> no ilhéu Raso de 2017 a 2019.....	93
Figura 5. Distribuição da data de eclosão e voo de João Preto <i>Bulweria bulwerii</i> no ilhéu Raso de 2017 a 2019.....	94

## Capítulo III

Figura 1. Câmara usada na filmagem dos ninhos de ninho de Rabo-de-junco. ....	107
Figura 2. Filhote de João Preto com vestígios na nuca de ataque por Pedreiro no ilhéu Raso. ....	114

Figura 3. Gráficos de stress da análise de non-metric multi-dimensional scaling NMDS para avaliação da personalidade Rabo-de-junco e Cagarra.....	115
Figura 6. Estatística multivariada baseada na análise <i>non-metric multi-dimensional scaling</i> (NMDS) para averiguação da personalidade de Rabo-de-junco e Cagarra amostrados no ninho, usando o método de “resposta a objeto estranho”.....	115
Figura 7. Gráfico de caixas e bigodes da resposta comportamental de Rabo-de-junco e Cagarra (NMDS1) à apresentação de (1) objeto estranho (vermelho), (2) indivíduo da mesma espécie (verde), e (3) indivíduo da outra espécie (azul). .....	117

## Capítulo IV

Figura 1. Mapa da área de estudo no (A) arquipélago de Cabo Verde, (B) Reserva Natural das Ilhas Desertas. ....	127
Figura 2. Variáveis ambientais usadas na construção dos modelos de habitat de nidificação de Cagarra no ilhéu Raso, Cabo Verde.....	128
Figura 3. Variáveis altimétricas usadas na projeção dos modelos de habitat de nidificação de Cagarra no (A) ilhéu Branco e (B) ilha de Santa. Luzia, Cabo Verde. ....	129
Figura 4. Contagens de adultos a incubar (Junho 2015 e 2018) e de (C) filhotes (Setembro de 2014) de Cagarra em sete diferentes sectores do ilhéu Raso.....	134
Figura 5. Distribuição esperada de nidificação de Cagarra <i>Calonectris edwardsii</i> no ilhéu Raso, Cabo Verde.....	136
Figura 6. Distribuição esperada de nidificação de Cagarra <i>Calonectris edwardsii</i> no (A) ilhéu Branco e (b) ilha de Santa Luzia, Cabo Verde. ....	138

## Índice de Tabelas

### Capítulo I

Tabela 1. Número atual de espécies de aves marinhas por ilha / ilhéus no arquipélago de Cabo Verde.....	50
Tabela 2. Modelos lineares gerais (GLM) com distribuição binomial, ajustando a influência das características do habitat na presença (1) ou ausência (0) de (a) Pedreiro - <i>Puffinus</i>	

*lherminieri boydi*, (b) Gongon - *Pterodroma feae*, (c) Cagarra - *Calonectris edwardsii* e (d) Pedreirinho - *Hydrobates jabejabe* em Santo Antão e São Nicolau..... 55

## Capítulo II

Tabela 1. Valor médio  $\pm$  desvio padrão (SD) da massa corporal, tamanho da asa e do tarso, entre machos e fêmeas de Cagarra *Calonectris edwardsii*, João Preto *Bulweria bulwerii* e Pedreiro *Puffinus lherminieri boydi*. ..... 87

Tabela 2. Valor médio  $\pm$  desvio padrão (SD) das biometrias de ovos de Cagarra *Calonectris edwardsii*, João Preto *Bulweria bulwerii*, e Pedreiro *Puffinus boydi* no Raso. .... 88

Tabela 3. Média  $\pm$  desvio padrão dos parâmetros reprodutor: data de postura, data de eclosão, data de voo, números dias de emancipação, taxa de crescimento dos filhotes, taxa de crescimento da asa dos filhotes, massa assintótica e índice de condição corporal. Taxa de sucesso de eclosão (%), taxa sucesso de voo (%) e taxa de sucesso reprodutor (%) de Cagarra *Calonectris edwardsii*, João Preto *Bulweria bulwerii* e Pedreiro *Puffinus lherminieri boydi* no ilhéu Raso entre 2017 a 2019.. ..... 91

Tabela 4. Média  $\pm$  desvio padrão das variação de temperatura da superfície da água do mar (SSTa) e concentração de clorofila *a* (CHLa) entre anos, para os períodos antes da postura (Abril e Maio), antes da eclosão (Junho e Julho) e antes do voo (Agosto, Setembro e Outubro) para o arquipélago de Cabo Verde (500 km em redor do ilhéu Raso) e na costa de África Ocidental. .... 95

## Capítulo III

Tabela 1. Média ( $\pm$  desvio padrão) de biometria de Rabo-de-junco *Phaethon aethereus* e Cagarra *Calonectris edwardsii* que competem pela mesma cavidade de nidificação no ilhéu Raso.. ..... 109

Tabela 2. Média ( $\pm$ desvio padrão) de diferentes características dos ninhos de Cagarra, Rabo-de-junco, e comparação entre ninhos ativos de Rabo-de-junco não ocupado por Cagarra e ninhos de Rabo-de-junco ocupado por Cagarra no ilhéu Raso. .... 110

Tabela 3. Média ( $\pm$ desvio padrão) de biometria de Pedreiro *Puffinus lherminieri boydi* e João Preto *Bulweria bulwerii* que competem por mesma cavidade de nidificação no ilhéu Raso. .... 112

Tabela 4. Análise comparativa entre as biometrias de Pedreiro (ocupante do ninho) e filhotes de João Preto (dono do ninho)..... 112

Tabela 5. Média ( $\pm$ desvio padrão) de medições de diferentes características dos ninhos de João Preto e Pedreiro, e comparação entre ninhos ativo de João Preto não ocupado por Pedreiro e ninhos de João Preto ocupado por Pedreiro no ilhéu Raso. .... 113

Tabela 6. Componentes da análise multivariada non-metric multi-dimensional scaling (NMDS) da contagem de comportamentos para avaliação da personalidade de Rabo-de-junco e Cagarra. .... 116

#### **Capítulo IV**

Tabela 1. Estimativa histórica e atual da população de Cagarra no arquipélago de Cabo Verde por áreas de ocorrências. .... 131

Tabela 2. Tabela resumo da estatística de robustez dos modelos área por baixo da curva ROC (AUC) e estatística de valências verdadeiras (TSS) (valor 1 – excelente *performance* do modelo). .... 135

Tabela 3. Percentagem de contribuição e efeito das variáveis ambientais (de terreno) usadas na modelação de habitat de nidificação de Cagarra no ilhéu Raso, Cabo Verde. .... 136

#### **Capítulo V**

Tabela 1. Estatuto de conservação mundial (IUCN) e Lista Vermelha de Cabo Verde para as espécies de aves marinhas que nidificam no arquipélago (Alcyon, 2020). .... 146

Tabela 2. Definição de escalas de atuação, adaptado de SPEA, (2018). .... 160

Tabela 3. Plano de ação para as aves marinhas que reproduzem no arquipélago de Cabo Verde. .... 161

## Índice

Índice de figuras .....	9
Índice de Tabelas .....	10
INTRODUÇÃO GERAL .....	17
1. Introdução.....	18
2. Aves marinhas.....	19
2.1 Influência dos fatores oceanográficos, de alimentação e de reprodução .....	20
2.2 Competição por cavidades de nidificação .....	22
2.3 Ameaças .....	22
3. Estrutura e objetivos da tese .....	28
I. DISTRIBUIÇÃO, ABUNDÂNCIA E AMEAÇAS TERRESTRES ÀS AVES MARINHAS DE CABO VERDE .....	31
1. Introdução.....	32
2. Métodos.....	35
2.1 Área de estudo.....	35
2.2 Distribuição histórica e atual de aves marinhas no arquipélago de Cabo Verde.....	36
2.3 Abundância de todas as aves marinhas nas ilhas do Norte (grupo Barlavento) e Gongon em todo o arquipélago.....	36
2.4 Caracterização do habitat de ocorrência de aves marinhas.....	37
2.5 Análise de dados .....	38
3. Resultados .....	42
3.1 Distribuição histórica e atual de aves marinhas no arquipélago de Cabo Verde.....	42
3.2 Abundância relativa de Cagarra, Gongon, Pedreiro e Pedreirinho .....	51
3.3 Características do habitat que determinam a presença de aves marinhas em Santo Antão e São Nicolau .....	54
4. Discussão.....	57
4.2 Características do habitat que determinam a ocorrência de aves marinhas nas ilhas	59
4.3 Ameaças às aves marinhas em Cabo Verde.....	59

II. COMPARAÇÃO DA FENOLOGIA REPRODUTORA DE CAGARRA, JOÃO PRETO E PEDREIRO NO ILHÉU RASO .....	77
1. Introdução.....	78
2. Métodos.....	81
2.1 Área de estudo.....	81
2.2 Recolha de dados.....	81
2.3 Análise de dados.....	84
3. Resultados .....	87
3.1 Biometrias .....	87
3.2 Fenologia reprodutiva da Cagarra, João Preto e Pedreiro no ilhéu Raso.....	88
a) Cagarra .....	88
b) João Preto .....	89
c) Pedreiro .....	90
3.3 Variáveis ambientais.....	95
4. Discussão.....	96
4.1 Biometrias dos Procellariiformes no ilhéu Raso.....	96
4.2 Fenologia reprodutiva dos Procellariiformes no ilhéu Raso e relação com os fatores oceanográficos .....	97
III. COMPETIÇÃO POR CAVIDADES DE NIDIFICAÇÃO ENTRE AVES MARINHAS NO ILHÉU RASO, CABO VERDE.....	100
1. Introdução.....	101
2. Métodos.....	104
2.1 Área de estudo.....	104
2.2 Caracterização das cavidades de nidificação e monitorização/ prospeção por ninhos usurpados .....	104
2.3 Avaliação de personalidade .....	106
2.3 Análise de dados .....	107
3. Resultados .....	109

3.1) Rabo-de-junco e Cagarra .....	109
a) Biometrias .....	109
b) Características dos ninhos.....	109
c) Competição por cavidades de nidificação.....	111
3.2) João Preto e Pedreiro .....	111
a) Biometrias .....	111
b) Características dos ninhos.....	113
c) Competição por cavidade de nidificação .....	114
3.3) Influência da personalidade na competição por cavidades de nidificação .....	114
3.3.1) Rabo-de-junco e Cagarra .....	114
4. Discussão .....	118
IV. ESTATUTO E ESTIMATIVA DO TAMANHO POPULACIONAL DE CAGARRA <i>CALONECTRIS EDWARDSII</i> NAS ILHAS DESERTAS COM BASE EM MODELAÇÃO E PROJEÇÃO DE HABITAT DE NIDIFICAÇÃO .....	123
1. Introdução.....	124
2. Métodos .....	126
2.1 Áreas de estudo .....	126
2.2 Perspetiva histórica e atual da distribuição e abundância da Cagarra no grupo das ilhas Desertas.....	126
2.3 Censo de filhotes e adultos no ninho .....	126
2.4 Variáveis ambientais usadas na modelação .....	127
3. Resultados .....	131
3.1 Perspetiva histórica e atual da Cagarra na Reserva Natural das Ilhas Desertas.....	131
3.2 Censos de ninhos e filhotes.....	133
3.3 Modelos <i>Ensemble</i> de probabilidade de ocorrência de nidificação no ilhéu Raso..	135
3.4 Modelos preditivos de habitat de nidificação - ilhéu Branco e ilha de Santa .....	137
4. Discussão.....	139

4.1 Censo de ninhos ativos, filhotes e projeção de habitat de nidificação da Cagarra nas Ilhas Desertas .....	139
4.2 Ameaças às Cagarras das Ilhas Desertas .....	141
V. PLANO DE AÇÃO PARA A CONSERVAÇÃO DAS AVES MARINHAS DE CABO VERDE.....	143
1. Introdução.....	144
2. Aves marinhas reprodutoras em Cabo Verde.....	146
2.1 João Preto <i>Bulweria bulwerii</i> .....	147
2.2 Cagarra <i>Calonectris edwardsii</i> .....	148
2.3 Pedreirinho <i>Hydrobates jabejabe</i> .....	148
2.4 Pedreiro-azul <i>Pelagodroma marina eadesorum</i> .....	149
2.5 Gongon <i>Pterodroma feae</i> .....	149
2.6 Pedreiro <i>Puffinus lherminieri boydi</i> .....	150
2.7 Alcatraz <i>Sula leucogaster</i> .....	150
2.8 Rabo-de-junco <i>Phaethon aethereus</i> .....	151
3. Ameaças às aves marinhas em Cabo verde .....	151
3.1 Ameaças gerais a todas as espécies .....	151
4. Ações gerais para a conservação das aves marinhas de Cabo Verde .....	155
a) Monitorização e investigação .....	156
b) Controlo de predadores.....	157
c) Sensibilização e inclusão social.....	158
d) Legislação.....	159
5. Ameaças e ações específicas para a conservação das aves marinhas de Cabo Verde...160	
Referências .....	173

# **INTRODUÇÃO GERAL**

# 1. Introdução

A nível global a biodiversidade marinha, tal com a biodiversidade terrestre tem diminuído muito, sobretudo por razões antropogénicas de alteração de habitats, como a introdução de espécies exóticas, a poluição, o uso não sustentável dos recursos e recentemente devido às mudanças climáticas (Game *et al.*, 2009; Alvarez *et al.*, 2011; Croxall *et al.*, 2012). Este cenário é ainda mais preocupante para os ecossistemas insulares, que apesar de representarem apenas 5,3% da área terrestre da Terra, detêm maior número de espécies extintas (61%) e espécies Em Perigo Crítico de Extinção (37%) (Tershy *et al.*, 2015). A singularidade destes ecossistemas está relacionada com o facto das espécies aí presentes terem evoluído na ausência de pressão antrópica (p.e. introdução de predadores ou alteração de habitat), como tal as espécies insulares tendem a ter populações pequenas, com elevados graus de endemismo devido ao isolamento geográfico das populações e consequentemente baixo nível de resiliência a qualquer perturbação (Brooks *et al.*, 1997).

Globalmente, as populações de vertebrados diminuíram em mais de 30% desde 1970, sendo este decréscimo mais acentuado nos trópicos, com uma diminuição de quase 60% (CDB, 2010). Em relação às aves, estima-se que 19% das espécies estão presentes em ilhas, onde também se encontram 17% dos roedores (Tershy *et al.*, 2015), dos quais alguns têm efeito nefasto nas populações de aves (Sarmiento *et al.*, 2014; Bolton *et al.*, 2014). Os dados do relatório de Convenção da Diversidade Biológica (CDB, 2010) demonstram que a seguir aos corais e aos anfíbios, as aves são o grupo mais vulnerável e com maior declínio de abundância de espécies a nível global. Por exemplo, sabe-se que as populações de aves típicas de terrenos agrícolas na Europa diminuíram em média 50% desde 1980, e que as populações de aves em pastagens na América do Norte diminuíram quase 30% desde a década de 1960. No global, das 1200 populações de aves aquáticas com tendências conhecidas, 44% estão em declínio (CDB, 2010).

Dentro Tâxon das aves, as aves marinhas estão entre os grupos mais ameaçados e o seu *status* deteriorou-se mais rapidamente nas últimas décadas (Croxall *et al.*, 2012). Em termos globais, 97 espécies de aves marinhas (28%) estão ameaçadas, com 17 espécies (5%) incluídas na categoria de ameaça mais elevada (Em Perigo Crítico de Extinção), sendo este declínio mais acentuado nos trópicos, com grandes reduções nas populações ou nos locais de reprodução (Croxall *et al.*, 2012). Entre 1950 e 2010 as populações globais de aves marinhas diminuíram em cerca de 70% (Paleczny *et al.*, 2015). Para este cenário têm

contribuído, a introdução de espécies exóticas invasoras, perturbações humanas, captura acidental e intencional, produção / mineração de energia, poluição marinha e luminosa, presença de espécies nativas problemáticas, sobrepesca e gestão inadequada dos *stocks* de pescas, aumento da infraestruturização e as mudanças climáticas com impacto nos seus locais de nidificação e nos locais de alimentação (Croxall *et al.*, 2012; Paleczny *et al.*, 2015).

Cabo Verde, a área de trabalho deste estudo, enquadra-se nos dois casos descritos na seção anterior, como ecossistema insular e tropical, onde se antecipa que as aves marinhas que nidificam localmente estejam ameaçadas por diversos dos fatores elencados anteriormente, como referido por Bourne (1955) e Hazevoet (1995). A nível do arquipélago, nove espécies de aves marinhas foram referidas como nidificantes no passado recente, assim como o declínio das suas populações ao longo do tempo (Leyens & Lobin, 1996). À semelhança de outras ilhas oceânicas, a ação antrópica está associada a tal declínio (Naurois, 1969; Monteiro *et al.*, 1996).

Para compreender a ecologia das aves marinhas é necessário conhecer a sua biologia de reprodução, alimentação e interações com os fatores oceanográficos que determinam a produtividade marinha, a competição por locais de nidificação e as ameaças que enfrentam em terra e no mar, sobretudo porque esses fatores têm influência direta no sucesso reprodutor, na dinâmica populacional das espécies e conseqüentemente na tomada de decisões de conservação aplicada. Nesse contexto, estes tópicos são introduzidos nos parágrafos seguintes.

## **2. Aves marinhas**

As aves marinhas têm uma distribuição global, caracterizada pelo uso de grande diversidade de habitats, sobretudo devido às suas adaptações fisiológicas e morfológicas únicas ao ambiente marinho (Schreiber & Burger, 2001). Como tal, as aves marinhas podem ser encontradas nos invernos rigorosos da Antártida (p.e. Pinguim imperador *Aptenodytes forsteri*), a incubar os seus ovos nos trópicos (p.e. Alcatraz *Sula leucogaster*) ou até a reproduzirem-se no Deserto do Atacama, a 100 km da costa, como acontece com a Gaivota cinzenta *Leucophaeus modestus* (Murphy, 1924; Jenouvrier *et al.*, 2005; Aguilar *et al.*, 2016). Desta forma, habitam vários ecossistemas, incluindo terrestres, costeiros e pelágicos, o que conseqüentemente resulta em maior exposição a *stress* ambiental marinho e terrestre (Anderson *et al.*, 2011; Croxall *et al.*, 2012).

Não existe uma definição consensual para as aves marinhas, porém, segundo Schreiber & Burger (2001) são aquelas que despendem 90% do seu tempo de vida em ambiente marinho (áreas costeiras, ilhas, estuários, zonas húmidas e ilhas oceânicas), como o Albatroz-viageiro (*Diomedea exulans*) que regressa a terra apenas para se reproduzir. Outra característica partilhada pelo grupo é a presença de glândulas que excretam o excesso de sal (Sabat, 2000), com exceção dos Ciconiiformes e Charadriiformes (Schreiber & Burger, 2001). Em termos biológicos, são caracterizados por apresentar longa longevidade (20 a 60 anos), maturidade tardia (algumas espécies só iniciam a reprodução aos 10 anos de idade), pequeno número de filhotes por ciclo de reprodutor (em muitos casos, apenas um filhote) e períodos prolongados de cuidado de filhotes podendo chegar até 6 meses (Schreiber & Burger 2011; Fletcher *et al.*, 2013). Segundo Ricklefs (1983) estas características biológicas podem ser uma adaptação à dispersão irregular dos recursos alimentares, dificultando a localização e captura das presas. Devido às flutuações irregulares e imprevisíveis na disponibilidade de alimentos, as aves marinhas devem ajustar os requisitos reprodutivos ao mínimo, antecipando possíveis restrições à capacidade das aves de transportar alimento entre o local de alimentação e o ninho (Ricklefs, 1983).

Globalmente as aves marinhas são amplamente usadas como indicadores de qualidade do ambiente (Burger & Gochfeld, 2004; Parsons *et al.*, 2008), são responsáveis por dispersar sementes de plantas (Aoyama *et al.*, 2012), indicadores de cardumes de peixes no alto mar (Piatt *et al.*, 2007), produtores de guano que era usado como fertilizante (Murphy, 1924), e são ainda usadas na medicina tradicional (Ratcliffe *et al.*, 2000).

## **2.1 Influência dos fatores oceanográficos, de alimentação e de reprodução**

O período reprodutor das aves marinhas está interligado com a disponibilidade de alimento no mar, que é determinada por fatores oceanográficos (p.e. temperatura da água do mar ou concentração de clorofila *a*). De uma forma geral, as variações das condições ambientais que melhor explicam um aumento da produtividade marinha são a diminuição da temperatura da superfície do mar (SST) e o aumento da concentração de clorofila *a* à superfície (CHL<sub>a</sub>). Nesse sentido, o parâmetro oceanográfico mais comumente associado à biologia das aves marinhas é a SST (Tremblay *et al.*, 2009). Isto porque reflete amplas características físicas do corpo de água e afeta diretamente a distribuição e abundância de nutrientes, plâncton e espécies de presas, muitas das quais são sensíveis a mudanças de alguns graus no SST (Diamond & Devlin, 2003). A diminuição da SST leva a uma

proliferação de fitoplâncton (Jaquemet *et al.*, 2007; Stock *et al.*, 2017), que influencia os níveis tróficos mais elevados (Monticelli *et al.*, 2007): o surgimento de águas mais frias e ricas em nutrientes leva a um aumento do fitoplâncton, que forma a base da cadeia alimentar, o que conduz a um incremento de zooplâncton seguido pelo aparecimento de peixes pelágicos, que são presa dos predadores marinhos, como cetáceos ou aves marinhas.

No caso das aves marinhas do grupo dos Procellariiformes que se reproduzem em áreas de baixa produtividade marinha, os adultos parecem superar essa limitação usando um ciclo composto de viagens curtas em redor da colónia, para alimentar os filhotes, e uma viagem longa para repor as suas reservas corporais, procurando alimento em áreas distantes da colónia caracterizadas por uma maior produtividade/ disponibilidade de presas (Chaurand & Weimerskirch, 1994; Mcduie *et al.*, 2015). Em geral, as aves marinhas são predadores do topo com dieta variada entre espécies (Diamond & Devlin, 2003). Por exemplo, a composição da dieta da *Fregata magnificens*, *Sula dactylatra* e *Anous stolidus* é quase 99% à base de peixes, enquanto o Rabo-de-junco *Phaethon aethereus*, para além de peixes, pode consumir outras presas como cefalópodes, que podem representar até 10% da sua dieta (Serrano & Azevedo-Júnior, 2005). No caso da Cagarra de Cabo Verde *Calonectris edwardsii*, apesar de a sua dieta ser baseada em diferentes espécies de peixe, também se alimenta de cefalópodes (Rodrigues *et al.*, 2015; Paiva *et al.*, 2015), à semelhança da sua congénere *Calonectris diomedea* (Petry *et al.*, 2009). Já o Petrel-azul *Halobaena caerulea* para além de se alimentar de crustáceos, peixes e cefalópodes, também foram identificados insectos na sua dieta (Steele & Klages, 1986). De um modo geral, o início da reprodução e o sucesso reprodutor das aves marinhas são vulneráveis a mudanças na abundância das suas presas em redor das colónias, sendo estas muitas vezes presas de valor comercial (Diamond & Devlin, 2003). Por exemplo, a Galheta *Phalacrocorax aristotelis* não se reproduz em ano em que o alimento é escasso (Furness & Camphuysen, 1997).

Habitualmente, a reprodução das aves marinhas inicia-se com um período de prospeção por ninhos, que pode ocorrer até três meses antes da data da postura, como por exemplo no caso de Cagarra de Cabo Verde e do João Preto *Bulweria bulwerii*. As áreas de nidificação preferenciais incluem zonas costeiras (p.e. Rabo-de-junco *Phaethon aethereus*), nos planaltos dos ilhéus e ilhas (p.e. Alcatraz *Sula leucogaster*), nas áreas montanhosas (e.p. Gongon *Pterodroma feae*) ou até em praias dos ilhéus, como sucede para o Pedreiro-azul *Pelagodroma marina* (Ratacliffé *et al.*, 2000; López-Suárez, 2012; Tavares & Ratão, 2017). Em termos biológicos, vários estudos mostram que a idade de início da reprodução das aves

marinhas é normalmente tardia, como acontece com *Puffinus griseus* que inicia a sua reprodução, em média a partir dos sete anos de idade (Schreiber & Burger, 2001; Fletcher *et al.*, 2013). O período de incubação até à emancipação do filhote é longo, e algumas espécies passam quase 70% do ano dedicado à reprodução (Zino *et al.*, 1987; Tasker *et al.*, 2000; Fagundes *et al.*, 2016). De forma geral, aves marinhas pelágicas que se alimentam longe da costa tendem a ter taxas reprodutivas baixas, postura de um ou dois ovos, idade tardia de reprodução, crescimento lento de filhotes e podem em caso extremo de sobrevivência, abandonar a reprodução (p.e. o ovo ou o filhote) se a disponibilidade de alimento for insuficiente (Tasker *et al.*, 2000).

## **2.2 Competição por cavidades de nidificação**

A competição por cavidade de nidificação entre as aves marinhas acontece principalmente nas colónias com densidade elevada de aves e ninhos insuficientes e pode ser intraespecífica ou interespecífica, no caso de colónias multiespecíficas de aves com sobreposição dos períodos reprodutores (Ramos *et al.*, 1997; Bolton *et al.*, 2004; Clarke *et al.*, 2019). Esta competição afeta principalmente o sucesso reprodutor das espécies que perdem na disputa por locais de nidificação, ou interfere no ciclo reprodutor, resultando no abandono do ninho, destruição de ovos, ou na morte do filhote ou da ave adulta (Friesen *et al.*, 2016). A competição por cavidades de nidificação pode ser potenciada por diversos fatores tais como, perda ou alteração de habitat de nidificação, aumento da densidade populacional, a qualidade do ninho, personalidade dos indivíduos ou fidelidade ao ninho (Duffy, 1883; Was *et al.*, 2000; Nunes *et al.*, 2018; Krüger *et al.*, 2019). Vários estudos têm sido realizados para compreender os fatores que estão na génese da competição entre as espécies por cavidades de nidificação, sobretudo para traçar estratégias que permitam mitigar essa problemática (Ramos *et al.*, 1997; Newton, 1998). Uma das estratégias adotadas tem sido a introdução de ninhos artificiais, com características estruturais seletivas para a espécie-alvo e impeditivas da sua usurpação por outras espécies, nos locais onde a competição é mais intensa (Bolton *et al.*, 2004).

## **2.3 Ameaças**

As aves marinhas encontram-se entre os grupos mais ameaçados em comparação com outros grupos de aves e o seu *status* deteriorou-se mais rapidamente nas últimas décadas (Croxall *et al.*, 2012). Em terra, as principais ameaças estão relacionadas com a pressão exercida por predadores introduzidos, degradação do habitat de nidificação e perturbação

humana, enquanto no mar estão relacionadas com a pesca comercial, através da competição por recursos e/ ou captura acidental e poluição (Croxall *et al.*, 2012).

#### **a) Espécies invasoras**

São consideradas a principal ameaça às aves marinhas nos seus locais de nidificação e afetam previsivelmente 75% de todas as espécies de aves marinhas ameaçadas a nível global (Croxall *et al.*, 2012). Entre os predadores introduzidos, os Gatos *Felis catus* e os Ratos *Rattus sp.* são considerados como os principais responsáveis pelo declínio das aves marinhas a nível mundial (Norman, 1975; Sarmiento *et al.*, 2014; Doherty *et al.*, 2016). Os gatos assilvestrados aparecem como o principal agente de extinção das aves marinhas a nível global (Greenwell *et al.*, 2019). Gatos selvagens estão associados à extinção de pelo menos 63 espécies de aves, contribuindo para o declínio ou extinção local da fauna nativa nas ilhas e nos continentes. Também nas aves marinhas este predador tem causado impacto, provocando mudança no comportamento de nidificação, abandono de colónias e extinção das espécies (Greenwell *et al.*, 2019). Os gatos são apontados como possível causa de extinção de Petrel de Guadalupe *Oceanodroma macrodactyla* na ilha de Guadalupe (Nogales *et al.*, 2004) e por predação de Albatrozes *Phoebastria immutabilis* (Hernández-Montoya *et al.*, 2014), na ilha de Ascensão e Pardela de Newell's nas ilhas do Hawaii (Raine *et al.*, 2020), por predação de Garajau-escuro *Onychoprion fuscata* em Mandurah, no sudoeste da Austrália (Hughes *et al.*, 2008) e pela predação de Andorinha-do-mar *Sternula nereis nereis* nos Estados Unidos (Greenwell *et al.*, 2019). Anualmente, esta espécie deverá ser responsável pela morte de pelo menos um milhão de aves nos Estados Unidos da América (Dauphiné *et al.*, 2009).

Historicamente, a distribuição de Rato-preto *Rattus rattus*, Rato-castanho *Rattus norvegicus*, Rato do Pacífico *Rattus exulans* e Rato doméstico *Mus musculus* estão associados à expansão humana (Norman, 1975). Os três primeiros têm origem presumivelmente na Ásia Menor e com distribuição quase mundial (Norman, 1975; Bolton *et al.*, 2014). O Rato do Pacífico dispersou em associação à expansão histórica dos Polinésios, enquanto as outras três espécies foram introduzidas pela expansão europeia a partir do início do século XVI. Globalmente, os roedores introduzidos estão associados à extinção de pelo menos 50 espécies nativas (Bolton *et al.*, 2014). No arquipélago de Abrolhos, Brasil, os Ratos castanho e preto terão sido responsáveis pelo declínio acentuado das populações de Rabo-de-junco *Phaethon aethereus* (Sarmiento *et al.*, 2014). Geralmente os roedores afectam principalmente o sucesso reproductor e, portanto, também a taxa de

recrutamento, no entanto nas ilhas de Gough, Marion e Midway também começaram a predação os adultos de aves marinhas de grande porte, afectando também a taxa de sobrevivência adulta (Jones *et al.*, 2019; Duhr *et al.*, 2019).

Embora seja menos frequente, os cães domésticos também são relatados como predadores de filhotes e adultos de Rabo-de-junco na ilha do Sal (López-Suárez, 2012). Outras espécies introduzidas, como coelhos *Oryctolagus cuniculus*, ovelhas *Ovis aries* e cabras *Capra hircus* são responsáveis pela perda de habitat devido à erosão provocada pelos herbívoros, contribuindo para a diminuição da área potencial de nidificação de aves marinhas, como da Freira-do-bugio *Pterodroma deserta* ou a Freira-da-madeira *Pterodroma madeira* (Meirinho *et al.*, 2014).

Embora de uma forma diferente, a expansão de plantas invasoras pode causar a perda de habitat de nidificação. A planta Malva *Lavatera arborea* foi referida como uma potencial ameaça às áreas de nidificação de Papagaio-do-mar *Fratercula arctica* (Fischer & Wal, 2007), de igual modo nos Açores, no ilhéu de Vila Franca a invasão de Cana *Arundo donax* comprometeu áreas de nidificação das aves marinhas (Silva *et al.*, 2013).

#### **b) Espécies nativas problemáticas**

A predação de aves marinhas por espécies nativas também está amplamente documentada na bibliografia. Espécies como Francelho *Falco neglectus alexandri*, Corvo *Corvus ruficollis* ou Coruja *Tyto alba detorta* são apontadas como predadores de ovos e filhotes de aves marinhas em Cabo Verde (Hazevoet, 1994). Nos arquipélagos Portugueses a Gaivota-de-patas-amarelas *Larus michahellis* é apontada como potencial predador de Pintainho *Puffinus lherminieri* (Monteiro *et al.*, 1996) ou Calcamar *Pelagodroma marina* (Matias & Catry, 2010; Furtado *et al.*, 2016). Este fator pode ser significativo se as populações de aves marinhas forem muito reduzidas.

#### **c) Perturbação humana**

A prática de atividades desportivas e recreativas próximo das áreas de nidificação, presença de visitantes ilegais nas áreas de nidificação, vandalismo de ninhos, ovos, filhotes e adultos constituem também ameaças sérias às populações de aves marinhas (Hazevoet, 1994; 1995; Tavares & Ratão, 2017). O abate em massa de aves e perseguição por pescadores, sobretudo porque erroneamente algumas aves foram associadas à diminuição de população de peixes com valor comercial (Tasker *et al.*, 2000), mas também para uso como

recurso alimentar ou como isco para a pesca (Hazevoet, 2010), são exemplos de perturbações humanas que as aves marinhas sofrem (Watson *et al.*, 2014).

#### **d) Infraestrutura / desenvolvimento comercial / residencial**

A construção de cais, aeroportos, faróis, parques eólicos, barragens e utilização de ilhéus para atividades militares têm sido referidos como causa de declínio, extinção e alteração de habitat de nidificação de aves marinhas (Hazevoet, 1995; Masden *et al.*, 2010). A crescente infraestruturação das zonas costeiras está associada ao aumento da iluminação pública um problema que afeta as aves marinhas, principalmente quando os filhotes abandonam o ninho e confundem a claridade do mar com aquela criada pelo homem em áreas terrestres (Ratcliffe *et al.*, 2000; Rodríguez *et al.*, 2017a). Por exemplo, a perda de habitat derivada da expansão urbana e aumento da iluminação são ameaças às Cagarras *Calonectris borealis* (Rodríguez *et al.*, 2012) e a muitas outras espécies de aves marinhas a nível global (Rodríguez *et al.*, 2019).

#### **e) Captura acidental**

As capturas acidentais consistem na captura não intencional de organismos durante a pesca. Com tal, as interações entre as aves marinhas e as embarcações de pesca são frequentemente referidas como nocivas, sobretudo porque as aves podem ser capturadas em anzóis ou ficar emaranhadas em linhas de pesca, resultando na morte do indivíduo (Waugh *et al.*, 2012). A nível global a quantidade de aves marinhas capturadas acidentalmente, está apenas atrás dos níveis de captura de tartarugas e mamíferos marinhos (Lewison *et al.*, 2014). Estima-se que anualmente cerca de 160.000 a 320.000 aves marinhas eram capturadas nas interações com a pesca de palangre (Anderson *et al.*, 2011; Waugh *et al.*, 2012). As capturas acidentais de aves marinhas reportadas foram mais intensas no sudoeste do Oceano Atlântico e no sul do Oceano Índico (Lewison *et al.*, 2014), em Gran Sol (Espanha), Japão e Namíbia resultante da pescaria de palangre e demersais (Anderson *et al.*, 2011). As espécies mais afetadas são geralmente, das famílias de Albatrozes (Diomedidae), Pardelas (Procellariidae), juntamente com algumas espécies de Gaivotas e Andorinhas-do-mar (Laridae), Gansos e Sulas (Sulidae) e Corvos marinhos (Phalacrocoracidae) (Anderson *et al.*, 2011; Croxall *et al.*, 2012). Para mitigar essa problemática, países como Brasil, Africa do Sul e Austrália têm adotado estratégias que reduzem a captura acidental (Calil & Sabatini, 2018). Entre essas medidas destaca-se colocar anzóis à noite, no período menos ativo das aves marinhas, colocar peso próximo dos anzóis, e assim permitir que este afunde mais

rápido, usar fitas para afastar as aves das frotas de pesca e usar proteção no anzol (Calil & Sabatini, 2018). Por exemplo, o uso de um conjunto de dispositivos de mitigação reduziu com sucesso a captura acidental de Albatrozes e Pardelas em navios de palangre no Havaí, no Alasca e no Oceano Antártico (Lewison *et al.*, 2014). Também o uso de uma proteção do anzol, o *hookpod*, na pesca industrial de palangre no hemisfério Sul, reduziu de forma significativa os níveis de captura acidental de aves marinhas (Sullivan *et al.* 2018).

#### **f) Poluição**

A ingestão de plástico confundido com alimento pelas aves, a contaminação com poluentes persistentes, o derrame de petróleo, são alguns exemplos de fontes de poluição que afetam as aves marinhas. A ingestão de detritos de plásticos pelas aves marinhas pode causar distúrbios de saúde e até a morte (Petry *et al.*, 2009). Uma elevada ocorrência de detritos de plástico foi encontrada no estômago de aves marinhas, num estudo realizado no Mediterrâneo (Codina-Garcia *et al.*, 2013). Entre as aves amostradas neste estudo, a Cagarra *Calonectris diomedea* apresentava a maior ocorrência (94%), seguida de Pardela de Yelkouan *Puffinus yelkouan* e Pardela balear *Puffinus mauretanicus*. De um modo geral, os plásticos podem obstruir o esôfago, estômago ou intestino das aves, provocar danos à parede do estômago, proporcionar a proliferação de parasitas e exposição a produtos químicos (Petry *et al.*, 2009). A presença de poluentes orgânicos persistentes (p.e. bifenilos policlorados PCBs e diclorodifeniltricloroetano DDT) com capacidade de bio-acumular nos organismos e com efeitos tóxicos também foram identificados nos ovos de aves marinhas, como Pinguim Adélia *Pygoscelis adeliae* na Antártida Ocidental (Corsolinia *et al.*, 2011). Um estudo realizado no nordeste do Oceano Atlântico, de Cabo Verde a Açores e no Mar Mediterrâneo sobre a concentração de organoclorados (DDT, PCBs) nas amostras de sangue das Cagarras das três regiões (*Calonectris edwardsii*, *C. borealis* e *C. diomedea*, respetivamente), confirmaram que as concentrações de organoclorados foram maiores nas aves do Mediterrâneo do que nas colónias do Atlântico (Roscales *et al.*, 2010). A presença de DDT nas amostras de sangue da *Calonectris edwardsii* e *C. borealis* de ilhas Canárias está associada aos seus hábitos alimentares na plataforma africana, uma vez que os países subsaarianos ainda usam o DDT para controlar surtos de malária (Roscales *et al.*, 2010). De uma forma geral, os oceanos são reservatórios finais de muitos contaminantes, por vezes com origem em terra, acabando por entrar na cadeia trófica das aves marinhas.

### **g) Sobrepesca ou gestão inadequada da pesca**

A sobrepesca impacta as aves marinhas sobretudo através da competição direta pelos mesmos recursos alimentares. Isto é, a pesca seletiva aumenta a pressão sobre determinado recurso que muitas vezes é a presa preferencial de uma determinada espécie de ave marinha (Diamond & Devlin, 2003; Croxall *et al.*, 2012). Também a gestão inadequada da pesca, especialmente nas pescarias cuja espécie-alvo apresenta já indicadores de sobre-exploração, pode levar à redução drástica de *stocks*, o que consequentemente afetará as aves marinhas que delas dependem. Um outro aspeto que potencializa esta competição é sobretudo porque as aves marinhas apresentam uma certa dependência de presas (p.e. peixe, cefalópodes) de alto valor comercial (Furness, 1982). Quando os *stocks* de peixes são reduzidos ou esgotados, as espécies que dependem desses recursos são amplamente afetadas, obrigando os a aumentar as suas áreas de forrageamento e a competir com outros organismos (Tasker *et al.*, 2000).

### **h) Captura ilegal**

A captura ilegal tem um grande impacto nas populações de aves marinhas principalmente porque afeta todo o ciclo biológico das espécies. A captura de aves marinhas ao longo do tempo teve vários propósitos, desde fonte de alimento em períodos de fome, usado como animal de estimação, remédio, fonte de óleo, usado como material de decoração, entre outras finalidades (Murphy, 1924; Bourne, 1955; Ratcliffe *et al.*, 2000; Meirinho *et al.*, 2014). Apesar das campanhas de sensibilização, da criação de áreas protegidas, aumento de fiscalização das áreas de nidificação e legislação que protegem as aves marinhas, a captura ilegal de aves continua a ocorrer em alguns lugares de Cabo Verde (Hazevoet, 1994; 2010).

### **i) Produção / mineração de energia**

As explorações de petróleo podem representar risco para as aves marinhas devido à exposição direta ao óleo, mas também devido aos efeitos secundários como queimaduras, colisões, poluição crónica e inalação de hidrocarbonetos em torno da infraestrutura de petróleo e por conseguinte, também podem induzir a mortalidade de aves em áreas pelágicas (Haney *et al.*, 2017).

### **j) Mudanças climáticas**

As mudanças climáticas afetam globalmente toda a biodiversidade, principalmente a médio e longo prazo. O aumento da temperatura da água do mar, a acidificação dos oceanos,

a subida do nível do mar e o aumento na periodicidade de tempestades são alguns exemplos das consequências das mudanças climáticas. Estes eventos afetam de forma direta a produção primária dos oceanos, assim como os níveis tróficos superiores dos quais as aves marinhas fazem parte e contribuem para a destruição de áreas de nidificação (Chambers *et al.*, 2011; Sydeman *et al.*, 2012). A acidificação dos oceanos afeta os recifes de corais e consequentemente as áreas de procura de alimento de algumas espécies de aves marinhas. Como tal, o aquecimento do oceano pode influenciar de forma negativa o sucesso e a sobrevivência das espécies (Sydeman *et al.*, 2015). A subida do nível do mar pode ainda afetar as áreas de nidificação, principalmente aquelas de baixa altitude que podem ficar submersas. Nesse sentido, as espécies que mais sofrem com a subida do nível do mar são aquelas que dependem de habitats costeiros principalmente para nidificação e alimentação (Chambers *et al.*, 2011). A mortalidade de filhotes por hipotermia relacionada com combinação de chuvas intensas e vento frio também pode ocorrer (Chambers *et al.*, 2011), ou de filhotes de espécies que nidificam à superfície (p.e. Pinguins) devido a vagas de calor. Os eventos climáticos extremos resultantes das mudanças climática, como alterações na intensidade das tempestades (vento fortes e ciclones) podem afetar o habitat de nidificação das aves marinhas e, portanto, alterar significativamente o seu sucesso reprodutor (Chambers *et al.*, 2011). Os efeitos indiretos através da precipitação, inundações, escoamento terrestre e outros eventos extremos são poucos conhecidos nas taxas de reprodução e sobrevivência de aves marinhas, exceto as ocasionais chuvas intensas que inundam ninhos de diferentes espécies (Chambers *et al.*, 2011; Fagundes *et al.*, 2016).

### **3. Estrutura e objetivos da tese**

Apesar de expedições científicas realizadas no arquipélago de Cabo Verde desde século XVIII reportando diverso conhecimento sobre a fauna local (Roque & Torrão, 2013), existe ainda um grande défice de informação disponível na literatura de forma sistemática sobre a distribuição e o tamanho das populações de aves marinhas, as ameaças que estas enfrentam em terra e no mar, a fenologia de reprodução, a relação com os fatores oceanográficos que determinam a produtividade marinha, a competição por cavidades de nidificação, entre outros aspetos da ecologia destas espécies no arquipélago. Em relação a políticas de conservação biológica, as ilhas são áreas prioritárias para aplicar esforços integrados de conservação, sobretudo porque possuem maior densidade de espécies criticamente ameaçadas e uma gestão adequada pode reduzir essas ameaças, beneficiar as populações locais e a diversidade de espécies (Donlan *et al.*, 2014; SPEA, 2018). Nesse

sentido, realizámos este estudo, com uma abordagem holística sobre a ecologia das aves marinhas que nidificam em Cabo Verde, sobretudo porque grande parte dessas espécies se encontra na lista vermelha do país (Leyens & Lobin, 1996), mas há uma notória carência de dados de base essenciais para a adoção de medidas de conservação. Para tal, delineámos como objetivo primordial avaliar a ecologia das aves marinhas que nidificam no arquipélago de Cabo Verde, e como objetivos específicos:

a) Identificar e mapear a distribuição histórica e atual das aves marinhas que nidificam no arquipélago de Cabo Verde;

b) Quantificar a abundância relativa dos Procellariiformes no grupo de ilhas do Barlavento;

c) Elencar as principais ameaças que as aves marinhas enfrentam em terra;

d) Determinar o habitat característico das aves marinhas no arquipélago;

e) Caracterizar a fenologia de reprodução de Procellariiformes e avaliar a influência dos fatores oceanográficos na reprodução das aves marinhas no ilhéu Raso;

f) Investigar a competição por cavidades de nidificação entre as aves marinhas e a influência do comportamento dos indivíduos na defesa do ninho;

g) Estimar o tamanho da população de Cagaras nas Ilhas Desertas, onde ocorre a maior densidade desta espécie endémica;

h) Elaborar um plano de ação para as aves marinhas de Cabo Verde, que seja uma ferramenta útil para o conhecimento e conservação das diferentes populações no arquipélago.

Para tal, o presente estudo está estruturado em cinco capítulos que abordam a ecologia das aves marinhas de Cabo Verde e as referências consultadas. O primeiro capítulo apresenta uma revisão da distribuição histórica e atual das aves marinhas no arquipélago, as estimativas da abundância relativa dos Procellariiformes no Barlavento (p.e. ilhas a Norte) de Cabo Verde, as ameaças que enfrentam em terra e o habitat característico dessas espécies. O segundo capítulo apresenta a fenologia dos Procellariiformes que nidificam no ilhéu Raso, e a influência da variabilidade inter-anual dos fatores oceanográficos no sucesso reprodutor de diferentes espécies de aves marinhas. No terceiro capítulo investigou-se a competição por cavidades de nidificação entre as aves marinhas que se reproduzem em simpatria, as consequências dessas interferências no sucesso reprodutor das mesmas e a influência da

personalidade dos indivíduos no comportamento de defesa do ninho. No quarto capítulo compilou-se o historial da Cagarra nas Ilhas Desertas e a estimativa da população da espécie nos ilhéus Branco e Raso e estimativa da disponibilidade de habitat de nidificação da ilha de Santa Luzia baseada nas características orográficas das Ilhas Desertas. No quinto e último capítulo elencou-se um plano de ação para a conservação das aves marinhas no arquipélago de Cabo Verde, uma ferramenta crucial para a protecção da biodiversidade deste grupo no arquipélago.

# **I. DISTRIBUIÇÃO, ABUNDÂNCIA E AMEAÇAS TERRESTRES ÀS AVES MARINHAS DE CABO VERDE<sup>1</sup>**

---

<sup>1</sup> Artigo aceite para publicação: BCI-MP-2019-0115.R2

Semedo, G., Paiva, V.H., Militão, T., Rodrigues, I., Dinis, H. A., Pereira, J., Matos, D., Ceia, F.R., Almeida, N.M., Geraldés, P., Saldanha, S., Barbosa, N., Hernández-Montero, M., Fernandes, C., González-Sólis, J., Ramos, J. A. (2020). Distribution, abundance and on-land threats to Cabo Verde seabirds. *Bird Conservation International*. (In Press).

# 1. Introdução

Atividades humanas como destruição e alteração de habitat, introdução de espécies invasoras, pesca excessiva e a poluição são grandes ameaças aos ecossistemas marinhos, alteração da abundância e distribuição das espécies e estrutura, função e resiliência dos ecossistemas (Doherty *et al.*, 2016; Millán, 2010; Xu *et al.*, 2016). A perda de biodiversidade é particularmente alta para os ecossistemas insulares porque as populações das ilhas tendem a ser pequenas, apresentam um alto grau de endemismo devido ao isolamento geográfico e, conseqüentemente baixo nível de resiliência à introdução de espécies invasoras e ao impacto das mudanças climáticas (p.e. Manne, Brooks & Pimm 1999, Brooke *et al.*, 2017). O forte declínio em muitas populações de aves marinhas é um indicador de mudanças de longo prazo e em larga escala nos ecossistemas marinhos insulares, quer em zonas costeiras, quer em zonas pelágicas (Paleczny *et al.*, 2015). As espécies de aves marinhas pelágicas são o grupo de aves com maior declínio no mundo, sendo as capturas acidentais e predação por espécies invasoras as ameaças mais perigosas no mar e em terra, respetivamente (Anderson *et al.*, 2011; Croxall *et al.*, 2012; Dias *et al.*, 2019).

Nas áreas de nidificação, muitas populações de aves marinhas podem enfrentar altos níveis de predação de ovos, filhotes e adultos por espécies invasoras introduzidas, como ratos-pretos *Rattus rattus*, ratos domésticos *Mus musculus* e gatos *Felis catus* (Jones *et al.*, 2008; Sarmiento *et al.*, 2014; Veitch *et al.*, 2019; Jones *et al.*, 2019). Além disso, outros mamíferos introduzidos, como coelhos *Oryctolagus cuniculus* e cabras *Capra hircus*, podem causar a perda de habitats de reprodução de aves marinhas (Jones *et al.*, 2008). Globalmente, a predação por mamíferos introduzidos é a principal causa de declínio em oito espécies de Procellariidae, classificadas como "criticamente ameaçadas" pela IUCN em ilhas do mundo: Fiji, Reunião, Jamaica, Chatham, Galápagos, Baleares e Melanésia (Le Corre, 2008). Casos semelhantes de predação por mamíferos introduzidos são relatados nas ilhas centro-norte do Chile (Simeone *et al.*, 2003), no arquipélago de Galápagos (Riofrío-Lazo & Páez-Rosas, 2015), na ilha de Guadalupe, no Oceano Pacífico e na ilha de Socorro (Nogales *et al.*, 2013). Outras ameaças em terra, como a captura humana e o pisoteio de ninhos (p.e. nos ilhéus de Cima e Laje Branca), a destruição de áreas costeiras para construir infraestrutura humana (hotéis, portos), a fragmentação de habitat e a poluição luminosa, também afetam as populações de aves marinhas (Hazevoet, 1995; Ratcliffe *et al.*, 2000; Paleczny *et al.*, 2015). As populações de aves marinhas também podem ser ameaçadas em suas áreas de

forrageamento costeira e pelágica, incluindo emaranhamento em artes de pesca, pesca excessiva, mudança climática e / ou poluição marinha (Furness & Taske 2000).

No Atlântico Norte, houve uma enorme redução nas populações de aves marinhas após a colonização europeia dos arquipélagos dos Açores (Monteiro *et al.*, 1996), Madeira, Canárias e Cabo Verde (Vasconcelos *et al.*, 2015; Saavedra *et al.*, 2018). Atualmente, a introdução de mamíferos exóticos é um dos principais fatores que explicam a distribuição e abundância de pequenos Procellariiformes nesses arquipélagos, como o João Preto *Bulweria bulwerii* e o Painho *Hydrobates castro*, que se reproduzem apenas em ilhéus ou em falésias íngremes inacessíveis nas principais ilhas livres de ratos (Monteiro *et al.*, 1999). Em relação à região subtropical de Cabo Verde, as informações sobre o *status* e a distribuição das diferentes espécies de aves marinhas são escassas, indisponíveis ou dispersas na literatura. O principal trabalho realizado até o momento em Cabo Verde, refere informações sobre a ocorrência, fenologia reprodutiva e ameaças às espécies de aves marinhas (Hazevoet, 1994). Recentemente, uma das espécies, Gongon *Pterodroma feae*, foi caracterizada em termos de tamanho da população e ameaças, embora apenas num único local de reprodução (Militão *et al.*, 2017). No entanto, ainda existe falta de informações sobre o *status*, distribuição, abundância e ameaças à reprodução de populações de aves marinhas em todo o arquipélago.

Nos Açores, uma revisão histórica da distribuição de aves marinhas, juntamente com investigação e censos direcionados às várias espécies, permitiu inferir sobre a forte redução nas populações de aves marinhas no arquipélago após a colonização das ilhas por seres humanos (Monteiro *et al.*, 1999). De igual modo, as aves marinhas de Cabo Verde têm sido exploradas como recurso alimentar há séculos, levando a um declínio no seu número (Murphy, 1924; Hazevoet, 1994; 1996). Observações preliminares feitas em Cabo Verde por Rendall & Pile (2007), Oliveira *et al.*, (2013) e Vasconcelos *et al.*, (2015) mostram que à semelhança das espécies que nidificam nos arquipélagos mais ao norte (Açores, Canárias e Madeira), as espécies mais pequenas de aves marinhas estão confinadas em grande parte a ilhéus sem predadores exóticos, como ratos e gatos. As espécies de aves marinhas de maior porte devem ter uma distribuição mais ampla no arquipélago, semelhante ao que ocorre nos arquipélagos dos Açores e da Madeira (Romano *et al.*, 2010), onde a Cagarra *Calonectris borealis*, uma ave marinha de tamanho médio, se reproduz nos penhascos da maioria das ilhas (Monteiro *et al.*, 1996).

Três ordens de aves marinhas são encontradas em Cabo Verde: Procellariiformes, Suliformes e Phaethontiformes. Existem seis espécies de Procellariiformes: João Preto

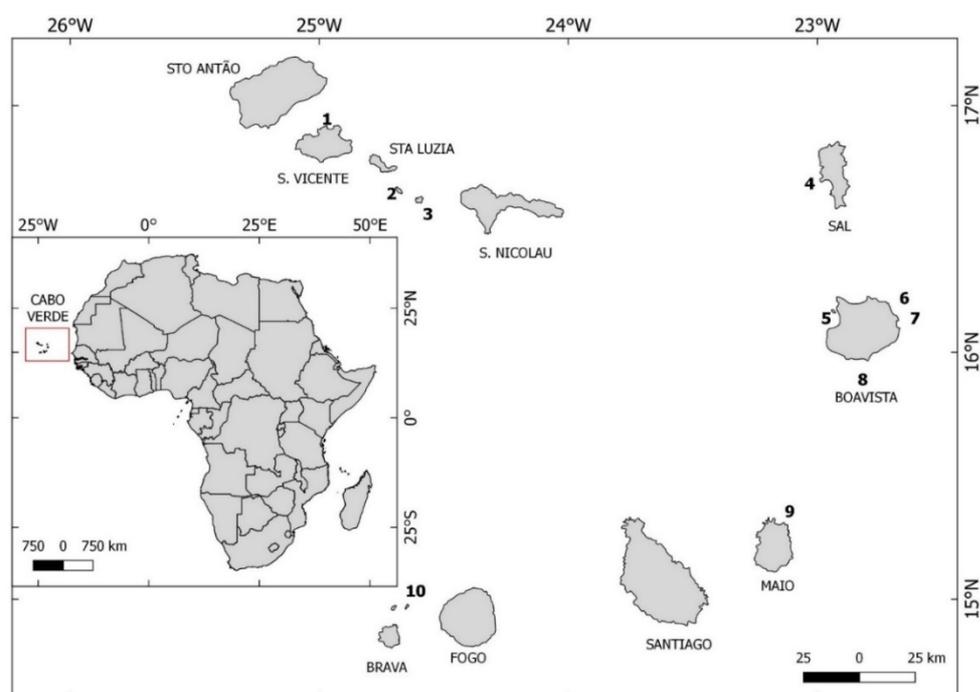
*Bulweria bulwerii*, Pedreiro-azul *Pelagodroma marina aedesorum*, Cagarra *Calonectris edwardsii*, Pedreirinho *Hydrobates jabejabe*, Gongon *Pterodroma feae* e Pedreiro *Puffinus lherminieri boydi* as últimas quatro espécies / subespécies são endêmicas do arquipélago de Cabo Verde (del Hoyo *et al.*, 2014). Dentro dos Suliformes, existem duas espécies, *Fregata magnificens* e o Alcatraz *Sula leucogaster*, e uma espécie de Phaethontiformes, a Rabo-de-junco *Phaethon aethereus* (del Hoyo *et al.*, 2014).

Com base em registos bibliográficos, informações não publicadas e trabalho de campo, este estudo compilou todas as informações históricas e atuais sobre as espécies de aves marinhas que se reproduzem no arquipélago de Cabo Verde, a fim de: (1) mapear a distribuição histórica e atual de todas as espécies de aves marinhas em reprodução para todo o arquipélago, (2) fornecer uma medida de abundância relativa para as espécies de Procellariiformes usando a frequência de vocalizações noturnas em algumas ilhas e ilhéus; e (3) descrever as principais características do habitat de reprodução e as ameaças a essas espécies. No geral, esperamos: (1) que as principais ilhas atualmente contenham um número menor de espécies de aves marinhas do que no passado e possuam uma menor diversidade de taxa de aves marinhas, em comparação com os ilhéus; (2) uma maior abundância relativa de cada espécie de ave marinha em ilhéus inacessíveis e áreas mais remotas das principais ilhas; e (3) que a maioria das espécies de aves marinhas ocorra em áreas distantes de povoações e em áreas mais elevadas e íngremes, onde a probabilidade de introduzir espécies invasoras e / ou a captura humana devem ser menores. No geral, este estudo compilou conhecimentos essenciais sobre a ocorrência, abundância relativa e ameaças para as populações de aves marinhas de Cabo Verde e fornece uma forte estrutura para medidas de conservação aplicadas que devem ser implementadas ao nível do arquipélago.

## 2. Métodos

### 2.1 Área de estudo

Esta pesquisa foi realizada entre janeiro de 2017 e junho de 2019 no arquipélago de Cabo Verde, localizado a cerca de 385 km da África Ocidental (Fig. 1). Cabo Verde é um dos cinco arquipélagos atlânticos que compõem a chamada Macaronésia, que inclui também os Açores, Madeira, Selvagens e Canárias (Freitas *et al.*, 2019). O arquipélago é formado por dez ilhas e vários ilhéus, com uma área total de 4033 km<sup>2</sup>, dividida em relação aos ventos alísios no Sul (localmente conhecido como grupo Sotavento) e nas ilhas do Norte (localmente conhecidas como grupo Barlavento; ver Fig.1 para detalhes toponímicos). As ilhas orientais são geologicamente mais antigas e mais erodidas (Sal, Boavista e Maio) do que as ilhas ocidentais montanhosas e novas (Ramalho *et al.*, 2010). Todas as ilhas são de origem vulcânica, mas apenas a ilha do Fogo possui um vulcão ativo (Dionis *et al.*, 2014). A topografia do arquipélago varia de planícies a altas montanhas, chegando a 2829 metros no cume do vulcão ativo na ilha do Fogo. A elevação, a inclinação e a orientação das montanhas influenciam a quantidade de precipitação que cada ilha recebe. A paisagem é erodida e acidentada, com vegetação principalmente em vales interiores (Riva-Martínez *et al.*, 2017).



**Figura 1.** Mapa do arquipélago de Cabo Verde com os números representando os ilhéus de (1) Pássaros (São Vicente), (2) Branco, (3) Raso, (4) Rabo do Junco (Sal), (5) Sal Rei (Boavista), (6) Pássaros (Boavista), (7)

Baluarte (Boavista), (8) Curral Velho (Boavista), (9) Laje Branca (Maio), (10) Rombo (Grande, Cima, Sapado e Luiz Carneiro).

## **2.2 Distribuição histórica e atual de aves marinhas no arquipélago de Cabo**

### **Verde**

Para avaliar a distribuição histórica de aves marinhas no arquipélago, compilamos informações de expedições históricas, dados de museus e literatura científica até 1995 (ver Material Complementar, Anexo A). Para avaliar a distribuição atual, foram realizados levantamentos noturnos e diurnos, juntamente com algumas redes de neblina, para identificar a presença / ausência de espécies em potenciais áreas de nidificação. Para as espécies noturnas com vocalizações ativas em voo (Gongon, Pedreiro, Cagarra e Pedreirinho), o reconhecimento foi feito através de suas vocalizações para as ilhas de Santo Antão, São Vicente, Santa Luzia, São Nicolau, Santiago e Fogo, e para os ilhéus Raso e Branco. Para as espécies que não vocalizam em voo, foram realizadas pesquisas para localizar ninhos de: (a) João Preto nos ilhéus de Raso, Branco e Rombo à noite e (b) Pedreiro-azul durante o dia em Branco, Laje Branca (Maio), Rombo e ilhéus de Pássaros (Boavista). No arquipélago de Cabo Verde, Phaethontiformes e Suliformes ocorrem nas áreas costeiras acidentadas, falésias e plataformas rochosas das ilhas e ilhéus. Portanto, a ocorrência e os censos de colônias de Rabo-de-junco e de Alcatraz foram feitos caminhando ao longo da costa e falésias e de barco ao longo das costas das ilhas Santo Antão, São Vicente, São Nicolau, Santiago, Fogo e Brava e nos ilhéus Rabo de Junco, Curral Velho, Baluarte, Pássaros, Rombo, Branco e Raso. Para as ilhas do Sal e Boavista, os censos foram realizados apenas ao longo da costa.

## **2.3 Abundância de todas as aves marinhas nas ilhas do Norte (grupo**

### **Barlavento) e Gongon em todo o arquipélago**

Para identificar possíveis locais de reprodução das diferentes espécies de Procellariiformes com vocalizações ativas em voo e avaliar a abundância relativa de suas populações, foram efetuadas contagens noturnas durante as estações de reprodução de Inverno (janeiro a abril) e Verão (maio a dezembro) de 2017-2019, em locais pré-determinados (Fig. 2A e 2B). Nas ilhas e ilhéus do Norte (Santo Antão, São Vicente, Santa Luzia, Branco, Raso e São Nicolau) foram realizadas censo as seguintes espécies: Gongon, Cagarra, Pedreiro e Pedreirinho. Nas ilhas do Sul (Santiago e Fogo), apenas o Gongon foi realizado censo da população. Idealmente, o trabalho de prospeção e censo deveria ter sido

realizado de maneira semelhante em todas as ilhas, mas isso não foi possível porque exige um alto número de trabalhadores de campo treinados. Os locais de prospeção foram determinados com base em registros bibliográficos, dados não publicados e análise geoespacial de áreas com potencial para ocorrência de aves marinhas no arquipélago, incluindo ilhéus, áreas montanhosas remotas, falésias costeiras e desfiladeiros. Antes do censo, foi realizada uma visita de reconhecimento ao local para localizar e marcar pontos de contagens e para identificar a presença de aves (traços de excrementos de pássaros em rochas e ninhos). Também foram obtidas informações de pessoas que residem perto da área de amostragem, incluindo a identificação de espécies (através de fotos e vocalizações das aves) e as possíveis ameaças que enfrentam no local.

As contagens noturnas de vocalizações foram realizadas das 19 às 24 h, exceto em alguns casos em que duraram até cerca de uma hora da manhã, devido à ausência de luar. As contagens foram direcionadas apenas às espécies que visitam as áreas de nidificação à noite, caracterizadas por vocalizar em voo, bem como no ninho durante a reprodução. As pesquisas foram realizadas durante a lua nova ou quando a lua não era visível no céu, porque é quando a maioria das espécies de aves marinhas vocalizam em voo, quando se aproximam dos ninhos (Buxton & Jones, 2011) ou quando chegam a terra para realizar voos de vocalização de cortejo (p.e. Gongon). Em cada ponto de amostragem, foram realizados três censos, com duração de cinco minutos cada e com intervalo de cinco minutos entre os censos. Durante cada período de 5 minutos, todas as vocalizações emitidas por cada espécie de ave marinha foram contadas e, para as aves marinhas que vocalizaram nos intervalos de 5 minutos, apenas sua presença foi registrada. As pesquisas foram conduzidas pela mesma equipe experiente de pesquisadores de campo.

## **2.4 Caracterização do habitat de ocorrência de aves marinhas**

Todos os locais prospectados em audiências noturnas para detectar espécies de aves marinhas foram caracterizados de acordo com sua topografia e cobertura do solo. Os dados altimétricos da SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) foram baixados em formato de grade do US Geological Survey (<https://earthexplorer.usgs.gov>) e usados para gerar um Modelo Digital de Elevação (DEM) de 30 metros traduzido em (1) elevação. A partir desses dados, calculamos a (2) percentagem de inclinação. Além disso, o uso da terra foi caracterizado usando dados extraídos do OpenStreetMap (OSM) (<http://www.geofabrik.de>) e calculamos a distância euclidiana de cada cluster de uso da terra, como a distância até (3)

à costa, (4) florestas, (5) estradas e (6) assentamentos humanos. Os valores de pixel em um raio de 250 metros em torno do ponto de amostragem foram selecionados para esta análise.

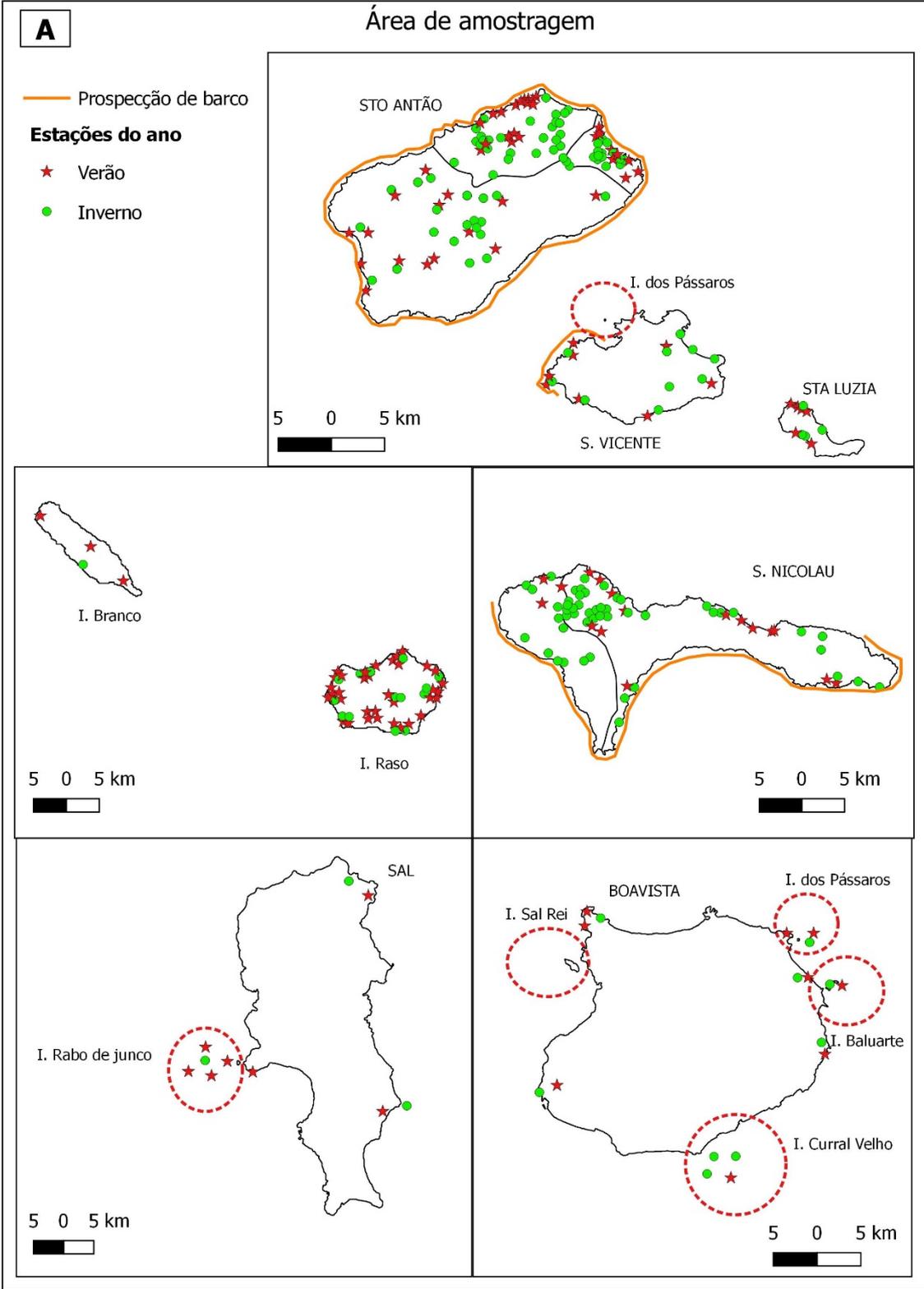
## 2.5 Análise de dados

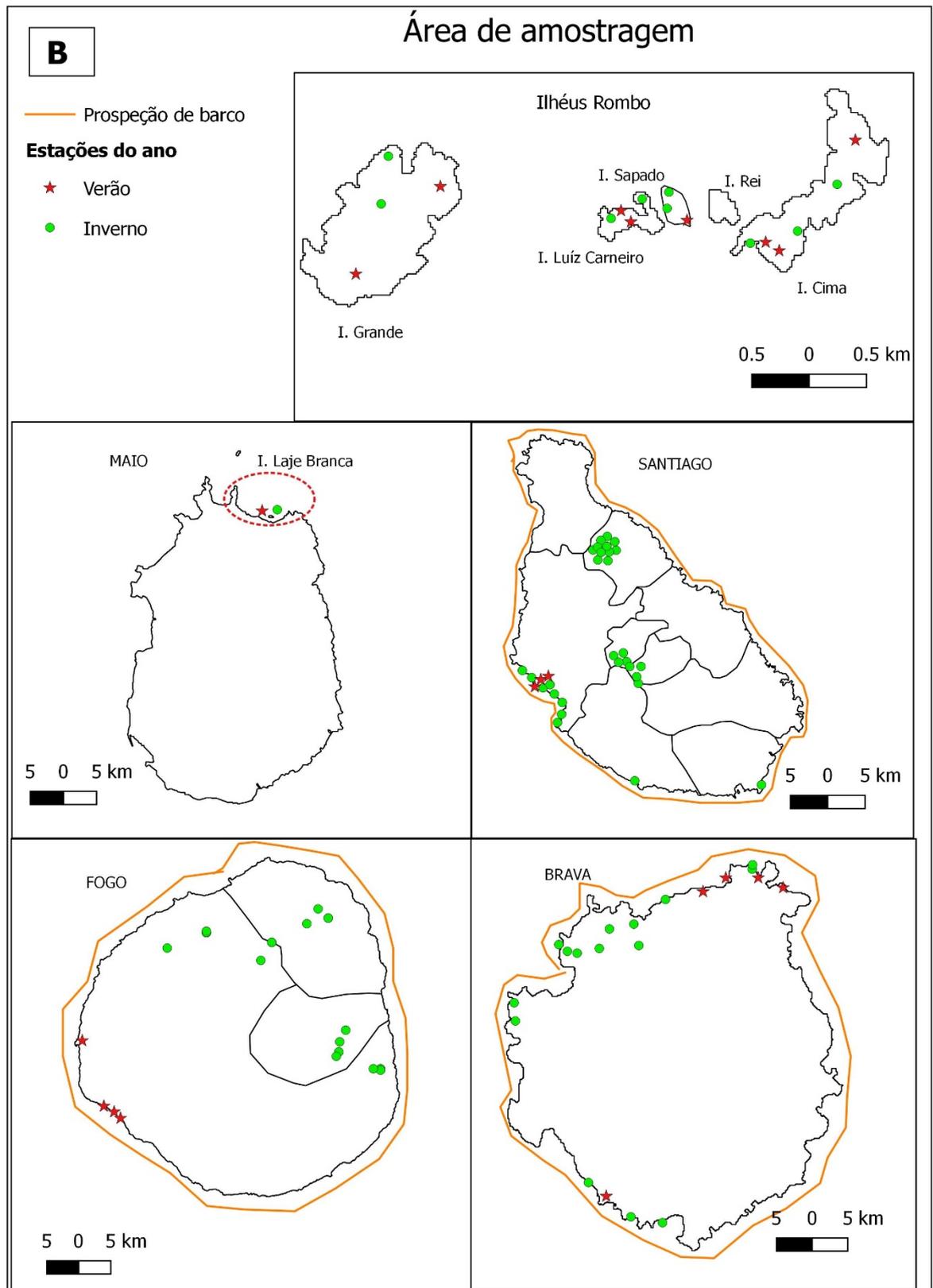
Todos os registos publicados entre 1783 e 1995, ano da publicação do livro de Hazevoet “Birds of Cape Verde”, representando um intervalo de 212 anos, foram considerados registos históricos. Não incluímos o trabalho anterior de Boessneckt & Kinzelbach (1993) sobre os subfósseis de aves marinhas do século VIII encontrados na ilha do Sal, pois este estudo se refere a um período específico e somente a esta ilha. Os registos após 1995 foram considerados como distribuição atual, porque a maioria dos registos foram obtidas durante este estudo ou durante pesquisas-piloto realizadas até sete anos antes deste estudo.

Georreferenciamos todos os pontos de contagens de vocalizações de aves marinhas com um GPS portátil, e posteriormente, mapeamos a distribuição e abundância relativa de populações de aves marinhas para cada ilha e ilhéu. Um teste do qui-quadrado de igualdade foi usado para avaliar se o número cumulativo de espécies reprodutoras identificadas no arquipélago diferia entre 1969 (relatado por Naurois 1969), 1995 (relatado por Hazevoet 1995) e 2017- 2019 por nossas pesquisas; diferenças significativas seriam esperadas se as taxas de extinção local aumentassem recentemente). Um teste t student foi usado para avaliar se o número atual de espécies reprodutoras difere entre ilhas e ilhéus do arquipélago. Também correlacionamos o tamanho da ilha com o número de espécies nas ilhas (dados logaritmicamente transformados).

Os dados dos censos de vocalização foram utilizados para avaliar a abundância relativa de cada espécie de ave marinha nas ilhas de Santo Antão, São Vicente, Santa Luzia, São Nicolau, Santiago e Fogo e nos ilhéus Branco e Raso; a média das três vocalizações foi utilizada para cada ponto de amostragem. Os testes de Kruskal-Wallis foram usados para comparar o número médio de vocalizações por  $5 \text{ min}^{-1}$ : (a) Cagarra, Pedreiro e Pedreirinho entre Santo Antão, São Vicente, Santa Luzia, São Nicolau e Raso; (b) Gongon entre as ilhas de Santo Antão, São Nicolau, Santiago e Fogo. Quando foram encontradas diferenças significativas com o teste de Kruskal-Wallis, foi utilizado um teste post-hoc para avaliar diferenças aos pares entre ilhas e ilhéus. O ilhéu Branco não foi utilizado nessas análises porque apenas dois pontos de amostragem foram efetuados devido à inacessibilidade desse ilhéu.

A influência das características do habitat na presença (1 = vocalização) e ausência (0 = sem vocalização) de (1) Pedreiro, (2) Gongon, (3), Cagarra (4) Pedreirinho foi testada com modelos lineares generalizados com distribuição binomial, ajustando a influência de (1) declive (%), (2) elevação (m), distância a (3) litoral (m), (4) florestas (m), (5) estradas (m) e (6) assentamentos humanos, de acordo com a fórmula: ajuste = glm (presença de aves marinhas ~ declive + elevação + dist. ao litoral + dist. à floresta + dist. à estradas + dist. aos assentamentos humanos, família = binomial (link = "logit")). O odds ratio foi calculado como exp (coef (mylogit)). Os modelos foram executados apenas para dados recolhidos nas ilhas Santo Antão e São Nicolau, onde prospeções e pesquisas de vocalizações noturnas tiveram uma cobertura melhor (ou seja, um número suficiente de presenças / ausências para permitir a modelação estatística). Os modelos de regressão (GLMs) foram executados na plataforma R (R Core Team 2019) usando funções no pacote MASS (Venables & Ripley, 2002).





**Figura 2.** Áreas de amostragem de aves marinhas nas regiões de Barlavento (A) e Sotavento (B) do arquipélago de Cabo Verde.

### 3. Resultados

#### 3.1 Distribuição histórica e atual de aves marinhas no arquipélago de Cabo Verde

A referência mais antiga a aves marinhas no arquipélago de Cabo Verde foi a descoberta de fosséis de Pedreiro, Pedreiro-azul, Cagarra, Alcatraz e Fragata que datam do século VIII na ilha do Sal (Boessneckt & Kinzelbach, 1993). Vários pesquisadores que visitaram o arquipélago nos últimos três séculos (Anexo B) obtiveram registos históricos formais de aves marinhas de Cabo Verde. Quanto às expedições ao arquipélago de Cabo Verde, os registos mais antigos referem ao período em que o naturalista João da Silva Feijó viveu no arquipélago (expedição de 1783 a 1796). Devido ao fraco apoio que recebeu das autoridades portuguesas (Roque & Torrão, 2013), algumas amostras não foram enviadas para Portugal e a maioria dos registos foi perdida. Dados do Museu Nacional de História Natural de Paris referem expedições a Cabo Verde de 1883 a 1970, onde foram recolhidas as amostras de Pedreiro, Pedreirinho e João Preto referente aos ilhéus Raso e Rombo, a semelhança de Bourne (1955) e Hazevoet (1995).

João Preto não foi relatado por Alexander & Fea durante suas expedições em 1897/1898 e foi mencionado pela primeira vez por Correia durante sua primeira expedição ao ilhéu de Raso em maio e no ilhéu de Cima em junho / julho (Murphy, 1924), (Figs. 3A e 3B). Atualmente, a espécie ocorre nos ilhéus de Branco, Raso, Rabo de Junco e Rombo (Figs. 3C e 3D).

Os primeiros registos de Cagarra foram relatados para o ilhéu Branco por Milne-Edwards, (1883). Hazevoet (1995) relatou a ocorrência desta espécie em todo o arquipélago, com exceção dos ilhéus Rombo, e ilhas de Santa Luzia, maio e São Vicente (Figs. 3A e 3B). Em 1990, Hazevoet confirmou duas colónias com indivíduos reprodutores no leste da ilha de São Nicolau (Ponta da Tapadinha e Fundo de Dagu) (Hazevoet, 1995). No entanto, as nossas prospeções realizadas em 2017-2018 detetaram esta espécie na ilha de São Vicente (Monte Verde), mas não na ilha de São Nicolau (Fig. 3C). Nas ilhas da Boavista e Sal, um local de nidificação foi confirmado em seus ilhéus próximos (Curral Velho e Rabo de Junco, respetivamente) por Naurois (1969) e Hazevoet (1994; 1995) (Fig. 3A) e pelas nossas prospeções (Fig. 3C). Em meados do século XX, as maiores colónias de reprodução do arquipélago foram referidas para os ilhéus de Raso e Branco, e as colónias de reprodução menores nas ilhas da Brava e Santo Antão (Naurois, 1969) (Figs. 3A e 3B), e isso também

foi confirmado pelas nossas prospeções (Figs. 3C e 3D). Também foi relatado que a espécie ocorre nas ilhas do Fogo e de Santiago (Baía do Inferno), embora sem confirmação de reprodução.

Há registos anteriores de Pedreirinho em todo o arquipélago, exceto na ilha de Santa Luzia (Murphy, 1924; Frade, 1976; Hazevoet, 1994) (Figs. 3A e 3B). Nossas pesquisas registaram o Pedreiro nas ilhas Santo Antão, Santa Luzia, São Nicolau, Maio e Santiago, e nos ilhéus Raso, Branco, Rabo de Junco (Sal), Curral Velho (Boavista) e Rombo (Figs. 3C e 3D). Na Baía de Inferno (Santiago), vários indivíduos foram ouvidos e no ilhéu de Laje Branca (Maio), várias aves foram capturadas com redes de neblina e confirmou a reprodução da espécie no local.

O Pedreiro-azul foi relato para os ilhéus Rombo (Cima), Branco, Pássaros (Boavista) e Laje Branca (Maio) por Bourne (1955) e Hazevoet (1995) (Figs. 3A e 3B). Em Santa Luzia, um espécime foi coletado por Murphy (1924). Atualmente, os ninhos estão localizados nos ilhéus de Branco, Pássaros (Boavista), Laje Branca (Maio) e Cima (Figs. 3C e 3D). Essa espécie também pode ocorrer nos ilhéus Sapado e Luiz Carneiro, mas são necessárias mais prospeções para confirmar sua presença.

A reprodução do Gongon nas ilhas Santo Antão e São Nicolau foi confirmada por Leonardo Fea (*in* Salvadori, 1899) durante a expedição americana de "The Blossom" (*in* Murphy, 1924). Nas ilhas do Fogo e de Santiago, a presença desta espécie já era conhecida através dos registos de habitantes e Fea (Bourne, 1955) (Figs. 3A e 3B). Naurois (1969) confirmou as áreas de reprodução desta espécie e determinou a altitude em que ocorreram nas ilhas de São Nicolau (600 m), Fogo (2200 m) e Santiago (400 - 800 m). As nossas prospeções indicam que atualmente esta espécie ocorre em diversas altitudes: nas ilhas de Santo Antão (905 - 1465 m), São Nicolau (603 - 708 m), Fogo (439 - 2222 m) e Santiago (356 - 581 m) (Figs. 3C e 3D).

O Pedreiro foi afirmado como abundante nos ilhéus de Raso, Branco e Cima por Correia (citado por Murphy 1924). Na ilha de Santiago, a espécie foi registada pela primeira vez por Leonard Fea (*in* Salvadori 1899) e confirmada por Naurois (1969). No ilhéu de Curral Velho (Boavista), a espécie foi confirmada por Naurois em março de 1968. Esta espécie foi descrita como tendo uma distribuição mais ampla no arquipélago, exceto nas ilhas do Maio e Santa Luzia (Naurois, 1969) (Figs. 3A e 3B). Atualmente, o Pedreiro ocorre

em Santo Antão, São Nicolau, Sal (Furna e Cadjetinha), Santiago, Fogo e Brava, e nos ilhéus de Branco, Raso, Rabo de Junco (Sal) e Rombo (Figs. 3C e 3D).

Existem registos de Alcatraz em 1786 para ilha do Fogo (Roque & Torrão, 2013), e Bourne (1955) e Naurois (1969) referem-se a esta espécie às ilhas da Brava, Santiago, Maio e Boavista e aos ilhéus de Rombo e Raso, mas consideram ausente na ilha de Santa Luzia (Figs. 3A e 3B). Hazevoet (1995) refere-se à possibilidade de reprodução nas ilhas Santo Antão, São Vicente, Sal e Fogo, mas não forneceu detalhes. Durante o século XX, vários autores se referem ao declínio no número de indivíduos nos ilhéus do Rombo devido à predação humana (Hazevoet, 1995). Durante nossas prospeções, o Alcatraz foi identificado em Santiago (Baía do Inferno) e Brava, e nos ilhéus de Raso, Baluarte e Curral Velho (Figs. 3C e 3D). No ilhéu Raso censo de indivíduos realizado em março de 2018, contabilizou 150 indivíduos na primeira colónia e 160 na segunda colónia. Na ilha de São Nicolau, um pescador local mencionou uma colónia de Alcatraz, mas isso não foi confirmada. Atualmente confirma sua ausência nos ilhéus Rombo (Cima e Grande).

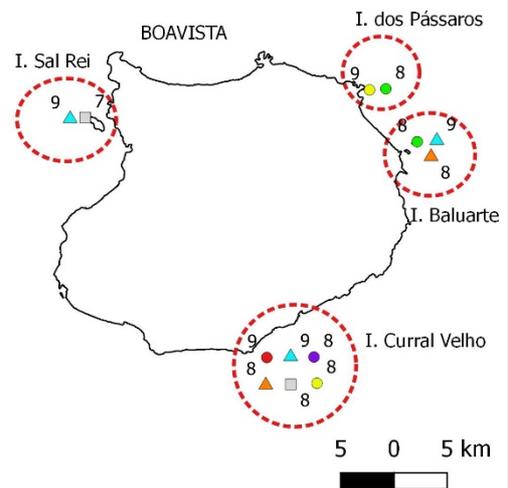
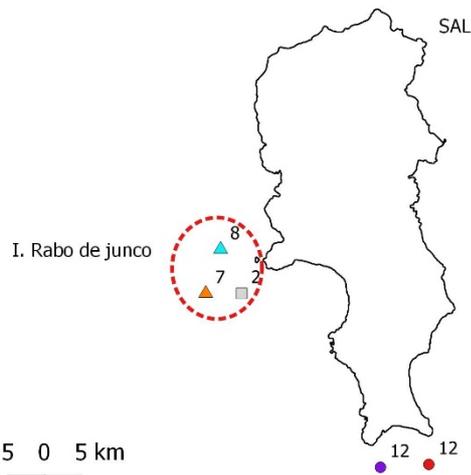
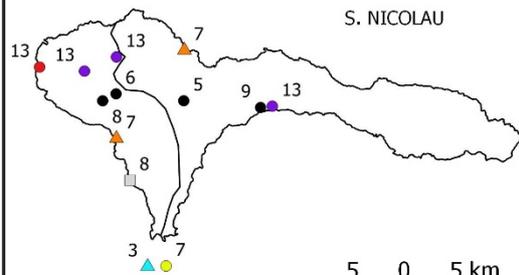
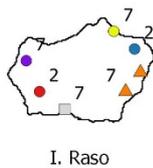
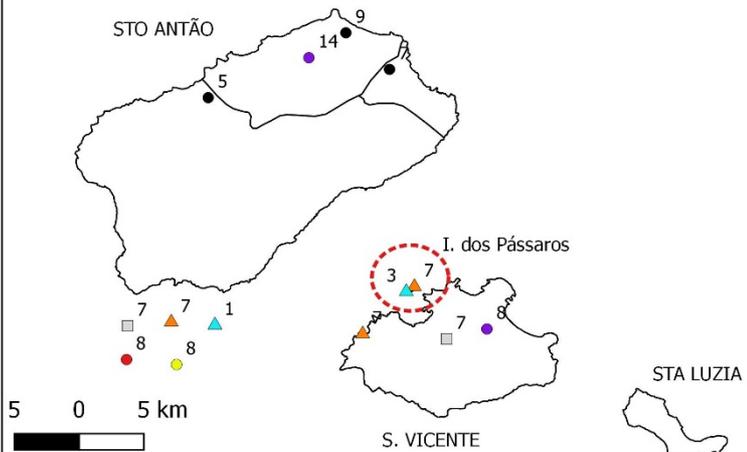
Os primeiros registos históricos de Rabo-de-junco relatam a presença da espécie na ilha de Santiago (Keulemans, 1866). No século XX, essa espécie foi referenciada para os ilhéus de Branco, Raso, Rabo de Junco e Rombo (Cima e Grande), e para todas as ilhas, exceto Maio e Santa Luzia (Frade, 1976; Hazevoet, 1995) (Figs. 3A e 3B). Nossas prospeções identificaram Rabo-de-junco nas ilhas de Santo Antão, São Vicente, São Nicolau, Sal, Boavista, Santiago, Fogo e Brava e nos ilhéus de Raso, Rabo de Junco (Sal), Curral Velho (Boavista) e Rombo. Na ilha do Fogo, colónias de Rabo-de-junco foram identificadas em alguns penhascos ao Sul de São Filipe e no ilhéu de Pena, também nas proximidades de São Filipe (ONG Projecto Vitó, com. pess.), mas o tamanho da população não foi estimado devido ao difícil acesso. Várias populações de Rabo-de-junco foram confirmadas na ilha da Boavista, em Ponta do Sal, Ponta Rincão, Varandinha, Morro Negro e Ponta do Roque (López-Suárez, 2012) e na ilha do Sal, em Serra Negra, Furna, Cadjetinha e Monte Leão. Também confirmamos 50 indivíduos na ilha de Santo Antão entre Tarrfal e Monte Trigo, em três pontos (10, 20, 20), 35 indivíduos em um penhasco na ilha de São Vicente entre Baía do Mindelo e Farol de São Pedro e menos de 10 indivíduos na parte Sul da ilha de São Nicolau. No ilhéu Raso através da monitorização de ninhos ativos em março de 2018, foram estimados cerca de 200 indivíduos (Sarah Saldanha, com. pess.). Na ilha da Brava, confirmamos quatro colónias ao redor da ilha, mas apenas em uma delas conseguimos contar 15 indivíduos em voo (Figs. 3C e 3D).

Embora a Fragata esteja atualmente extinta no arquipélago de Cabo Verde, no passado ocorreu no ilhéu dos Pássaros (São Vicente), Santo Antão e São Nicolau (Keulemans, 1866) no ilhéu Rabo de Junco (Murphy, 1924), Curral Velho e Baluarte (Boavista), na ilha do Maio (ao longo da costa, Naurios, 1969, Figs. 3A e 3B). A última reprodução bem-sucedida da espécie no arquipélago ocorreu em 1998 (López-Suárez *et al.*, 2005). A espécie fez várias tentativas de reprodução nos anos seguintes, com ovos não chocados. Duas fêmeas e um macho foram avistados em 2015 e apenas duas fêmeas no ano seguinte, sendo este registo considerado como último relato da espécie no arquipélago (Pedrin López-Suárez, com. pess.).

No geral, Hazevoet (1995) registou um número cumulativo de 52 espécies reprodutoras em ilhas e ilhéus do arquipélago (uma espécie por ilha / ilhéu), e nosso estudo registou um número de 57 espécies (considerando ilhéus Rombo como uma unidade de amostragem, da mesma forma para os registos de Naurois, 1969 e Hazevoet, 1995). No entanto, se adicionarmos cada ilhéu do grupo Rombo separadamente (Cima, Grande, Luiz Carneiro e Sapado), o número acumulado aumenta para 71 espécies reprodutoras. Não encontramos diferença no número acumulado de espécies de aves marinhas reprodutoras por ilha e ilhéu de Cabo Verde entre 1969 ( $n = 55$  espécies), 1995 ( $n = 52$  espécies) e 2019 ( $n = 57$  espécies;  $\chi^2_{22} = 2,08$ ;  $P = 0,83$ ). Também não encontramos diferença significativa entre o número de espécies de aves marinhas que ocorrem atualmente em ilhas (10 ilhas e uma média de 2,9 espécies por ilha) e ilhéus (13 ilhéus e uma média de 3,3 espécies por ilhéu;  $t_{21} = 0,46$ ;  $P = 0,64$ ). Não existe correlação entre o tamanho da ilha e o número de espécies ( $r = 0,58$ ;  $P = 0,07$ ,  $N = 10$ ). As duas ilhas mais montanhosas do arquipélago, Santiago e Santo Antão, possuíam o maior número de espécies de aves marinhas (6 e 5 espécies, respetivamente), seguidas de São Nicolau, Fogo e Brava com 4 espécies cada (Tabela 1). O Gongon é a única espécie ausente nos ilhéus, enquanto João Preto e Pedreiro-azul estão restritos aos ilhéus.

**A****Distribuição histórica das aves marinhas****Aves marinhas**

- *Bulweria bulwerii*
- *Calonectris edwardsii*
- *Hydrobates jabejabe*
- *P. m. aedesorum*
- *Pterodroma feae*
- *P. l. boydi*
- ▲ *Fregata magnificens*
- ▲ *Sula leucogaster*
- *Phaethon aethereus*

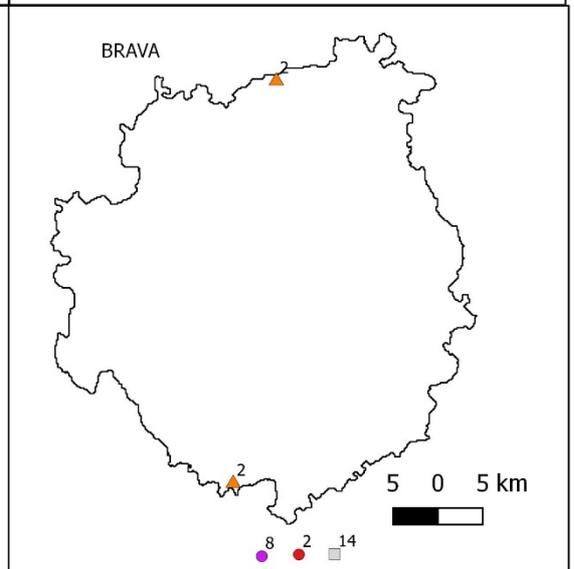
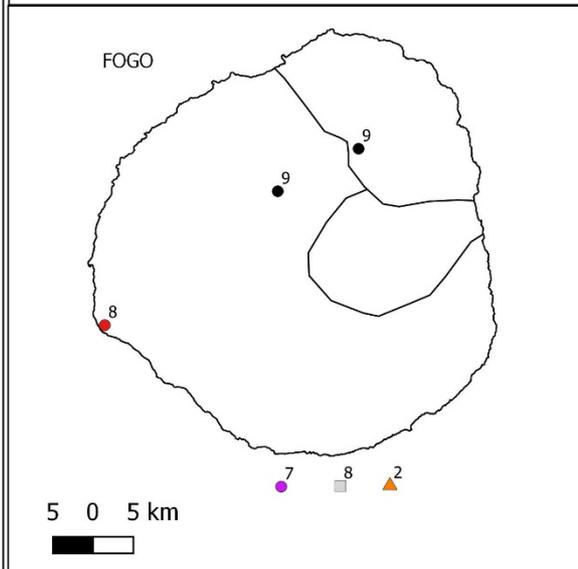
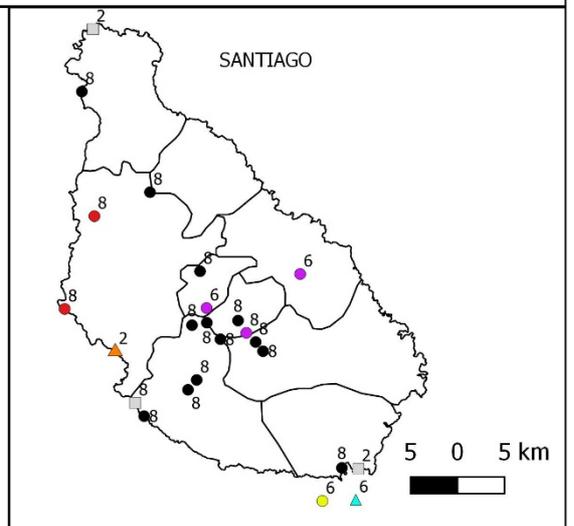
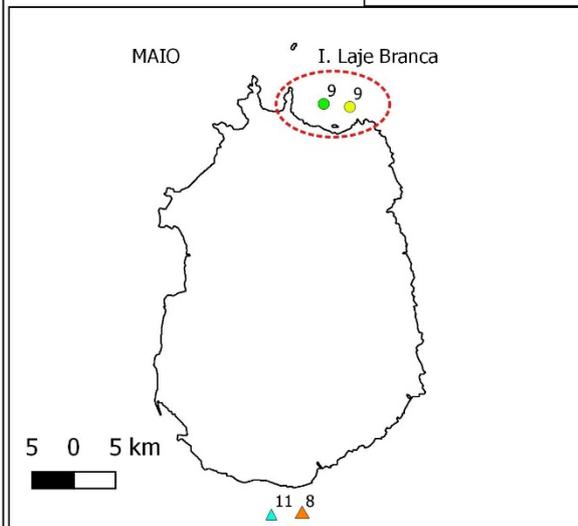
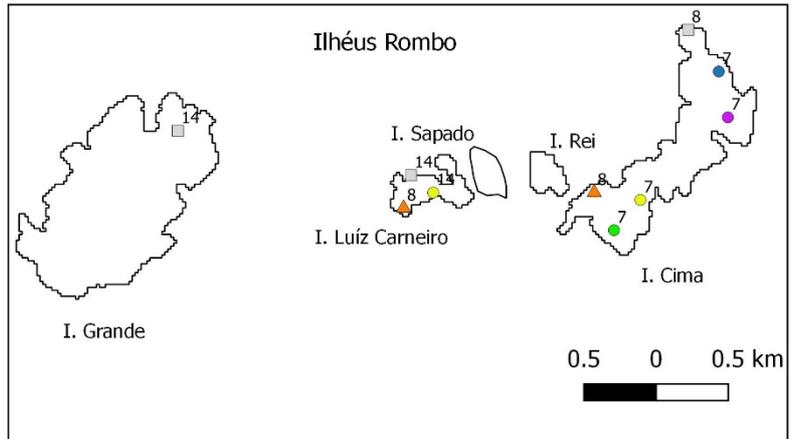


**B**

## Distribuição histórica das aves marinhas

### Aves marinhas

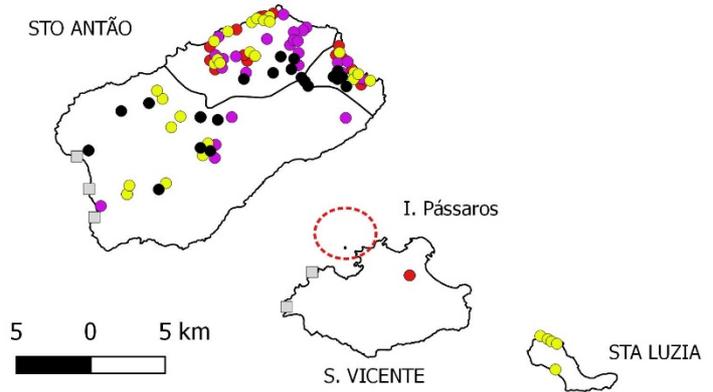
- *Bulweria bulwerii*
- *Calonectris edwardsii*
- *Hydrobates jabejabe*
- *P. m. aedesorum*
- *Pterodroma feae*
- *P. l. boydi*
- ▲ *Fregata magnificens*
- ▲ *Sula leucogaster*
- *Phaethon aethereus*



**C****Distribuição atual das aves marinhas****Aves marinhas**

- *Bulweria bulwerii*
- *Calonectris edwardsii*
- *Hydrobates jabejabe*
- *P. m. aedesorum*
- *Pterodroma feae*
- *P. l. boydi*
- ▲ *Sula leucogaster*
- *Phaethon aethereus*

STO ANTÃO



I. Pássaros

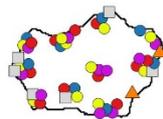
S. VICENTE

STA LUZIA



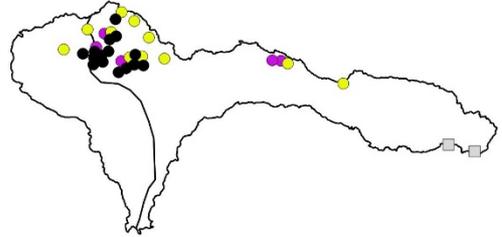
I. Branco

5 0 5 km



I. Raso

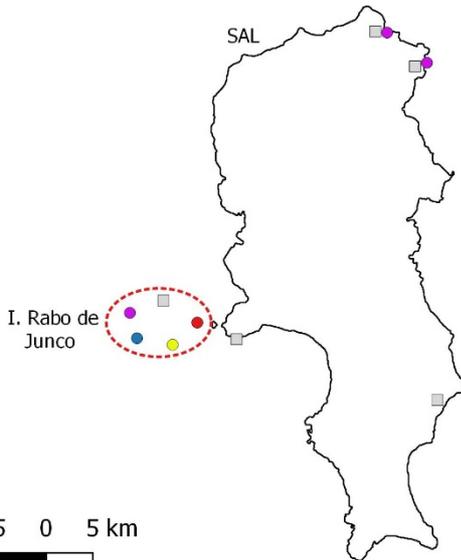
S. NICOLAU



5 0 5 km



SAL

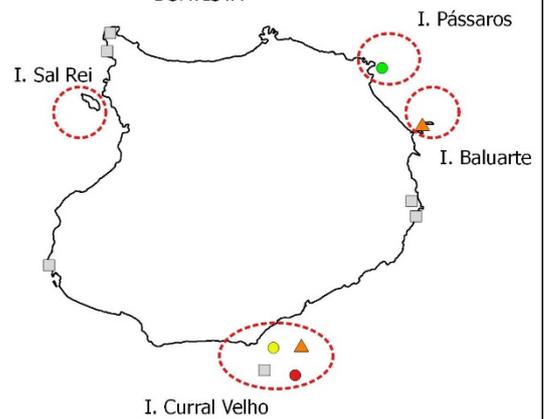


I. Rabo de Junco

5 0 5 km

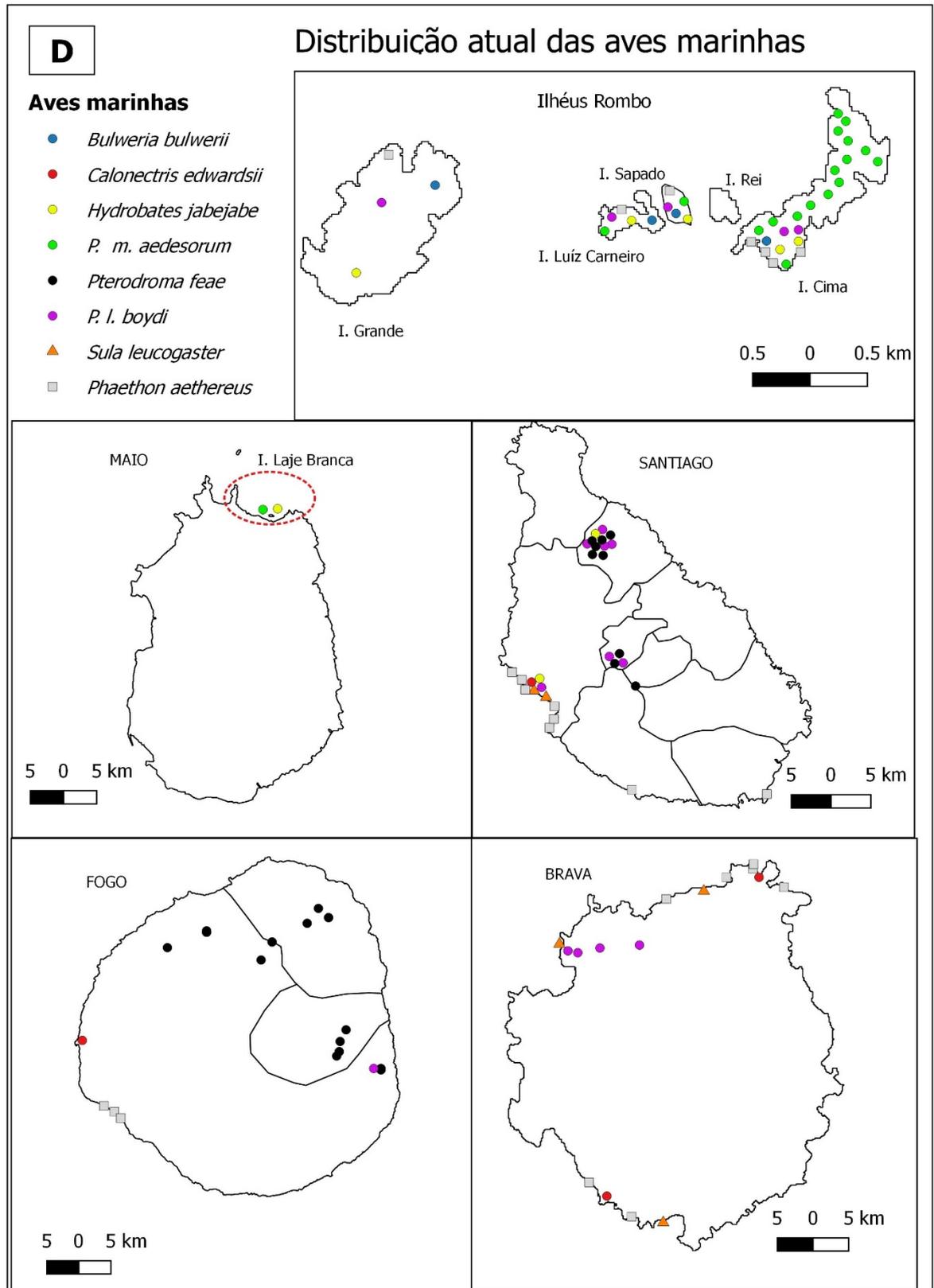


BOAVISTA



5 0 5 km





**Figura 3.** Distribuição histórica (A, B) e atual (C, D) de aves marinhas nos grupos insulares de Barlavento (A, C) e Sotavento (B, D) do arquipélago de Cabo Verde. Os números referem-se a pesquisadores que identificaram as espécies em cada local: (1) - Macgillivray, 1852; (2) - Bolle, 1856; (3) - Keulemans, 1866; (4) Milne-Edwards, 1883; (5) - Salvadori, 1899; (6) Bocage, 1902; (7) - Murphy, 1924; (8) Bourne, 1955; (9) - Naurois,

1969; (10) - Naurois, 1970; (11) - Ledant, 1988; (12) - Boessneck e Kinzelbach, 1993; (13) - Hazevoet, 1994; (14) - Hazevoet, 1995. Os círculos representam os Procellariiformes, os triângulos os Suliformes e os quadrados os Phaethontiformes. Símbolos colocados fora das ilhas indicam presença, mas sem uma localização exata. Os círculos marcados por uma linha tracejada representam os ilhéus.

**Tabela 1.** Número atual de espécies de aves marinhas por ilha / ilhéus no arquipélago de Cabo Verde. BB - João Preto *Bulweria bulwerii*; CE - Cagarra *Calonectris edwardsii*; HJ - Pedreirinho *Hydrobates jabejabe*; PM - Pedreiro-azul *Pelagodroma marina aedesorum*; PF - Gongon *Pterodroma feae*; PB - Pedreiro *Puffinus lherminieri boydi*; SL - Alcatraz *Sula leucogaster* e PA - Rabo-de-junco *Phaethon aethereus*.

Localização	Área Km <sup>2</sup>	Espécies	Número de espécies	Densidade da população (Habitantes Km <sup>2</sup> )
<b>Ilhas</b>				
Santo Antão	779	CE, HJ, PB, PF, PA	5	50,48
São Vicente	227	CE, PA	2	364,23
Santa Luzia	35	HJ	1	0
São Nicolau	343	HJ, PB, PF, PA	4	35,74
Sal	216	PB, PA	2	170,23
Boavista	620	PA	1	26,81
Maio	269	-	0	26,43
Santiago	991	CE, HJ, PB, PF, SL, PA	6	304,64
Fogo	476	CE PB, PF, PA	4	35,74
Brava	64	CE, PA, SL, PB	4	50,48
<b>Ilhéus</b>				
Pássaros (São Vicente)	-	-	0	0
Branco	3	BB, CE, HJ, PM, PB,	5	0
Raso	7	BB, CE, HJ, PB, SL, PA	6	0
Rabo de Junco (Sal)	0,02	BB, CE, HJ, PB, PA	5	0
Pássaros (Boavista)	0,007	PM	1	0
Baluarte (Boavista)	0,06	SL	1	0
Curral Velho (Boavista)	0,0077	CE, HJ, SL, PA	4	0
Sal Rei (Boavista)	0,6	-	0	0
Laje Branca (Maio)	0,05	PM, HJ	2	0
Cima (Rombo)	1,5	BB, HJ, PB, PM, PA	5	0
Grande (Rombo)	3	BB, HJ, PB, PA	4	0
Sapado (Rombo)	-	BB, HJ, PM, PB, PA	5	0
Luiz Carneiro (Rombo)	0,22	BB, HJ, PM, PB, PA	5	0

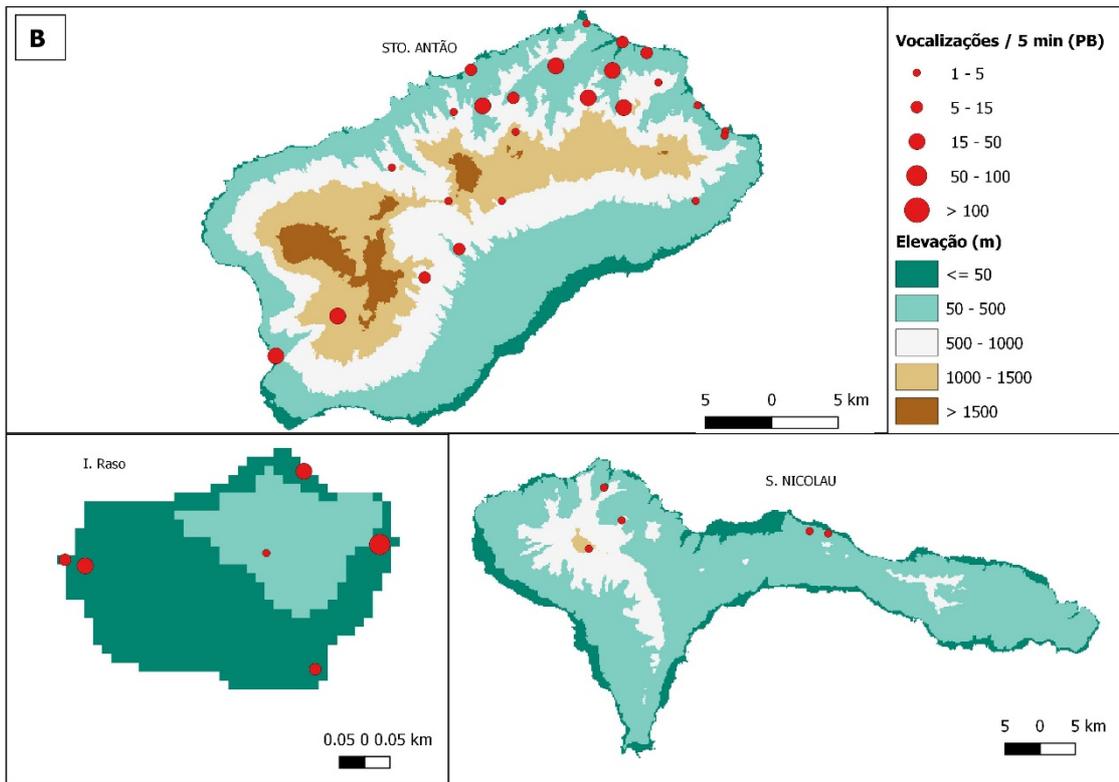
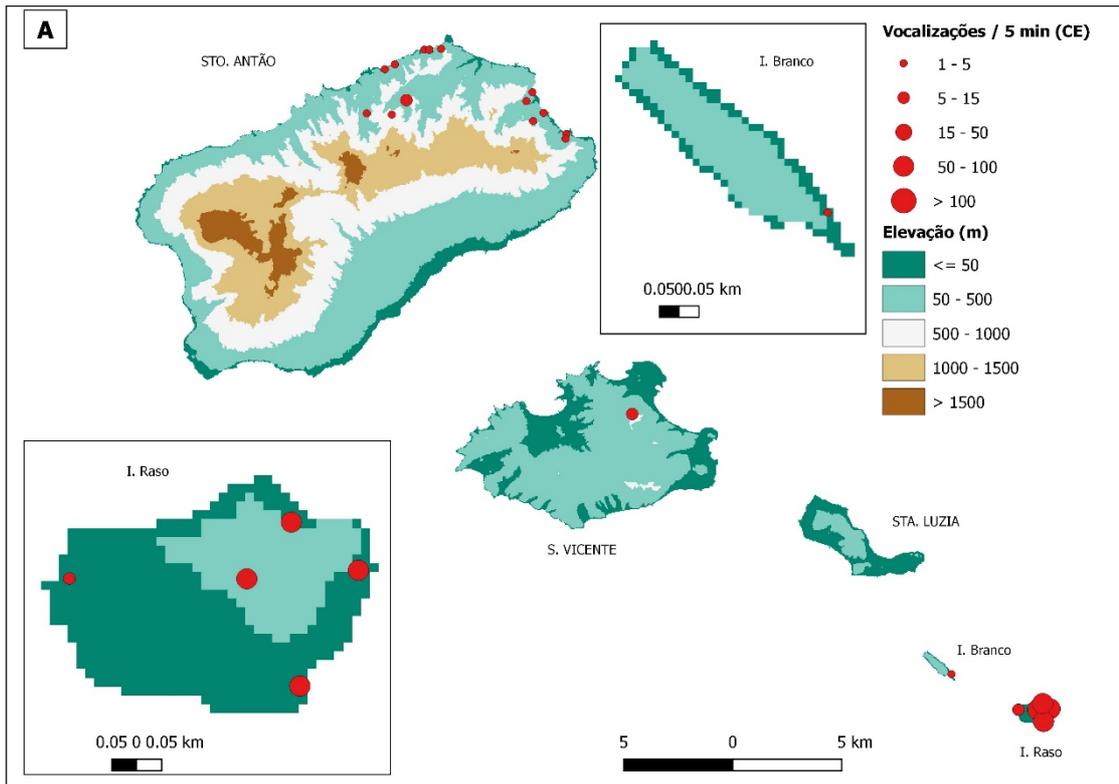
### 3.2 Abundância relativa de Cagarra, Gongon, Pedreiro e Pedreirinho

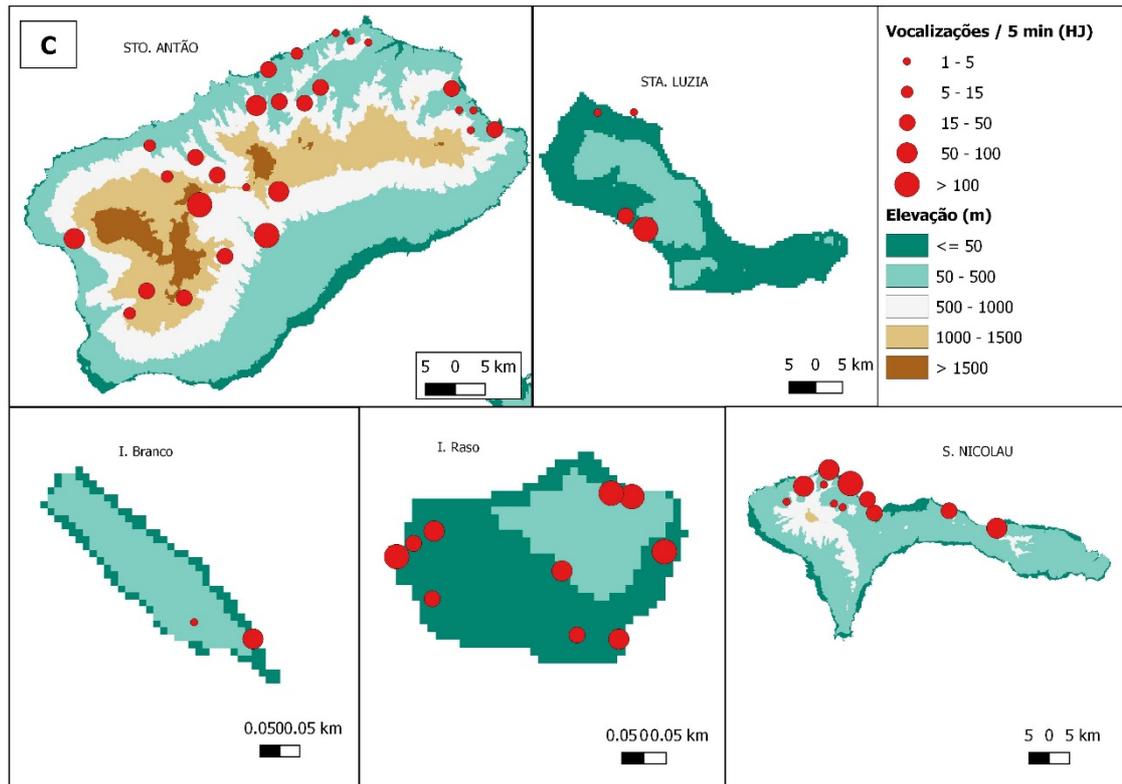
Pesquisas de vocalizações realizadas nas ilhas do grupo Barlavento revelaram que as Cagarras eram relativamente mais abundantes no ilhéu Raso, seguidas pelas ilhas São Vicente e Santo Antão (número médio de vocalizações  $5 \text{ min}^{-1} = 14, 3$  e  $1$ , respetivamente, Fig. 4A). Houve uma diferença quase significativa na mediana do número de vocalizações de Cagarra  $5 \text{ min}^{-1}$  entre o ilhéu Raso, Santo Antão, São Vicente, Santa Luzia e São Nicolau (Kruskal-Wallis:  $H_4 = 8,82$ ;  $P = 0,066$ ;  $N = 92$ ).

A maior densidade de Pedreiro esta presente no ilhéu Raso, seguida de Santo Antão e São Nicolau (número médio de vocalizações  $5 \text{ min}^{-1} = 19, 3$  e  $1$ , Fig. 4B). O teste de Kruskal-Wallis mostrou uma diferença significativa na mediana do número de vocalizações  $5 \text{ min}^{-1}$  por Pedreiro entre Santo Antão, São Vicente, São Nicolau, Santa Luzia e ilhéu do Raso (KW:  $H_4 = 39,5$ ;  $P < 0,001$ ;  $N = 185$ ). O teste post-hoc mostrou que a abundância relativa de Pedreiro foi mais alta no ilhéu de Raso em relação as outras ilhas ( $P < 0,001$ ).

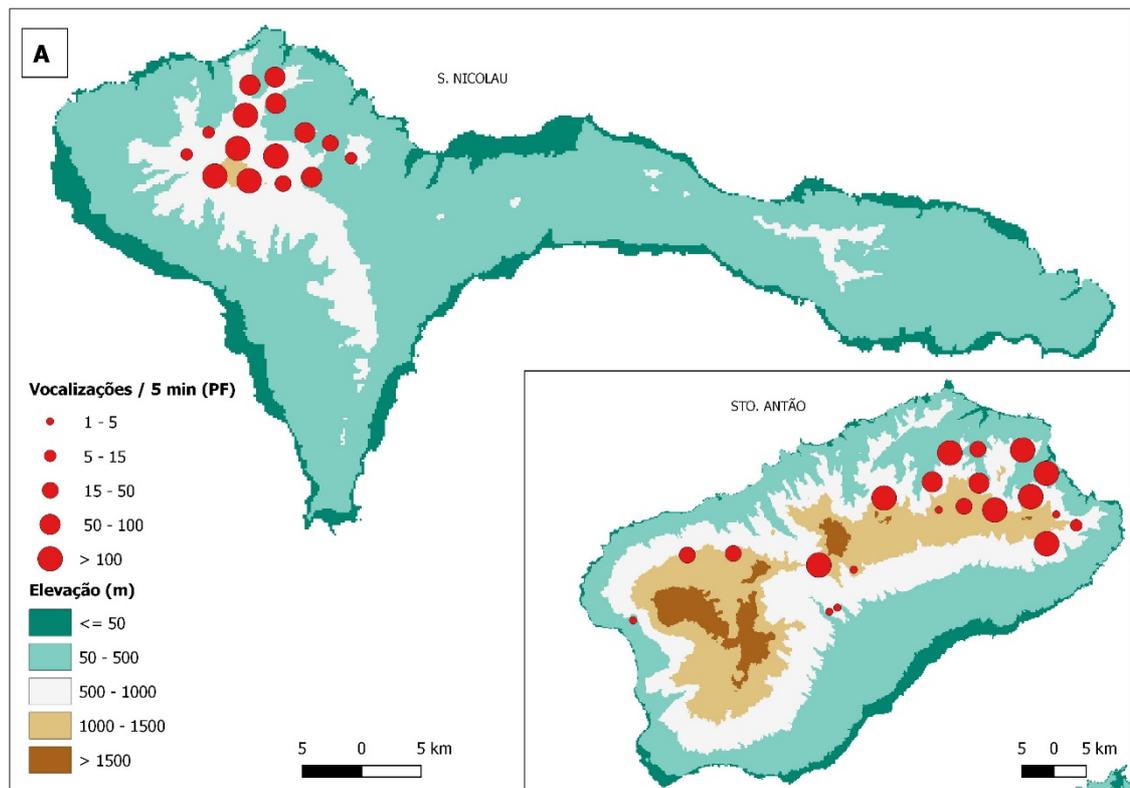
O Pedreirinho ocorreu em maiores densidades no ilhéu de Raso, seguido pelas ilhas São Nicolau, Santo Antão e Santa Luzia (número médio de chamadas  $5 \text{ min}^{-1} = 72, 25, 10, 1$ , respetivamente; Fig. 4C). O teste de Kruskal-Wallis mostrou uma diferença significativa na mediana do número de vocalizações  $5 \text{ min}^{-1}$  de Pedreirinho entre as ilhas Raso, Santo Antão, São Vicente, São Nicolau e Santa Luzia (KW:  $H_4 = 17,8$ ;  $P = 0,001$ ;  $N = 92$ ). O teste post-hocs revelaram que a abundância relativa de Pedreirinho foi maior no ilhéu Raso do que nas ilhas de Santo Antão, São Vicente e São Nicolau ( $P < 0,01$ ).

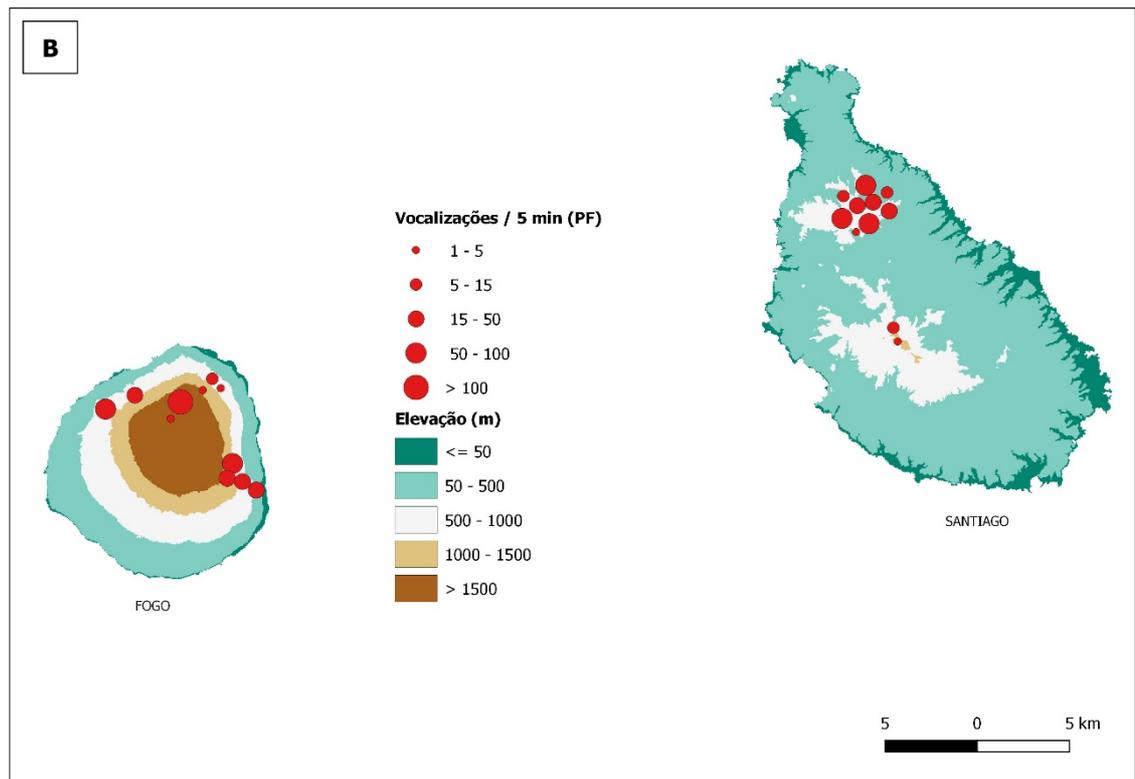
A densidade populacional de Gongon foi maior em Santo Antão, seguida pelas ilhas São Nicolau, Fogo e Santiago (número médio de vocalizações  $5 \text{ min}^{-1} = 22, 21, 18, 16$ , respetivamente; Fig. 5A e 5B). O teste de Kruskal-Wallis mostrou uma diferença significativa na mediana do número de vocalizações  $5 \text{ min}^{-1}$  por Gongon entre as ilhas de Santo Antão, São Nicolau, Santiago e Fogo (KW:  $H_3 = 27,1$   $P < 0,001$ ;  $N = 190$ ), mas o teste post-hoc não conseguiu identificar diferenças entre as ilhas.





**Figura 4.** Mapa da abundância relativa de (A) Cagarra - *Calonectris edwardsii* (CE), (B) Pedreiro - *Puffinus lherminieri boydi* (PB) e (C) Pedreirinho - *Hydrobates jabejabe* (HJ) em Santo Antão, São Vicente, São Nicolau e ilhéus de Branco e Raso.





**Figura 5.** Mapa da abundância relativa de Gongon- *Pterodroma feae* (PF) para as ilhas de (A) Santo Antão, São Nicolau e (B) Santiago, Fogo.

### 3.3 Características do habitat que determinam a presença de aves marinhas em Santo Antão e São Nicolau

À medida que a elevação e a distância à linha de costa diminuíam, existiu uma probabilidade 2,08 e 1,69 superior de ocorrência do Pedreiro, respetivamente. O Gongon teve 4,12; 3,01 e 2,05 maior probabilidade de ocorrência com elevação crescente, distância ao litoral e distância aos grupos habitacionais, respetivamente. Além disso, foi 3,87 vezes mais provável que essa espécie ocorresse com a diminuição da distância das áreas florestais. As Cagarras tiveram uma probabilidade 1,54; 1,69 e 1,84 vezes superior à medida que a elevação, a distância ao litoral e a distância às estradas diminuem, respetivamente. À medida que a elevação e o declive aumentavam, a ocorrência de Pedreirinho foi 3,84 e 4,01 vezes mais provável, respetivamente (Tabela 2).

**Tabela 2.** Modelos lineares gerais (GLM) com distribuição binomial, ajustando a influência das características do habitat na presença (1) ou ausência (0) de (a) Pedreiro - *Puffinus lherminieri boydi*, (b) Gongon - *Pterodroma feae*, (c) Cagarra - *Calonectris edwardsii* e (d) Pedreirinho - *Hydrobates jabejabe* em Santo Antão e São Nicolau. Valores médios  $\pm$  DP. OU, odds ratio. Diferenças significativas ( $P < 0,05$ ) marcadas em negrito.

a) Pedreiro - <i>Puffinus lherminieri boydi</i>						
Parâmetros	$\beta \pm SE$	Z	P	OR	Presença (n=33)	Ausência (n=123)
Interceptar	<b>0,91<math>\pm</math>1,22</b>	<b>1,12</b>	<b>0,02</b>	<b>0,98</b>	—	—
Inclinação (%)	-0,12 $\pm$ 0,28	0,92	0,25	0,34	14,3 $\pm$ 5,2	14,6 $\pm$ 7,0
Elevação (m)	<b>-1,98<math>\pm</math>0,87</b>	<b>2,67</b>	<b>0,01</b>	<b>2,08</b>	<b>364,8<math>\pm</math>183,0</b>	<b>634,2<math>\pm</math>162,3</b>
Dist. do litoral (m)	<b>-1,71<math>\pm</math>0,28</b>	<b>3,01</b>	<b>0,001</b>	<b>1,69</b>	<b>1119,7<math>\pm</math>856,3</b>	<b>2252,0<math>\pm</math>902,9</b>
Dist. da floresta (m)	0,12 $\pm$ 0,84	0,13	0,10	1,01	3193,7 $\pm$ 1685,5	3296,3 $\pm$ 1704,2
Dist. da estrada (m)	0,08 $\pm$ 0,11	0,76	0,37	0,33	264,5 $\pm$ 164,4	307,6 $\pm$ 122,9
Dist. de assentamentos humanos (m)	0,11 $\pm$ 0,66	0,14	0,68	0,74	2623,8 $\pm$ 908,3	2784,8 $\pm$ 951,1
b) Gongon - <i>Pterodroma feae</i>						
Parâmetros	$\beta \pm SE$	Z	P	OR	Presença (n=40)	Ausência (n=116)
Interceptar	0,67 $\pm$ 0,45	0,54	0,57	0,27	—	—
Inclinação (%)	0,54 $\pm$ 0,68	0,98	0,17	0,66	15,4 $\pm$ 4,7	17,2 $\pm$ 7,2
Elevação (m)	<b>3,12<math>\pm</math>1,33</b>	<b>3,88</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>4,12</b>	<b>866,0<math>\pm</math>230,1</b>	<b>434,6<math>\pm</math>341,0</b>
Dist. do litoral (m)	<b>2,14<math>\pm</math>0,87</b>	<b>4,01</b>	<b>0,001</b>	<b>3,01</b>	<b>4676,1<math>\pm</math>1456,4</b>	<b>2819,8<math>\pm</math>1013,0</b>
Dist. da floresta (m)	<b>-1,99<math>\pm</math>1,08</b>	<b>6,42</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>3,87</b>	<b>918,2<math>\pm</math>275,0</b>	<b>2418,4<math>\pm</math>1052,4</b>
Dist. da estrada (m)	0,28 $\pm$ 0,33	1,02	0,27	0,39	458,7 $\pm$ 78,7	480,4 $\pm$ 99,1
Dist. de assentamentos humanos (m)	<b>1,01<math>\pm</math>0,77</b>	<b>4,91</b>	<b>0,001</b>	<b>2,05</b>	<b>3341,3<math>\pm</math>987,1</b>	<b>1961,0<math>\pm</math>1015,9</b>
c) Cagarra - <i>Calonectris edwardsii</i>						
Parâmetros	$\beta \pm SE$	Z	P	OR	Presença (n=10)	Ausência (n=59)
Interceptar	<b>-1,01<math>\pm</math>0,64</b>	<b>2,09</b>	<b>0,03</b>	<b>0,88</b>	—	—
Inclinação (%)	0,17 $\pm$ 0,09	0,22	0,64	0,45	15,7 $\pm$ 3,6	16,5 $\pm$ 6,3
Elevação (m)	<b>-1,07<math>\pm</math>0,87</b>	<b>2,15</b>	<b>0,01</b>	<b>1,54</b>	<b>283,6<math>\pm</math>118,2</b>	<b>439,9<math>\pm</math>150,3</b>
Dist. do litoral (m)	<b>-1,84<math>\pm</math>0,38</b>	<b>8,19</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>1,69</b>	<b>1523,9<math>\pm</math>818,6</b>	<b>2931,1<math>\pm</math>931,4</b>
Dist. da floresta (m)	0,08 $\pm$ 0,15	0,87	0,45	0,39	1360,5 $\pm$ 399,3	1817,8 $\pm$ 597,0
Dist. da estrada (m)	<b>-2,70<math>\pm</math>0,87</b>	<b>4,10</b>	<b>0,001</b>	<b>1,84</b>	<b>196,9<math>\pm</math>72,4</b>	<b>213,3<math>\pm</math>113,4</b>
Dist. de assentamentos humanos (m)	0,09 $\pm$ 0,15	0,77	0,39	0,99	2107,6 $\pm$ 909,6	2019,3 $\pm$ 1136,3
d) Pedreiro - <i>Hydrobates jabejabe</i>						
Parâmetros	$\beta \pm SE$	Z	P	OR	Presença (n=28)	Ausência (n=41)
Interceptar	0,12 $\pm$ 0,69	0,98	0,69	0,57	—	—
Inclinação (%)	<b>2,58<math>\pm</math>0,32</b>	<b>7,01</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>3,84</b>	<b>35,3<math>\pm</math>5,2</b>	<b>15,1<math>\pm</math>6,8</b>

Elevação (m)	<b>1,47±0,64</b>	<b>6,34</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>4,01</b>	<b>866,7±214,6</b>	<b>460,9±132,4</b>
Dist. do litoral (m)	0,45±0,17	1,72	0,97	0,94	2833,8±1741,8	2864,8±1568,9
Dist. da floresta (m)	0,06±0,37	0,63	0,67	0,35	1843,0±891,5	1970,4±880,5
Dist. da estrada (m)	0,17±0,22	0,81	0,45	0,77	264,5±94,9	253,2±147,3
Dist. de assentamentos humanos (m)	0,28±0,27		0,83	0,64	2696,0±1324,2	2466,3±1234,4

---

## 4. Discussão

### 4.1 Distribuição e abundância das aves marinhas

Atualmente, o arquipélago de Cabo Verde abriga populações de todas as espécies de aves marinhas mencionadas há dois séculos, exceto a Fragata. Não há registro desta espécie no arquipélago de Cabo Verde desde fevereiro de 2014 (López-Suárez, Hazevoet & Palma 2012; Hazevoet, 2014), e a compilação de nossos dados aponta para sua extinção no arquipélago. O declínio inicial da população de Fragata em Cabo Verde foi provavelmente desencadeado por perseguição humana (Hazevoet 1994; 1995; López-Suárez *et al.*, 2005).

Nosso estudo relata um número um pouco maior de espécies de aves marinhas nos ilhéus do que nas ilhas: as principais populações de aves marinhas estão localizadas nos ilhéus Raso, Branco, Rabo de Junco e Rombo. Os ilhéus Branco e Raso são particularmente importantes para as populações de aves marinhas, dadas as suas características orográficas, fortes correntes marinhas e grandes ondulações (Lopes *et al.*, 2015) e a ausência de grandes fontes de água doce, o que impede sua colonização efetiva por seres humanos (Gomes *et al.*, 2015). A dificuldade de desembarque nos ilhéus Branco e Raso manteve esses ilhéus sob menos pressão antrópica e sem mamíferos exóticos, como ratos e gatos, ao contrário da vizinha ilha de Santa Luzia, com extensas áreas de praia, que permitiam desembarques humanos mais fáceis e a expansão de gatos e ratos (Oliveira *et al.*, 2013).

Os dados de vocalização de aves marinhas do grupo Barlavento sugerem que, como esperado, as populações são mais abundantes no ilhéu de Raso (e possivelmente no ilhéu Branco, mas os dados foram insuficientes) do que nas ilhas próximas de São Nicolau, São Vicente e Santo Antão. Portanto, a menor pressão antrópica, combinada com a ausência de mamíferos predadores nos ilhéus, deve ser o fator mais importante para explicar esses resultados. No geral, mamíferos predadores introduzidos influenciam diretamente a abundância de populações de aves marinhas, podem levar à modificação e perda de habitat de nidificação e são a origem da extinção local de espécies em ilhas e ilhéus ao redor do mundo (Nogales *et al.*, 2013; Xu *et al.*, 2016). As populações de aves marinhas estão presentes em todas as ilhas do arquipélago de Cabo Verde, exceto na ilha do Maio. Uma possível razão para isso poderá ser o impacto da criação de vacas, cabras e ovelhas pastando na ilha do Maio desde 1490 (Santos & Semedo, 2006) causando degradação do habitat. O outro motivo é que a ilha do Maio apresenta um relevo suave e grandes áreas planas, semelhante às ilhas do Sal e da Boavista (INE, 2017). No entanto, além das áreas planas, a

ilha do Sal e da Boavista têm falésias costeiras mais elevadas e rochosas, o que contribui para explicar por que essas ilhas também abrigam populações reprodutoras de Rabo-de-junco e Pedreiro.

Como esperado, as espécies de maior porte tiveram uma distribuição mais ampla ao longo do arquipélago, mas os pequenos Procellariiformes como o Pedreirinho ocorrem em ilhas de relevo acidentado, principalmente em locais montanhosos e falésias íngremes, onde é menos provável a presença de gatos e ratos introduzidos. O Pedreirinho também ocorre apenas em ilhéus livres de ratos e gatos, com exceção da ilha de Santa Luzia (onde estão presentes ratos e gatos) e nos ilhéus de Rombo (com presença de ratos). Resultados semelhantes foram obtidos em outros lugares, principalmente nos Açores, com populações de Painho *Hydrobates castro* e Pardela-pequena *Puffinus lherminieri baroli* estão presentes em locais acidentados e inacessíveis em várias ilhas habitadas, como Flores e São Miguel (Monteiro *et al.*, 1999). O Gongon está confinado às ilhas montanhosas de Santo Antão, São Nicolau, Santiago e Fogo, conforme relatado por Hazevoet (1995) e Ratcliffe *et al.*, (2000). O Pedreiro-azul e João Preto são as únicas espécies restritas aos ilhéus. A distribuição reprodutor do Pedreiro-azul é limitada pela disponibilidade de habitat para nidificação, pois precisa de áreas com areia para construir seus ninhos (Tavares & Ratão, 2017). Em relação ao João Preto, não pudemos avaliar sua distribuição de forma efetiva, sobretudo porque não vocaliza em voo ao chegar aos locais de nidificação (Monteiro *et al.*, 1999).

Atualmente, o Alcatraz está ausente nas ilhas Santo Antão, São Vicente e São Nicolau e no ilhéu de Cima, mas no passado ocorreu em grande número. Por exemplo, Murphy (1924) refere que Alcatraz ocorrendo em grande número na ilha de Santa Luzia e em milhares de indivíduos nos ilhéus de Rombo. Os números eram tão grande que o guano era usado pelos habitantes de Brava em suas plantações e também exportado para Lisboa e América do Sul. Também não detetamos Cagarra na ilha de São Nicolau, Pedreirinho no ilhéu de Pássaros (Boavista) e Pedreiro no ilhéu de Curral Velho (Boavista). As razões para a aparente extinção local dessas espécies nessas ilhas e ilhéus devem ser a captura humana e a modificação do habitat de reprodução (Hazevoet, 1995). Novamente, um século atrás, Murphy (1924) refere-se ao ilhéu de Cima como possuindo "milhares de Alcatraz, embora os pescadores abatem grandes quantidades por comida" e o ilhéu Raso como sendo um ilhéu onde "um grande número de aves marinhas vinham reproduzir e os visitantes humanos costumam matar mais pássaros do que peixes".

## **4.2 Características do habitat que determinam a ocorrência de aves marinhas nas ilhas**

Como esperado, os Pedreiros se distribuíram em áreas de baixa altitude e mais perto da costa. Essas são, de fato, algumas das espécies mais reconhecidas pela população local, especialmente em ilhas onde as densidades relativas eram mais altas, como Santo Antão. Tais características de habitat também impulsionam a seleção de ninhos de outras aves marinhas escavadores, como de Pardela-preta *Ardenna grisea* do Pacífico Sul (Clark *et al.*, 2019). Além disso, nas ilhas Canárias, seus parentes *Puffinus lherminieri baroli* e Cagarra *Calonectris borealis* são resgatados em maior número, quando comparados a outras aves marinhas, em áreas próximas à costa e povoados, depois que os filhotes (principalmente) são atraídos por luzes artificiais (Rodríguez *et al.*, 2012). As abundâncias relativas mais baixas de ambas as espécies, quando comparadas aos Pedreirinho, podem ser parcialmente explicadas por um nível mais alto de predação humana histórica de espécies maiores que ocorrem mais próximas de povoados / atividades humanas. O Gongon e Pedreirinho foram detetados apenas em áreas elevadas e remotas (longe da costa e das estradas). Áreas de maior altitude e remota também são o habitat característico da ocorrência de outros petréis Graziña-de-trindade *Pterodroma arminjoniana* (Krüger *et al.*, 2017) e outros petréis de tamanho médio, como o Petrel-mergulhador *Pelecanoides georgicus* do Sul da Geórgia (Fisher *et al.*, 2017). No geral, as populações de aves marinhas estavam confinadas a habitats específicos e restritos, dando força à ideia de que a interferência histórica e atual baseada em humanos (p.e. captura, perturbação e introdução de predadores exóticos) poderia tê-los forçado a essas áreas mais remotas e inacessíveis (p.e. Probst *et al.*, 2000; Rayner *et al.*, 2007a).

## **4.3 Ameaças às aves marinhas em Cabo Verde**

A introdução de espécies exóticas de mamíferos, como gatos, ratos, camundongos e até cães, nas ilhas Cabo Verde, devastou historicamente grandes populações de aves marinhas. Isso foi relatado para Santa Luzia (Naurois, 1969; Oliveira *et al.*, 2013) e para as ilhas do Fogo (Ratcliffe *et al.*, 2000; Militão *et al.*, 2017) e ilhéu Grande (Murphy 1924). A perda e a modificação de habitats devido as ações antropogénicas foi particularmente importante para os ilhéus de Pássaros (São Vicente) e Sal Réi (Sal). O ilhéu de Pássaros abrigou colónias de Fragatas e Alcatraz no século XIX (Keulemans, 1866), mas após seu uso para fins militares e construção do farol (Hazevoet, 1995), ambas as colónias de aves marinhas foram extirpadas. No ilhéu de Sal Rei, a construção do farol também pode explicar

a ausência de aves marinhas no local. Historicamente, a ilha de Santa Luzia possuía grandes colónias de várias espécies de aves marinhas, mas passados dois séculos apenas o Pedreirinho ainda se reproduz na ilha (Bourne, 1955; Hazevoet, 1995). Parece que a forte presença de rebanhos domésticos de mamíferos durante os séculos XIX e meados do século XX (Melo, 2015) levou à destruição de habitat nesta ilha de 35 km<sup>2</sup>: em 1880 a presença de 100 vacas, 600 cabras, 350 ovelhas, 13 burros e outros 24 animais domésticos foram relatados nesta ilha (Pina, 2010). A presença humana no local culminou com a introdução de gatos, e ratos. Por outro lado, o recente registo de Pedreirinho nas áreas íngremes do penhasco de Santa Luzia (Oliveira *et al.*, 2013) após dois séculos sem registrar aves marinhas nesta ilha, indica que as populações remanescentes de aves marinhas podem persistir em locais remotos. Da mesma forma, o ilhéu Grande, o maior dos ilhéus Rombo, abrigava grandes colónias de aves marinhas no passado, como indicado pelas grossas camadas de guano ali encontrado (Murphy, 1924). A presença de cabras alterou o habitat natural deste ilhéu. Atualmente, a perda de habitat de nidificação deve ser uma das principais razões para a ausência de populações de aves marinhas reprodutoras nos ilhéus dos Pássaros (São Vicente) e Sal Rei (Sal). Atualmente, nas ilhas mais populosas, as aves marinhas são encontradas principalmente em áreas quase inacessíveis aos seres humanos, como Baía do Inferno (Santiago), Monte Pico de Antónia (Santiago), Monte Santinha (São Nicolau) e Bordeira (Fogo).

Secas e fome persistiram no arquipélago de Cabo Verde desde da colonização, e vários eventos extremos ocorreram ao longo dos séculos XVII, XVIII e XIX, que dizimaram muitos animais domésticos e pessoas (Caniato, 2006). A caça de espécies selvagens, incluindo aves marinhas, resultou do baixo nível de recursos naturais das ilhas, das secas cíclicas e eventos de fome que assolaram o arquipélago de Cabo Verde (Naurois, 1969). Para o declínio das populações de aves marinhas no arquipélago, a predação de ovos e aves pelos habitantes foi relevante, conforme relatado por Murphy (1924) e Hazevoet (1995). Durante as duas semanas em que Murphy (1924) permaneceu no ilhéu de Raso, observou a matança de 3000 Cagarras pelos pescadores. O abate de milhares de aves marinhas neste ilhéu durante o período reprodutivo foi comum até 2006/07, principalmente por pescadores das ilhas de Santo Antão, São Vicente e São Nicolau (Rendall & Pile 2007), quando a ONG Biosfera iniciou campanhas de proteção e monitoramento (Melo, 2011).

A BirdLife International (2019) relata que a população de Phaethontiformes e Suliformes nos ilhéus Rombo diminuiu drasticamente nos últimos 100 anos devido à

excessiva predação humana. Murphy (1924) refere-se a milhares de indivíduos que habitam os ilhéus em 1922, no início dos anos 50 ainda havia muitas centenas. Entre 1986 e 1990, havia apenas 50 pares de Alcatraz e 5 a 10 pares de Rabo-de-junco (Hazevoet, 1995) e atualmente não há registo de Alcatraz. No ilhéu de Cima, confirmamos a captura Rabo-de-junco por humanos e descobrimos ferramentas para capturar outras espécies de aves marinhas (p.e. Cagarra) em Curral Velho em 2019. Apesar dos esforços recentes de conservação, ainda existem relatos recentes de predação humana e vandalismo de Rabo-de-junco nas ilhas do Sal e da Boavista, de Gongon nas ilhas de Fogo e Santo Antão (Ratcliffe *et al.*, 2000) da Cagarra e Alcatraz (Tosco, 2000; López-Suárez, 2012).

Durante este estudo, registamos a predação de filhotes de Cagarra no ilhéu de Raso e o Pedreiro-azul no ilhéu de Cima pelo caranguejo-fantasma *Ocypode cursor*. A predação de aves marinhas pelo caranguejo-fantasma foi historicamente relatada por Murphy (1924), que relata que as espécies poderiam passar a noite toda predando aves marinhas e argumentando que os caranguejos poderiam sobreviver principalmente da carne das aves marinhas. Os ovos de Pedreiro e do João Preto também foram predados pela lagartixa gigante *Tarentola gigas* nos ilhéus de Raso e Branco. De fato, Lopes *et al.*, (2019) confirmaram a presença de DNA de Cagarra, João Preto e Rabo-de-junco nas amostras de fezes da lagartixa gigante. A aparente predação de ovos e filhotes de Pedreiro, João Preto, Rabo-de-junco e Cagarra pelo Corvo *Corvus ruficollis* e o Francelho *Falco tinnunculus neglectus* no ilhéu Raso ainda não foram confirmados (Isabel Rodrigues, com. pess.). O Guincho *Pandion haliaetus* no ilhéu Raso parece preda Pedreiro, João Preto e Cagarra, porque restos dessas espécies foram encontrados em ninhos dessa espécie.

Erupções vulcânicas também podem causar alterações no habitat de espécies de aves marinhas na ilha do Fogo. Registos históricos de erupções vulcânicas na ilha do Fogo de 1500 a 2014 mostram que houve cerca de 31 eventos (INE, 2018). No entanto, somente para a erupção de 1995 há referência da destruição de área de nidificação de Gongon (Hazevoet, 1995; Ratcliffe *et al.*, 2000). No entanto, não temos provas de que os ninhos sejam destruídos na erupção mais recente da ilha (2014), embora isso possa ter acontecido no passado.

Um novo especto da interferência humana é a introdução de eletricidade (e luz artificial) nos locais mais remotos das ilhas de Cabo Verde. Em 2017, cerca de 90% da população residente já tinha acesso à eletricidade (INE, 2017). No passado, os residentes do arquipélago costumavam fazer fogueiras para atrair aves marinhas ao retornar às colónias (Ratcliffe *et al.*, 2000), a semelhança do arquipélago dos Açores (Monteiro *et al.*, 1996). A

poluição luminosa afeta as populações de aves marinhas a nível global e pode contribuir para o declínio efetivo dessas populações atraídas pela iluminação pública (Le Corre, 2008; Rodríguez *et al.*, 2015ab; Rodríguez *et al.*, 2017b). Em Cabo Verde, as aves marinhas que se desorientam com a iluminação podem, após o pouso, ser capturadas por mamíferos introduzidos (p.e. gatos) ou por seres humanos (Ratcliffe *et al.*, 2000; African Bird Club, 2020). A iluminação pública pode atrapalhar a trajetória do Gongon em seu retorno às colónias reprodutivas, e também pode restringir a disponibilidade de habitat de nidificação (Militão *et al.*, 2017).

Atualmente, as aves marinhas no arquipélago de Cabo Verde continuam a enfrentar as mesmas ameaças relatadas no passado por Hazevoet (1995), embora a predação humana pareça ter diminuído. A predação por mamíferos exóticos ainda é perceptível, especialmente por ratos e gatos na ilha de Santa Luzia (Medina *et al.*, 2012; Oliveira *et al.*, 2013), gatos em todas as ilhas onde o Gongon nidifica e cães na ilha do Sal (dados não publicados). Recentemente, macacos verdes *Chlorocebus sabaues* foram introduzidos próximo das colónias de nidificação de Gongon em Santiago e Fogo, o que representa outra ameaça à lista. No geral, são necessários mais estudos para medir o impacto das espécies invasoras introduzidas sobre as colónias de aves marinhas. Em geral, a atual distribuição e abundância de aves marinhas no arquipélago é o resultado de uma combinação de fatores como ameaças (predação humana, modificação de habitat e introdução de espécies invasoras) e características do habitat (elevação, distância das áreas florestais, litoral, povoados e declive).

### **Prespectivas futuras**

Estamos confiantes de que os dados históricos incluídos neste trabalho representam uma compilação exaustiva do conhecimento disponível sobre a distribuição histórica de aves marinhas em Cabo Verde. No entanto, mapeando as atuais necessidades de distribuição e abundância (1) mais prospeções e contagens de vocalizações noturnas em voo nas ilhas do Sal, Boavista, Maio, Santiago, Fogo e Brava, para confirmar se os padrões de abundância encontrados para as ilhas do Norte são semelhantes aos nas ilhas do Sul; (2) implantação de unidades registradoras automáticas (ARUs) em ilhas / locais onde foram relatadas maiores abundâncias relativas, para calcular a abundância das diferentes espécies de aves marinhas a partir das taxas de vocalizações; (3) implantação de ARUs em áreas menos prospectadas, mas com características de habitat adequadas para a ocorrência de espécies de aves marinhas

(p.e. falésias mais íngremes); (4) prospeções mais detalhadas das áreas de reprodução e contagem de ninhos em todas as ilhas e ilhéus; (5) estimativas populacionais por métodos de captura, marca-recaptura, em particular para espécies pequenas, como Pedreirinho, cujos ninhos são difíceis de encontrar ou contar.

**Anexo A.** Registos históricos usados para elaborar mapa da distribuição histórica e atual de aves marinhas no arquipélago de Cabo Verde. 1) Distribuição histórica (informações de expedições históricas, dados de museus e literatura científica até 1995) e 2) Distribuição atual (registos após 1995).

<b>1) Distribuição histórica de aves marinhas</b>						
<b>Anos</b>	<b>Expedição / Estudo</b>	<b>Áreas</b>	<b>Espécies</b>	<b>Confirmação de reprodução (Sim, Não)</b>	<b>Abundância / tendências qualitativas</b>	<b>Referências</b>
1783 - 1796	Expedição de João da Silva Feijó ao arquipélago de Cabo Verde. Observação de campo	Ilha do Fogo	<i>Sula leucogaster</i>	Não	Sem informação	Roque & Torrão (2013)
1852 - 1856	Referência às áreas de ocorrência de aves no arquipélago de Cabo Verde. Observação de campo	Ilha da Brava, ilhéus Branco e Raso	<i>Calonectris edwardsii</i>	Não	Sem informação	Bolle (1856)
		Ilhéu Raso	<i>Bulweria bulwerii</i>	Não	Sem informação	
		Ilhéu Branco	<i>Pelagodroma marina aedesorum</i>	Não	Sem informação	
		Ilha de Santiago (Porto da Praia) e ilhéu de Rabo de Junco (Sal)	<i>Phaethon aethereus</i>	Não	Sem informação	
		Ilhas de Santiago (Ponta de Alcatraz), Brava, Fogo e ilhéus Rombo	<i>Sula leucogaster</i>	Não	Sem informação	
		Ilhéus de Pássaros (São Vicente)	<i>Fregata magnificens</i>	Não	Sem informação	
1865	Observação ornitológica nas ilhas de Santo Antão, São Vicente, São Nicolau e Santiago.	Ilha de Santiago	<i>Phaethon aethereus</i>	Não	Sem informação	Keulemans (1866)
		Ilhas de Santo Antão, São Nicolau, ilhéu de Pássaros (São Vicente)	<i>Fregata magnificens</i>	Não	Principal população do arquipélago no ilhéu dos Pássaros	
1883	Expedições de Milne-Edwards, Alphonsao arquipélago de Cabo Verde. Material coletado: aves marinhas	Ilhéu Branco	<i>Calonectris edwardsii</i>	Não	Sem informação	MNHN – Paris (2018)
1884	Expedição de Talisman ao arquipélago de Cabo Verde. Material coletado: aves marinhas	Ilhéu Branco (16° 39' 33.1812" N; 24° 40' 15.6036" O)	<i>Calonectris edwardsii</i>	Não	Sem informação	MNHN – Paris (2018)
1898	Exploração de aves e répteis no arquipélago de Cabo Verde. Lista de espécies com contribuição de Francisco Newton,	Ilha da Brava e ilhéu Raso	<i>Calonectris edwardsii</i>	Não	Sem informação	Bocage (1902)
		Ilhéu Raso	<i>Bulweria bulwerii</i>	Não	Sem informação	
		Ilha de São Nicolau	<i>Pterodroma feae</i>	Não	Sem informação	

1912 - 1922	Observação ornitológica no arquipélago de Cabo Verde.  A lista sistemática de aves do arquipélago de Cabo Verde com base nos escritos de Bocage, Bolle, Dohrn, Keulemans e Salvadori	Ilha da Brava, ilhéus Rombo e Branco	<i>Calonectris edwardsii</i>	Sim	População mais abundante na ilha de Raso (Correia)	Murphy, 1924
		Ilhéus Rombo (Cima) e Raso	<i>Bulweria bulwerii</i>	Sim	Sem informação	
		Ilhas de São Nicolau e Brava, ilhéus de Branco, Raso, Branco e Rombo (Cima)	<i>Hydrobates jabejabe</i>	Sim	Sem informação	
		Ilhéus de Branco e Rombo	<i>Pelagodroma marina aedesorum</i>	Sim	Dezoito indivíduos no ilhéu de Cima (Correia)	
		Ilhas de São Antão <sup>1</sup> , São Nicolau e Fogo	<i>Pterodroma feae</i>	Sim	Muitos bandos	
		Ilhas de Fogo, Santiago, ilhéus de Raso, Branco e Rombo (Cima)	<i>Puffinus lherminieri boydi</i>	Sim	Sem informação	
		Ilhas de São Vicente, Sal, Boavista, Santiago, ilhéus de Raso e Rombo	<i>Phaethon aethereus</i>	Sim	Reproduzem em pequenos números em buracos e fendas de rochas	
		Ilhas de São Antão, São Vicente, São Nicolau, Sal, Santiago e Brava, ilhéus de Rombo e Raso	<i>Sula leucogaster</i>	Sim	Existem milhares	
1951	Observações ornitológicas no arquipélago de Cabo Verde.  Observações ornitológicas e relatório de outros pesquisadores (p.e. Bannerman 1930-51, Murphy, 1924)	Ilhas da Brava <sup>1</sup> , Santiago <sup>2</sup> , ilhéu de Raso <sup>1</sup>	<i>Calonectris edwardsii</i>	1-Sim 2-Não	Sem informação	Bourne (1955)
		Ilhéus de Raso e Rombo (Cima)	<i>Bulweria bulwerii</i>	Sim	Sem informação	
		Ilhas de Santo Antão <sup>2</sup> , São Nicolau <sup>2</sup> , Santiago <sup>2</sup> , ilhéus de Raso <sup>1</sup> , Branco <sup>1</sup> e Rombo (Cima) <sup>1</sup>	<i>Hydrobates jabejabe</i>	1-Sim 2-Não	Sem informação	
		Ilhéus de Branco e Rombo (Cima)	<i>Pelagodroma marina aedesorum</i>	Sim	Sem informação	
		Ilhas de São Antão (Ribeira Grande), São Nicolau (Ribeira Brava), Santiago (São Domingos, Órgãos, Picos, Serra	<i>Pterodroma feae</i>	Sim	Sem informação	

		Malagueta, Santa Ana) e Fogo				
		Ilhas de Santo Antão <sup>2</sup> , São Vicente <sup>2</sup> , São Nicolau <sup>2</sup> , Sal <sup>2</sup> , Boavista <sup>2</sup> , Brava <sup>1</sup> Raso <sup>1</sup> e ilhéus Rombo (Cima) <sup>1</sup>	<i>Puffinus lherminieri boydi</i>	1-Sim 2- Não	Várias dúzias de aves visitaram ilhéu de Cima depois de escurecer, de 28 a 30 de Agosto	
		Ilhas de São Antão, São Vicente, São Nicolau, Sal, Boavista, Santiago, Fogo e Brava, ilhéus de Raso, Branco, Rombo (Cima e Grande)	<i>Phaethon aethereus</i>	Sim	≤1000 pares	
		Ilhas de São Antão, São Vicente, São Nicolau, Sal, Boavista, Santiago (Baia do Inferno), Brava, ilhéus de Rombo (Cima) e Raso	<i>Sula leucogaster</i>	Sim	≤1000 pares	
		Ilha de São Antão <sup>2</sup> , São Vicente <sup>2</sup> , São Nicolau <sup>2</sup> , Sal <sup>1</sup> , Santiago <sup>2</sup> e Boavista <sup>1</sup>	<i>Fregata magnificens</i>	1-Sim 2-Não	Sem informação	
1963	Expedições de René de Naurois ao arquipélago de Cabo Verde. Material coletado: Aves marinhas	Ilhéus de Rombo (Cima)	<i>Bulweria bulwerii</i>	Não	Sem informação	MNHN – Paris (2018)
		14° 58' 0.012" N; 24° 40' 0.012" O	<i>Hydrobates jabejabe</i>	Não	Sem informação	
		Ilhéu de Rombo (Cima) e Raso	<i>Puffinus lherminieri boydi</i>	Não	Sem informação	
1961 -1965	Exploração em Cabo Verde sobre avifauna, endemismos e ecologia.	Ilha de Santo Antão <sup>1</sup> , Brava <sup>1</sup> , Ilhéus de Branco <sup>1</sup> , Raso <sup>1</sup> , Curral Velho <sup>2</sup> (Boavista)	<i>Calonectris edwardsii</i>	1-Sim 2-Não	Vários milhares de pares	Naurois (1969)
		Ilhéus de Rombo I (Cima)	<i>Bulweria bulwerii</i>	Sim	Dezenas de pares	
		Ilhéus de Rombo <sup>1</sup> , Branco <sup>1</sup> , Raso <sup>2</sup> e Pássaros <sup>1</sup> (Boavista)	<i>Hydrobates jabejabe</i>	1-Sim 2- Não	As populações de <i>Hydrobates jabejabe</i> estão com as do <i>Pelagodroma marina</i> na proporção de 1 a 100 (ou menos)	
		Ilhéus de Rombo, Laje Branca (Maio) e Pássaros (Boavista)	<i>Pelagodroma marina aedesorum</i>	Sim	Sem informação	
		Ilhas de São Antão (Alto Mira, Paúl), Santiago e Fogo (Chã das Caldeiras)	<i>Pterodroma feae</i>	Sim	Sem informação	

		Ilha de Santiago (no centro, 15 km da costa e 500 m altitude), ilhéus de Branco, Rombo, Raso e Curral Velho (Boavista)	<i>Puffinus lherminieri boydi</i>	Sim	Poucos milhares	
		Ilhas de Boavista, Santiago, Brava, ilhéus de Rombo, Rabo de Junco (Sal)	<i>Phaethon aethereus</i>	Sim	<1000	
		Ilhas de São Vicente, Santiago (Baía de Inferno), Fogo, Sal e Brava, ilhéus de Rombo, Curral Velho, Baluarte (Boavista) e Raso	<i>Sula leucogaster</i>	Sim	<2000 aves	
		Ilhéus de Curral Velho e Baluarte (Boavista)	<i>Fregata magnificens</i>	Sim	10 – 12 pares	
1970	Expedição de René de Naurois ao arquipélago de Cabo Verde. Material coletado: aves marinhas	Ilhéus de Raso (16° 37' 6.6" N; 24° 35' 9.6" O) e Branco	<i>Bulweria bulwerii</i>	Não	Sem informação	MNHN – Paris (2018)
		Ilhéu Branco (16° 39' 33.1812" N; 24° 40' 15.6036" O)	<i>Hydrobates jabejabe</i>	Não	Sem informação	
1969, 1970 e 1972	Catálogo sistemático relata o material ornitológico coletado no arquipélago de Cabo Verde, durante as prospeções realizadas pelo Centro Zoológico de Lisboa.  Para cada espécie, as menções são feitas pelo nome científico e vernacular, número de registo, sexo, ameaças no arquipélago e período de reprodução das espécies. Material coletado: aves marinhas,	Ilhas de São Antão, Brava, ilhéus de Branco, Raso e Curral Velho (Boavista)	<i>Calonectris edwardsii</i>	Sim	Sem informação	Frade (1976)
		Ilhéus de Branco, Raso, Pássaros (Boavista) e Rombo	<i>Hydrobates jabejabe</i>	Sim	Sem informação	
		Ilhéus de Branco, Pássaros (Boavista), Rombo (Grande, Cima), Laje Branca (norte da ilha do Maio)	<i>Pelagodroma marina aedesorum</i>	Sim	Sem informação	
		Ilha de Santiago, ilhéus de Rombo, Branco, Raso e Curral Velho (Boavista)	<i>Puffinus lherminieri boydi</i>	Sim	Sem informação	
		Ilhas da Boavista, Santiago, Brava, ilhéus de Rabo de Junco (Sal) e Rombo	<i>Phaethon aethereus</i>	Sim	Sem informação	
		Ilhas de São Vicente, Santiago, Fogo, Raso, Curral Velho (Boavista) e Rombo	<i>Sula leucogaster</i>	Sim	Sem informação	

22 de Novembro de 1986 a 15 de Fevereiro de 1987.	Observações ornitológicas no arquipélago de Cabo Verde	Ilha de Santiago (Praia)	<i>Phaethon aethereus</i>	Não	Sem informação	Bruyn & Koedijk (1990)
		Ilhas de Santo Antão, Sal, Boavista, Maio, Santiago, Fogo, Brava, Vicente (entre Salamansa e Baía das Gatas) e São Nicolau	<i>Sula leucogaster</i>	Não	Sem informação	
		Ilhas da Boavista e Maio (Ponta Banconi)	<i>Fregata magnificens</i>	Não	Sem informação	
1990	Análise de fósseis de aves marinhas encontradas na ilha do Sal.	Ilha do Sal	<i>Calonectris edwardsii</i>	Não	Sem informação	Boessneck & Kinzelbach (1993)
		Ilha do Sal	<i>Pelagodroma marina aedesorum</i>	Não	Sem informação	
		Ilha do Sal	<i>Puffinus lherminieri boydi</i>	Não	Sem informação	
		Ilha do Sal	<i>Sula leucogaster</i>	Não	Sem informação	
		Ilha do Sal	<i>Fregata magnificens</i>	Não	Sem informação	
1986 - 1992	Revisão sobre as informações existentes das aves marinhas no arquipélago de Cabo Verde. Apresenta novos dados de pesquisa para cada espécie reprodutora, tamanhos populacionais passados e presentes e tendências atuais e descreve um plano de manejo para a conservação e proteção da comunidade de aves marinhas.	Ilhas de Santo Antão <sup>1</sup> , São Nicolau <sup>1</sup> , Sal <sup>2</sup> , Santiago <sup>1</sup> e Brava <sup>1</sup> , Ilhéus de Raso <sup>1</sup> , Branco <sup>1</sup> , Curral Velho <sup>1</sup> (Boavista)	<i>Calonectris edwardsii</i>	1-Sim 2-Não	10000 pares	Hazevoet (1994)
		Ilhéus de Rombo (Cima) e Raso	<i>Bulweria bulwerii</i>	Sim	100 pares	
		Ilhas de São Antão <sup>2</sup> , Santiago <sup>2</sup> e Brava <sup>2</sup> , Ilhéus de Branco <sup>1</sup> , Raso <sup>1</sup> , Curral Velho <sup>1</sup> , Pássaros <sup>1</sup> (Boavista), Rombo (Luiz Carneiro <sup>1</sup> e Cima <sup>1</sup> )	<i>Hydrobates jabejabe</i>	1-Sim 2-Não	>1000 pares	
		Ilhéus de Branco <sup>1</sup> , Pássaros <sup>2</sup> , Rombo (Cima) <sup>1</sup> e Laje Branca <sup>1</sup> (Maio)	<i>Pelagodroma marina aedesorum</i>	1-Sim 2-Não	<10000 pares	
		Ilhas de São Antão (Ribeira Grande, Alto Mira, Paúl), São Nicolau (Monte Cintenha), Santiago (Lagoa de São Domingos, Monte Pico de António, Órgãos) Fogo (Chã das Caldeiras)	<i>Pterodroma feae</i>	Sim	500 pares	
		Ilhas de São Antão (Ribeira Grande <sup>2</sup> ), São Vicente, São Nicolau, Santiago, Fogo, ilhéus de Branco, Raso,	<i>Puffinus lherminieri boydi</i>	1-Sim 2-Não	5000 pares	

		Curral Velho (Boavista) e Rombo (Cima)				
		Ilhas do Sal <sup>1</sup> , Boavista <sup>1</sup> , Santiago <sup>1</sup> e Brava <sup>2</sup> , ilhéus de Rombo (Cima <sup>1</sup> , Luiz Carneiro <sup>2</sup> ) e Raso <sup>1</sup>	<i>Phaethon aethereus</i>	1-Sim 2-Não	<100 pares	
		Ilhas de São Antão <sup>2</sup> , São Vicente <sup>1</sup> , Sal <sup>1</sup> , Boavista <sup>2</sup> , Santiago <sup>1</sup> e Brava <sup>1</sup> , Ilhéus de Raso <sup>1</sup> , Baluarte <sup>1</sup> , Curral Velho <sup>1</sup> (Boavista), Rombo, (Cima <sup>1</sup> e Luiz Carneiro <sup>2</sup> )	<i>Sula leucogaster</i>	1-Sim 2-Não	750 pares	
		Ilhéus de Curral Velho e Baluarte (Boavista)	<i>Fregata magnificens</i>	Sim	5 pares	
1988 - 1993	<p>Livro sobre distribuição, tamanho da população e ameaças que as aves marinhas sofrem nas Ilhas Cabo Verde.</p> <p>Observações visuais, relatórios de pesquisadores e ornitólogos anteriores (p.e., Macgillivray, 1852; Keulemans, 1866; Alexander, 1898; Ledant, 1988).</p>	Ilhas de Santo Antão, São Nicolau (Ponta Tapadinho e Fundo de Dagu), Sal, Santiago (Porto Rincão e Ribeira da Barca), Brava, ilhéus de Branco, Raso, Rabo de Junco, Curral Velho (Boavista)	<i>Calonectris edwardsii</i>	Sim	Vários milhares de pares	Hazevoet (1995)
		Ilhéus de Raso e Rombo (Cima)	<i>Bulweria bulwerii</i>	Sim	≤ 100 pares	
		Santo Antão <sup>2</sup> , Santiago <sup>2</sup> , ao longo da costa da Brava <sup>1</sup> e São Nicolau <sup>1</sup> , ilhéus de Rombo (Cima <sup>1</sup> , Luís Carneiro <sup>1</sup> ), Branco <sup>1</sup> e Raso <sup>1</sup> , Laje Branca <sup>2</sup>	<i>Hydrobates jabejabe</i>	1-Sim 2-Não	≤ 1000 pares	
		Ilha do Sal (subfossil), ilhéus de Rombo (Grande e Cima), Branco, Pássaros (Boavista), Laje Branca (Maio)	<i>Pelagodroma marina aedesorum</i>	Sim	5000 -10000 pares	

Ilhas de Santiago (Monte Pico António, Santa Ana, São Domingos, Órgão, Rui Vaz, Lagoa de São Domingos), Fogo (Chã das Caldeiras), Santo Antão (Ribeira Grande, Alto Mira, Paúl) e São Nicolau (Montanha de Fajã, Monte Gordo)	<i>Pterodroma feae</i>	Sim	500 -1000 pares
Ilhas de Santiago (Santa Cruz, São Jorge dos Órgãos) <sup>1</sup> , Fogo <sup>2</sup> , Brava, Santo Antão (Ribeira grande) <sup>2</sup> , São Vicente (Monte Verde) <sup>2</sup> , São Nicolau (Ribeira Brava, montanha de Fajã e Fregata) <sup>2</sup> , ilhéus de Curral Velho <sup>1</sup> (Boavista), Rombo (Cima) <sup>1</sup> , Raso <sup>1</sup> e Branco <sup>1</sup>	<i>Puffinus lherminieri boydi</i>	1-Sim 2-Não	Vários milhares de pares
Ilhas de Santiago (Praia, Porto Mosquito e Baía do Inferno) e Brava, Ilhéus de Rombo (Cima e Luiz Carneiro), Raso, (Curral Velho (Boavista) e Rabo de Junco (Sal)	<i>Phaethon aethereus</i>	Sim	100 -125 pares
Ilhas de Santo Antão (Monte Trigo) <sup>2</sup> , Santiago (Baía do Inferno) <sup>1</sup> , Fogo <sup>2</sup> , Brava (Furna, Porto dos Ferreiros) <sup>1</sup> , ilhéus de Rombo (Cima e Luís Carneiro) <sup>1</sup> , Baluarte <sup>1</sup> (Boavista), Pássaros <sup>2</sup> (São Vicente), Rabo de Junco (Sal) <sup>1</sup>	<i>Sula leucogaster</i>	1-Sim 2-Não	≤ 1000 pares
Ilhéus de Curral Velho <sup>1</sup> , Baluarte <sup>1</sup> e Sal Rei <sup>2</sup> (Boavista)	<i>Fregata magnificens</i>	1-Sim 2-Não	≤ 5 pares

## 2) Distribuição atual de aves marinhas

Anos	Expedição/estudos	Áreas	Espécies	Confirmação de reprodução (Sim, Não)	Abundância / tendências qualitativas	Referências
1996	Relatório sobre observações ornitológicas no arquipélago de Cabo Verde.	Ilha Santo Antão (Ponta do Sol)	<i>Calonectris edwardsii</i>	Não	Ponta do Sol > 100	Hazevoet (1997)
		Ilhéus de Raso e Rombo (Cima)	<i>Bulweria bulwerii</i>	Sim	≤ 100 pares	
		Ilhas de Santo Antão (Ribeira Grande, Ponta do Sol), São Nicolau (Estancia Brás)	<i>Pterodroma feae</i>	Sim	Ribeira Grande > 100; Ponta do Sol 20; Estância Brás > 10	
		Ilhas de Sal (Ponta Fregata), Boavista (Ponta do Sol), Santiago (Praia), ilhéus de Rabo de Junco (Sal), Raso	<i>Phaethon aethereus</i>	Sim	≤ 100 pares	
		Ilhéus de Raso, Rabo de Junco (Sal)	<i>Sula leucogaster</i>	Sim	150 - 200 aves	
		Ilha da Boavista	<i>Fregata magnificens</i>	Sim	5 pares	
1997	Observação de pássaros no arquipélago de Cabo Verde	Ilhéu Raso	<i>Bulweria bulwerii</i>	Sim	3 aves (31 de Julho)	Geniez & Lopez-Jurado (1998)
		Ilhéu Raso	<i>Hydrobates jabejabe</i>	Sim	2 aves (25 de setembro)	
		Ilhéu Raso	<i>Phaethon aethereus</i>	Sim	8 pares (31 de julho 31 e 26 de setembro)	
		Perto do ilhéu de Sal Rei (Boavista)	<i>Fregata magnificens</i>	Não	Uma ave voando (11 -18 julho)	
1999	Relatório sobre observações ornitológicas no arquipélago de Cabo Verde.  Relatório de observações de campo e de outros pesquisadores e ornitólogos (p.e. Clifford 'Bud' Anderson, Rubén Barone, Tony Clarke, Kris De Rouck, Tim Dodman, Hugues Dufourny).	Ilhas de Santo Antão (Ponta do Sol, Vila da Ribeira Grande), São Nicolau, Santiago e Fogo	<i>Pterodroma feae</i>	Sim	Ponta do Sol 50-300 (25 e 26 fevereiro); Vila da Ribeira Grande 140 (27 fevereiro). 40 e 20 Ponta do Sol (12 e 13 março)	Hazevoet (1999)
		Ilha da Boavista (Ponta Rincão) e norte do ilhéu de Sal Rei e ilhéu de Curral Velho	<i>Phaethon aethereus</i>	Não	140 – 160 pares	
1999	Observações ornitológicas no arquipélago de Cabo Verde.	Ilhéu de Curral Velho (Boavista)	<i>Phaethon aethereus</i>	Sim	Sem informação	Dufourny (1999)
		Ilhéu de Curral Velho (Boavista)	<i>Sula leucogaster</i>	Sim	Sem informação	
		Ilhéu de Curral Velho (Boavista)	<i>Fregata magnificens</i>	Não	Sem informação	

Abril de 1999	Observação ornitológica em Cabo Verde (Santo Antão, São Vicente, São Nicolau, Sal e Boavista).	Ilhas de Santo Antão (Ribeira Grande <sup>2</sup> ), São Vicente <sup>2</sup> , São Nicolau <sup>1</sup> , Boavista <sup>1</sup> , Santiago <sup>1</sup> , Brava <sup>1</sup> , Ilhéus de Rabo de Junco (Sal) <sup>1</sup> , Branco <sup>1</sup> , Raso <sup>1</sup>	<i>Calonectris edwardsii</i>	1-Sim 2- Não	10000 pares.  Observação de 35 aves no mar entre Santo Antão e São Vicente.	Tosco <i>et al.</i> , (1999)
		Ilhas de Santo Antão <sup>2</sup> , São Vicente <sup>2</sup> , Santiago <sup>1</sup> e Boavista <sup>1</sup> , ilhéus de Branco <sup>1</sup> e Raso <sup>1</sup>	<i>Puffinus lherminieri boydi</i>	1- Sim 2- Não	Uma ave observado	
		Ilha de São Nicolau Island <sup>2</sup> e ilhéu de Raso <sup>1</sup>	<i>Sula leucogaster</i>	1-Sim 2- Não	125 pares. Uma ave voando perto de São Nicolau	
2000	Censos de Gongon no arquipélago de Cabo Verde.  Contagem de vocalizações noturna.	Ilhas de Santo Antão (Ribeira Grande, Fajã dos Cumes, Ribeira da Torre, Ribeira do Paúl, Ribeira Fria, Escabeçada, Alto Mira, Chã do Norte, Carvoeirinho, Topo Biôro), São Nicolau (Monte Deserto, Monte Sentinho, Ribeira Funda e Ribeira da Covoada), Santiago e Fogo (Topo, Cabeça Turil, Chã das Caldeiras)	<i>Pterodroma feae</i>	Sim	Ilha de Santo Antão (200 pares), São Nicolau (30 pares) e Fogo (80 pares)	Ratcliffe <i>et al.</i> , (2000)
1999	Revisão da reprodução de aves em Cabo Verde, com base nos trabalhos Hazevoet (1995, 1996, 1997, 1998 e 1999) e observação ornitológica do autor nas ilhas de Cabo Verde.	Ilhas de Santo Antão, São Nicolau, Sal, Boavista, Santiago e Brava, ilhéus de Raso e Branco	<i>Calonectris edwardsii</i>	Sim	<10000 pares	Tosco <i>et al.</i> , (2000)
		Ilhéus de Rombo (Cima) e Raso	<i>Bulweria bulwerii</i>	Sim	>100 pares	
		Ilhéus de Branco, Raso, Pássaros, Curral Velho (Boavista) e Rombo.	<i>Hydrobates jabejabe</i>	Sim	Mais de mil	
		Ilhéus de Branco, Pássaros (Boavista), Laje Branca (Maio) e Rombo.	<i>Pelagodroma marina aedesorum</i>	Sim	5000 -10000 pares	
		Santo Antão, São Nicolau, Santiago e Fogo	<i>Pterodroma feae</i>	Sim	Sem informação	
		Ilhas principais, exceto ilhas do Sal e Maio	<i>Puffinus lherminieri boydi</i>	Sim	Sem informação	

		Ilhas de Sal, Boavista, Santiago, Brava, ilhéus de Raso e Rombo	<i>Phaethon aethereus</i>	Sim	125 pares	
		Ilhas principais, exceto Santo Antão, São Vicente, São Nicolau, Maio e Fogo	<i>Sula leucogaster</i>	Sim	1000 pares	
		Ilhéus de Curral Velho e Baluarte	<i>Fregata magnificens</i>	Sim	5 pares	
1999-2002	Observação ornitológica no arquipélago de Cabo Verde.	Ilha de Santo Antão (pequena colónia ao longo da costa, 3 km à norte de Tarrafal)	<i>Phaethon aethereus</i>	Não	10 pares	Hazevoet (2003)
1999 à maio de 2006	Relatório sobre habitat de nidificação e falha reprodutiva de aves de <i>Fregata magnificens</i> nas ilhas Cabo Verde.  Monitorado a partir do verão de 1999 até maio de 2006.	Ilhéus de Baluarte e Curral Velho (Boavista)	<i>Fregata magnificens</i>	Sim	4-5 aves	López-Suárez <i>et al.</i> , (2005)
Julho de 2005	Relatório sobre a observação sistemática no mar e a contagem de Cagarra no período de 20 a 27 de Julho de 2005. Os maiores números foram contados horas antes de o pôr-do-sol e a direção principal do voo era leste.	Ilha de Santo Antão (Ponta do Sol, 17°12'00"N, 25°05'23"W)	<i>Calonectris edwardsii</i>	Não	6653 aves	Horsssen (2006)
2008 - 2012	Pequena nota sobre ocorrência de <i>Fregata magnificens</i> em Cabo Verde.	Ilhéus de Curral Velho e Baluarte (Boavista)	<i>Fregata magnificens</i>	Não	1-3 aves	López-Suárez <i>et al.</i> , (2012)
2012	Pequena nota sobre a possível reprodução de <i>Hydrobates jabejabe</i> em Santa Luzia.	Ilhas de Santiago (Baía do Inferno Baía) e Santa Luzia	<i>Hydrobates jabejabe</i>	Não	Sem informação	Oliveira <i>et al.</i> , (2013)
2012-2014	Dados sobre o <i>status</i> e a distribuição de aves residentes e migrantes no arquipélago de ilhas Cabo Verde.	Ilhéu de Curral Velho (Boavista)	<i>Fregata magnificens</i>	Não	3 aves	Hazevoet (2014)
2015	Livro sobre Geologia, Geografia, Presença Humana, Oceanografia,	Ilhéus de Raso e Branco	<i>Calonectris edwardsii</i>	Sim	Sem informação	Hazevoet (2015)
		Ilhéus de Raso e Branco	<i>Bulweria bulwerii</i>	Sim	Sem informação	

	Biodiversidade Marinha, Vegetação, Répteis terrestres e aves reprodutoras, de Desertas (Ilha Santa Luzia, Ilhéus de Raso e Branca)	Ilha de Santa Luzia <sup>2</sup> , ilhéus de Raso e Branco <sup>1</sup>	<i>Hydrobates jabejabe</i>	1-Sim 2- Não	Sem informação	
		Ilhéus de Branco	<i>Pelagodroma marina aedesorum</i>	Sim	Sem informação	
		Ilhéus de Raso e Branco	<i>Puffinus lherminieri boydi</i>	Sim	Sem informação	
		Ilhéus de Raso	<i>Phaethon aethereus</i>	Sim	Sem informação	
		Ilhéus de Raso	<i>Sula leucogaster</i>	Sim	Sem informação	
Agosto a Dezembro de 2016	Censo demográfico, distribuição e medidas biométricas de <i>Phaethon aethereus</i> no ilhéu Raso	Ilhéus de Raso	<i>Phaethon aethereus</i>	Sim	100 pares	Santos <i>et al.</i> , (2017)
2016	Artigo ornitológico sobre possíveis áreas de nidificação do <i>Phaethon aethereus</i> e <i>Sula leucogaster</i> na ilha de São Nicolau.	Ilha de São Nicolau (Ponta Barroso)	<i>Phaethon aethereus</i>	Não	18 aves	Martins <i>et al.</i> , 2017
		Ilha de São Nicolau (Baía da Chacina)	<i>Sula leucogaster</i>	Não	1 ave	
2007 - 2016	Artigo científico sobre tamanho da população, biologia reprodutiva e ameaças em terra que Gongon enfrenta na ilha do Fogo.  Tamanho da população com base na captura-marca-recaptura usando redes de neblina.	Fogo (Chã das Caldeiras, Bordeira, Monte Preto, Achada Grande - Mosteiros e Fernão Gomes-Monte Velha)	<i>Pterodroma feae</i>	Sim	293 aves	Militão <i>et al.</i> , 2017

**Nota:** Número um (1) representa áreas com reprodução confirmada de aves marinhas e o número dois (2) áreas que não foram confirmadas reprodução de aves marinhas.

## Referências

- Bocage, J. V. (1902) Aves e répteis de Cabo Verde. *Journal Sciencias Mathematicas Physicas E Naturaes*, 6: 206-210.
- Boessneck, J., and Kinzelbach, R. (1993) Ein prähistorischer Brutplatz von Seevögeln auf der Insel Sal (Kapverden). *Journal Fur Ornithologie*, 134: 245-271.
- Bolle, C. (1856) Die Vogelwelt auf den Inseln des grünen Vorgebirges. *Journal fur Ornithologie*, 4: 17-31.
- Bourne, W. R. (1955) The Birds of the Cape Verde Islands. *Ibis*, 97: 508-556.
- Bruyn, D. D., and Koedijk, O. (1990) Bird watching during the Great Drought on the Cape Verde Islands. *Courier Forschungsinst Senckenberg*, 129: 191-196
- Dufourny, H. (1999) White-tailed Tropicbird in Cape Verde Islands in February 1999. *Dutch Birding* 21: 254-255.
- Frade, F. (1976) Aves do arquipélago de Cabo Verde (Coleção do Centro de Zoologia da J. I. C. V.). *Garcia de Orta, Série Zoologia*, 5: 47-58.
- Geniez, P., and Lopez-Jurado, L. F. (1998) Nouvelles observations ornithologiques aux îles du CapVert. *Alauda*, 66: 307-311.
- Hazevoet, C. J. (1994) Status and conservation of seabirds in the Cabo Verde Islands. *BirdLife Conservation Series*, 279-293.
- Hazevoet, C. J. (1995) *The Birds of the Cape Verde Islands. Check-list No. 13*. British Ornithologists' Union, Tring.

- Hazevoet, C. J. (1997) Notes on distribution, conservation, and taxonomy of birds from the Cape Verde Islands, including records of six species new to the archipelago. *Bulletin Zoologisch Museum*, 15: 89-100.
- Hazevoet, C. J. (1999) Fourth report on birds from the Cape Verde Islands, including notes on conservation and records of 11 taxa new to the Archipelago. *Bulletin Zoologisch Museum*, 17: 19-32.
- Hazevoet, C. J. (2003) Fifth report on Birds From The Cabo Verde Islands, including Records of 15 Taxa New to the Archipelago. *Arquivos do Museu Bocage*, 3: 503-528.
- Hazevoet, C. J. (2014) Eighth report on birds from the Cape Verde Islands, including records of nine taxa new to the archipelago. *Zoologia Caboverdiana*, 4: 29-56.
- Hazevoet, C. J. (2015) Breeding birds. Obtained from Vasconcelos, R., Rocha, A. C., Afonso, C. M., Almeida, C., Lopes, E., Loura, I. C., Ferreira, J. A. (2015), The Natural History of the Desertas Islands: Santa Luzia, Branco and Raso.
- Horsssen, P. V. (2006) Large Numbers of Cape Verde Shearwaters *Calonectris edwardsii* off Santo Antão, Cape Verde Island, In July 2005. *Atlantic Seabirds*, 7: 121-126.
- Keulemans, v. J. (1866) Opmerkingen over de vogels van de Kaapverdische Eilanden en van Prins Eiland in de Bogt van Guinea gelegen. *Royal Zoological Society Natura Artis Magistra, in Amsterdam*, 3: 363 - 401.
- Martins, S., Fortes, R., and Palma, L. (2017) New Beeding sites of the Red-billed tropicbird *Phaeton aethereus* and the Brown booby *Sula leucogaster* on São Nicolau Island, Cabo Verde. *Zoologia Caboverdiana*, 6: 5-8.
- López-Suárez P., Varo Cruz N., Hazevoet C.J. & López Jurado L.F. (2005) Restricted nesting habitat and reproductive failure of Magnificent Frigatebirds *Fregata magnificens* in the Cape Verde Islands. *Atlantic Seabirds* 7 (3): 107-120.
- López-Suárez, P. Hazevoet, C. J., and Palma, L. (2012) Has the Magnificent frigatebird *Fregata magnificens* in the Cabo Verde Islands reached the end of the road? *Zoologia Caboverdiana*, 3: 82-86.
- Militão, T., Dinis, H. A., Zang, L., Calabuig, P., Stefan, L. M., and González-Solís, J. (2017) Population size, breeding biology and on-land threats of Cape Verde petrel (*Pterodroma feae*) in Fogo Island, Cape Verde. *PLoS ONE*, 12: 1-20.
- MNHN. (2018) Data from the National Museum of Natural History, Paris (France) Collection: Birds (ZO) Specimen MNHN-ZO-MO-1970-48. *The birds collection (ZO) of the Muséum national d'Histoire Naturelle (MNHN - Paris)*. Paris, França.
- Murphy, R. C. (1924) The Marine Ornithology of the Cape Verde Islands, with a List of all the Birds of the Archipelago. *Bulletin American Museum of Natural History*, 50: 211-278.
- Naurois, R. D. (1969) Notes brèves sur l'Archipel du Cap-Vert. Faunistique, endémisme, écologie. *Bulletin de l'Institut Fondamental d'Afrique Noire*, 31: 143-218.
- Oliveira, N., Oliveira, J., Melo, T., Melo, J., and Geraldés, P. L. (2013) Possible breeding of Cape Verde storm-petrel *Oceanodroma jabejabe* (Bocage, 1875) on Santa Luzia, Cape Verde Islands. *Zoologia Caboverdiana*, 4: 17-20.
- Ratcliffe, N., Zino, F. J., Oliveira, P., Vasconcelos, A., Hazevoet, C. J., Neves, H. C., Monteiro, L. R., Zino, E. A. (2000) The *status* and distribution of Fea's pretel *Pterodroma feae* in the Cape Verde islands. *Atlantic Seabirds*, 2: 73-86.
- Roque, A. C. and Torrão, M. M. (2013) Relação dos produtos naturais da Ilha do Fogo Remetidos na presente expedição para o Real Gabinete do Príncipe Nosso Senhor em 11 de agosto de 1786. De Cabo Verde para Lisboa: Cartas e Remessas Científicas da Expedição Naturalista de João da Silva Feijo (1783 - 1796) (pp. 60 -73). Lisboa: Instituto de Investigação Científica Tropical.
- Santos, K., Brás, N., Rodrigues, I., and Santos, M. d. (2017) Analysis of population size and distribution of *Phaeton aethereus* (Linnaeus, 1758) on Raso Islet, Cabo Verde. *Zoologia Caboverdiana*, 6: 25-31.
- Tosco, R. B., Castillo, M. F., and Bacallado, J. (1999) Nueva Contribucion a La Ornitologia de Cabo Verde. Observaciones de Interes en Las Islas de Barlovento, Abril de 1999. *Revista de la Academia Canaria de Ciencias*, 11: 173-187.
- Tosco, R. B., Castro, G. D., and Anderson, M. F. (2000) La Avifauna Nidificante Del Archipiélago de Cabo Verde. *Makaronesia*, 2: 43-55.

**Anexo B.** Duração das visitas de vários ornitólogos e colecionadores ao arquipélago de Cabo Verde, adaptado de Norrevang & Hartog (1984).

Autores	Meses de expedições											
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Feijó, 1783/96	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Keulemans & Dorhrn, 1865	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Alexander, 1897	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Fea, 1897/98	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Correia, 1922	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Blosson Expedition, 1923/24	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Bourne, 1951	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Naurois, 1961/65	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Bannerman & Bannerman, 1966	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Frade, 1969/72	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Lambert, 1976	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■

**II. COMPARAÇÃO DA FENOLOGIA  
REPRODUTORA DE CAGARRA, JOÃO PRETO  
E PEDREIRO NO ILHÉU RASO**

## 1. Introdução

De um modo geral, o período reprodutivo das aves marinhas está intrinsecamente ligado a disponibilidade de alimento no mar (Abraham & Sydeman, 2004), embora, para algumas espécies que nidificam em colónias multi-específicas com grande número de indivíduos, outros fatores como a competição por alimento possam ser mais importantes para explicar a fenologia reprodutora (Catry *et al.*, 2009). Assim, vários estudos têm mostrado que a época de reprodução das aves marinhas está relacionada com um pico anterior de concentração de clorofila *a* (CHL<sub>a</sub>), um indicador de produtividade marinha (Monticelli *et al.* 2007). A temperatura da superfície da água do mar (SST) e a concentração de CHL<sub>a</sub> têm sido amplamente utilizadas como indicadores da produtividade marinha (Peck *et al.*, 2004; Monticelli *et al.*, 2007; Grémillet *et al.* 2008; Neves *et al.*, 2012). Assim, a diminuição do SST levará a uma proliferação de fitoplâncton (Jaquemet *et al.*, 2007; Stock *et al.*, 2017), o que irá influenciar os níveis tróficos mais altos (Monticelli *et al.*, 2007): após o aumento do fitoplâncton, que forma a base da cadeia alimentar, haverá o incremento de zooplâncton seguido pelo aumento de peixes pelágicos, que são predados pelos principais predadores, como cetáceos ou aves marinhas. De igual modo, muitos estudos têm demonstrado que oscilações anuais na produtividade marinha causam variações na abundância e tipos de presas consumidas pelas aves marinhas e consequentemente variações anuais no seu sucesso reprodutor (Abraham & Sydeman 2004; Catry *et al.*, 2013; Paiva *et al.*, 2013).

A biologia reprodutiva de muitos Procelariiformes está relativamente bem estudada, o que deriva sobretudo do seu comportamento, pois muitas espécies nidificam em colónias e apresentam uma grande filopatria, o que facilita a monitorização de ninhos e filhotes, quando construídos em locais acessíveis (Nunes *et al.*, 2018, Ramos *et al.*, 2003). O estudo da biologia reprodutora permite avaliar que fatores influenciam o sucesso reprodutor (fatores ambientais, ameaças etc.) contribuindo assim para uma melhor compreensão da dinâmica populacional da espécie (p.e. taxas de recrutamento, impacto das alterações climáticas) e para a elaboração de planos de ação para a conservação da espécie. No Atlântico Norte, a informação sobre a biologia reprodutora de Procelariiformes está relativamente bem documentada nos arquipélagos da Macaronésia situados mais a Norte: Açores, Madeira e Canárias (Monteiro *et al.*, 1996; Monteiro *et al.*, 1999; Ramos *et al.*, 2003), mas é bastante escassa para o arquipélago subtropical de Cabo Verde (Hazevoet, 2015). Este trabalho apresenta, pela primeira vez, uma análise detalhada de parâmetros reprodutores de três espécies principais de Procelariiformes em Cabo Verde: dois reprodutores de Verão (a

Cagarra *Calonectris edwardsii* e João Preto *Bulweria bulwerii*) e um reprodutor de Inverno (Pedreiro *Puffinus lherminieri boydi*).

Para os arquipélagos dos Açores, Madeira e Canárias conhece-se em pormenor os principais períodos da reprodução destas três espécies: a Cagarra *Calonectris borealis* (Monteiro *et al.*, 1996; Ramos *et al.*, 2003; Zino, 1971; Zino *et al.*, 1987) e o João Preto (Alho *et al.*, 2014) efetuam a sua postura no final de maio e início de junho nos arquipélagos da Macaronésia e apresentam períodos de incubação de 54 e 45 dias, respetivamente. Já o Pedreiro (*Puffinus* spp.) é um reprodutor de inverno que efetua a postura dos ovos entre janeiro/fevereiro e o seu período de incubação é de cerca de 55 dias (Fagundes *et al.*, 2016). O sucesso reprodutor destas três espécies foi igualmente estudado nos arquipélagos dos Açores e da Madeira, sendo o sucesso de eclosão a componente mais importante do sucesso reprodutor (Ramos *et al.*, 2003; Fagundes *et al.*, 2016). Para o *Puffinus lherminieri baroli*, Fagundes *et al.* (2016) mostraram ainda que as condições oceanográficas desempenham um papel importante nos parâmetros reprodutores, pois em anos de maior produtividade marinha as aves reproduziram-se mais cedo e os seus filhotes apresentaram maiores taxas de crescimento.

Apesar dos trabalhos desenvolvidos nestes últimos anos por ONGs, cientistas nacionais e internacionais, o conhecimento da biologia reprodutora das aves marinhas que nidificam em Cabo Verde ainda é bastante incipiente e a informação existente é pouco concreta, referindo-se apenas a períodos gerais de nidificação, e desconhece-se em pormenor a biologia da reprodução das diferentes espécies (Hazevoet, 1994; 2015) e existe pouca informação sobre a influência de variáveis oceanográficas nos parâmetros reprodutores destas espécies (Ramos *et al.*, 2018).

Tal falta de dados constitui um obstáculo na elaboração de uma estratégia integrada para a conservação das aves marinhas que nidificam em Cabo Verde. Nesse sentido apresentamos os dados biométricos e caracterizamos a fenologia reprodutiva da Cagarra, Pedreiro e João Preto no ilhéu Raso, Cabo Verde. Também avaliamos se existem diferenças inter-anuais (2017 a 2019) na fenologia reprodutora da Cagarra e João Preto. Por último, relacionamos os parâmetros reprodutores (data de postura, data de eclosão, data de voo, idade de voo, taxa de crescimento linear dos filhotes, taxa de crescimento de asa dos filhotes, massa assintótica dos filhotes, índice de condição corporal dos filhotes, sucesso de eclosão, sucesso de voo e sucesso reprodutor) da Cagarra e João Preto com as características oceanográficas que explicam diferenças anuais na disponibilidade de alimento no mar

(variação da temperatura da superfície da água do mar e a variação da concentração de clorofila *a*).

## 2. Métodos

### 2.1 Área de estudo

O trabalho de campo foi realizado no ilhéu Raso (6°37'N 24°36'W), em 2015 (apenas para registar as datas de postura de Cagarra) e entre 2017 - 2019, local que alberga as principais comunidades de aves marinhas de Cabo Verde e, perfaz uma área de estudo 7 km<sup>2</sup>. O ilhéu Raso fica situado entre as ilhas de Santa Luzia e São Nicolau e faz parte de uma Área Marinha Protegida (MPA), criada em 2003 pelo governo de Cabo Verde (Geraldès *et al.*, 2016). É caracterizado por apresentar planícies secas, com alguns picos pequenos no centro e no norte do ilhéu, que se elevam a um máximo de 164 m.

No ilhéu Raso nidificam seis espécies de aves marinhas: Pedreirinho *Hydrobates jabejabe*, Pedreiro *Puffinus lherminieri boydi*, João Preto *Bulweria bulwerii*, Cagarra *Calonectris edwardsii*, Rabo de junco *Phaethon aethereus* e Alcatraz *Sula leucogaster*, (Geraldès *et al.*, 2016; Hazevoet, 2015). Das quatro espécies de Procellariiformes do ilhéu Raso, só não se estudou os parâmetros reprodutores do Pedreirinho devido à inacessibilidade dos seus ninhos. A espécie *Sula sula* também ocorre como não nidificante. Neste ilhéu reproduzem-se ainda as seguintes espécies de aves terrestres: Guincho *Pandion haliaetus*, as espécies endémicas Calhandra *Alauda razae*, o Pardal de terra *Passer iagoensis*, a Coruja *Tyto alba detorta* e o Francelho *Falco neglectus alexandri*; e as espécies nativas Corvo *Corvus ruficollis* e Codorniz *Coturnix coturnix*. Entre os répteis confirma-se a reprodução de *Hemidactylus bouvieri*, *Tarentola raziana*, *Tarentola gigas* e *Chioninia stangeri* (Lopes *et al.*, 2019). No ilhéu Raso não há maníferos introduzidos, como tal, a predação existente será por predadores autóctones.

### 2.2 Recolha de dados

Durante o período reprodutor monitorizamos três espécies de aves marinhas no ilhéu Raso: (a) a Cagarra, primeiro de junho a agosto de 2015 (para definir com exatidão a época de postura e tempo de incubação), depois entre maio a novembro de 2017 - 2019; (b) o João Preto de maio a outubro de 2017 - 2019; (c) e Pedreiro de fevereiro a maio de 2019.

Devido a falta de estudos comparativo entre sexo para as três espécies de aves marinhas no arquipélago de Cabo Verde, foram recolhidos dados biométricos dos adultos assim como uma amostra de sangue para sexar os indivíduos. Os indivíduos adultos foram capturados no início da incubação, quando se encontravam a incubar ovos, e mediu-se o

comprimento da asa, comprimento do tarso, peso e o comprimento e largura dos ovos. O comprimento da asa foi definido como a distância entre a curva externa da articulação do carpo (incluindo a pele e as penas) e a ponta da primária mais extensa, com asa fechada e estendida sobre a régua. O comprimento do tarso é definido como distância da junção posterior da tíbia (tibiotársico) e do tarso (tarso-metatarso) dobrada em ângulo reto e incluindo a pele até a junção distal do tarso na base do dedo médio (Luzarda *et al.*, 2008).

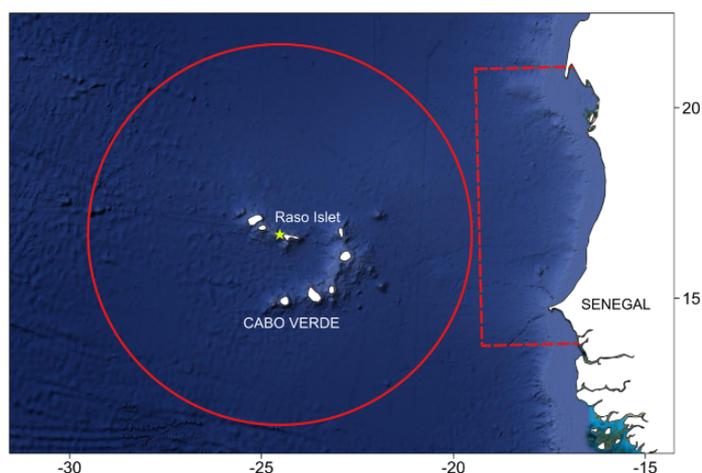
O sexo dos adultos amostrados foi determinado através de métodos moleculares, para avaliar as diferenças biométricas entre machos e fêmeas. Para tal recolheu-se 0,5 ml de sangue de cada indivíduo da veia tarsal, que foi preservado em álcool a 70%; as amostras foram armazenadas entre 4 - 6° C até serem analisadas. A determinação do sexo das aves foi efetuada segundo o procedimento descrito por Fridolfsson & Ellegren (1999). A determinação do sexo foi baseada na amplificação do gene CHD (Chromobox-Helicase-DNA) - uma zona conservativa presente no gene W - através de PCR. A distinção do sexo dos indivíduos é baseada na detecção de duas bandas nas fêmeas que se caracterizam por serem heterogaméticas (com dois tipos de cromossomas, Z e W) e uma banda nos machos, que são homogaméticos (com dois cromossomas Z), (Ito *et al.*, 2003).

Em 2015, os ninhos de Cagarra foram marcados e visitados de 3 em 3 dias durante a fase de postura, entre 5 e 25 de junho. Nas épocas de 2017 - 2019 os ninhos das três espécies de estudo foram marcados e os ovos medidos. Os ninhos foram verificados semanalmente até perto da altura da eclosão, e a partir desta altura foram visitados diariamente para registar a data de eclosão e o sucesso de eclosão. Os filhotes foram monitorizados durante toda a fase de criação, com espaçamento de dois ou três dias, de modo a permitir no final do trabalho efetuar curvas de crescimento dos filhotes, determinar a taxa de crescimento para a fase linear e a massa assintótica para as três espécies, o tempo de permanência no ninho até voarem (emancipação), e finalmente o sucesso de voo. Foram determinados o peso dos filhotes com uma balança de marca © Pesola: para o João Preto e Pedreiro usou-se uma balança de 300 g, com uma precisão de 2 g, e para a Cagarra utilizou-se uma balança de 1 kg e com precisão de 10 g. Determinámos o tamanho do tarso e da asa direita dos filhotes com um paquímetro (precisão de 0.5 mm).

### **2.3 Variáveis ambientais**

Dois variáveis ambientais dinâmicas foram selecionadas para caracterizar os habitats marinhos usualmente utilizados pelo João Preto e pela Cagarra a uma escala local; as

variações da (1) temperatura da superfície da água do mar (SSTa) e (2) concentração de clorofila *a* da superfície da água do mar (CHLa). Ambas as variáveis foram extraídas do satélite Aqua MODIS a uma resolução temporal mensal e espacial de ~9km. Os ficheiros *raster* foram extraídos da página Web OceanColor (<https://oceancolor.gsfc.nasa.gov>). As variações de CHLa e SSTa foram calculadas como a diferença entre o valor num determinado mês e a média climática para esse dado mês, calculada num período de 17 anos (desde 2002) em cada célula do ficheiro *raster*. Cada ficheiro mensal foi então agrupado e calculado o valor médio por célula, de acordo com os principais períodos fenológicos das espécies de estudo. Tendo em consideração que a época de reprodução das aves marinhas está relacionada com um pico anterior de concentração de clorofila *a* (CHLa) e exerce um efeito na cadeia trófica até chegar às presas das aves marinhas. Em termos sazonais, há uma grande mudança mensal no SST logo antes do início da reprodução, que é uma indicação do florescimento anual do fitoplâncton (Jaquemet *et al.*, 200), ou seja normalmente há um intervalo de tempo entre a diminuição de SST e aumento da Chla que antecede o aumento de presa consumidas por aves marinhas (Monticelli *et al.*, 2007), com tal, escolhemos estes meses: (1) abril - maio (representativo da variabilidade ambiental durante o período pré-postura), (2) junho-julho (pré-eclosão) e (3) agosto - outubro (pré-voo dos filhotes) para os anos 2017-2019. Estas variações agrupadas devem ser as indicadores mais representativas das estruturas oceanográficas na área de estudo (Louzao *et al.*, 2009). A CHLa e SSTa foram calculadas como a diferença entre os períodos agrupados anteriormente descritos e as dimensões das áreas foram selecionadas tendo como referência as áreas vitais de procura de alimento destas populações do ilhéu Raso, durante as viagens curtas (500 km; Fig. 1) e longas (costa de África Ocidental; Fig. 1) (ver [www.seabirdtracking.org](http://www.seabirdtracking.org); ID1440, ID1461 e Paiva *et al.* 2015). Todos os cálculos foram executados na plataforma R (R Core Team, 2019) através de diversas funções do pacote de análise raster (Hijmans, 2014).



**Figura 1.** Mapa representativo da área de estudo para as quais se extraíram os valores das variações de clorofila *a* (CHLa) e temperatura da superfície da água do mar (SSTa) em redor da colónia (círculo; 500 km em redor do ilhéu Raso) e na costa de África Ocidental (retângulo).

### 2.3 Análise de dados

Foram determinados os seguintes parâmetros reprodutivos para as três espécies: (a) **Época reprodutora** (tempo compreendido entre a data de postura do ovo e o abandono do ninho pelo filhote); (b) **Data de postura**: dado que os ninhos foram identificados quando já estavam ocupados com ovos, a data de postura de João Preto e Pedreiro foram determinadas a partir da data de eclosão subtraindo o tempo de incubação, com base nos dados recolhidos no arquipélago da Madeira para João Preto (45 dias de incubação, Alho *et al.*, 2014) e Pedreiro (*Puffinus lherminieri baroli*, 55 dias de incubação, Fagundes *et al.*, 2016). Para calcular a data média da postura dos ovos de Cagarra de 2017-2019, utilizou-se a informação da duração da incubação obtida em 2015 no ilhéu Raso (tempo de incubação de 54 dias,  $n = 52$ ); (c) **Período de incubação** (tempo compreendido entre a postura e a eclosão do ovo; calculado apenas para Cagarra); (d) **Período de eclosão dos ovos** (data média da eclosão dos ovos); (e) **Idade de emancipação do filhote** (tempo compreendido entre a data de eclosão do ovo e a data de abandono do ninho pelo filhote). Foram definidos como ninhos bem-sucedidos todos aqueles em que o filhote se emancipou. Consideraram-se como ninhos predados quando: (1) foi encontrada casca de ovo quebrado no interior do ninho ou nas proximidades, sem sinal de eclosão (fezes de filhotes); (2) o ovo estava destruído; (3) o filhote foi encontrado morto com sinais de agressão, como feridas e bicadas; (4) o ninho foi encontrado vazio antes do período em que o filhote deveria abandonar o ninho. Consideramos como ninhos abandonados se os ovos permaneceram no ninho sem eclodir

por um período igual ou superior a 60 dias. (f) **Sucesso de eclosão** (número de ovos eclodidos por número de ovos postos \* 100); (g) **Sucesso de voo** (número de filhotes que voaram por número de ovos que eclodiram\*100); (h) **Sucesso reprodutor** (número de filhotes que voaram por número total de ovos postos \*100); (i) **Taxa de crescimento na fase linear dos filhotes** (média dos coeficientes da linha de regressão entre a massa e a idade de cada filhote durante o período de crescimento linear: Cagarra: 14 - 47 dias, João Preto : 11 - 27 dias, Pedreiro: 5 - 25 dias); (j) **Massa assintótica** (média da massa corporal do filhote durante o período em que esta se apresentou relativamente constante: Cagarra: 59 – 80 dias, João Preto : 34 - 60 dias, Pedreiro: 44 - 53 dias); (k) **Índice de volume dos ovos** [(largura do ovo)<sup>2</sup> x comprimento do ovo/1000], (Fagundes *et al.*, 2016); (l) **Índice de condição corporal do filhote** [determinada usando um índice de condição corporal ICC = (MO residual) / PM, onde PM é a massa prevista calculada usando a regressão linear entre massa corporal e comprimento da asa (Cagarra 14 - 47 dias, João Preto : 11 - 27 dias, Pedreiro: 5 - 25 dias), e MO residual é a diferença entre a massa observada (OM) e massa prevista (PM)]. Um ICC < 0 significa que a ave está em menor condição que o esperado, tendo portanto, uma condição corporal baixa (Catry *et al.*, 2013).

Realizamos um teste *t* para averiguar se existem diferença entre sexos nas biometrias dos adultos da Cagarra, João Preto e Pedreiro. Para eliminar o efeito do técnico na amostragem realizamos uma ANOVA de uma via para identificar diferenças entre amostradores e em caso de diferenças significativas, as amostras foram retiradas da análise. Efetuamos ANOVA de uma via para avaliar se existem diferenças significativas entre os anos 2017, 2018 e 2019 para cada um dos parâmetros reprodutores: data de postura, data de eclosão, data de voo, idade de emancipação dos filhotes, taxa de crescimento da fase linear (peso e asa), massa assintótica e índice de massa corporal. Usamos igualmente a ANOVA de uma via para testar diferenças no tamanho dos ovos entre 2017 a 2019 para Cagarra e João Preto. Para averiguar as diferenças entre anos no sucesso de eclosão, sucesso de voo e sucesso de reprodução da Cagarra e João Preto usamos GLM (*Generalized Linear models*), sendo a variável resposta binomial (1 = sucesso, 0 = não sucesso), após correção dos dados para overdispersion. Posteriormente, realizou-se o test post-hoc Tukey-HSD para tamanho de amostras diferentes entre grupos (*post-hoc Tukey-HSD for unequal n*) para verificar entre que pares se situavam as diferenças significativas.

ANOVAs de uma via foram utilizadas para testar diferenças significativas na CHLa e SSTa entre anos (2017-2019) para cada um dos períodos fenológicos (pré-postura, pré-

eclosão e pré-voo dos filhotes) e em cada uma das áreas de procura de alimento usualmente utilizadas por João Preto e Cagarra (500 km em redor da colónia e na costa de África Ocidental). Utilizou-se ainda um *post-hoc Tukey-HSD for unequal n* para verificar entre que anos houve diferenças significativas.

### 3. Resultados

#### 3.1 Biometrias

A tabela 1 apresenta os dados biométricos das três espécies por sexo. O peso e o tamanho do tarso de Cagarra diferiram entre machos e fêmeas ( $t_{40} = 2,77$ ,  $P = 0,008$  e  $t_{40} = 2,77$ ,  $P = 0,008$ , respectivamente), e o tamanho da asa quase diferiu entre sexos ( $t_{40} = 2,01$ ,  $P = 0,05$ ). Não se verificaram diferenças significativas no peso, tamanho da asa e tamanho do tarso entre machos e fêmeas de João Preto ( $t_{46} = 1,32$ ,  $P = 0,193$ ;  $t_{46} = 1,11$ ,  $P = 0,269$  e  $t_{46} = 0,09$ ,  $P = 0,922$ , respectivamente) e de Pedreiro ( $t_{66} = 0,07$ ,  $P = 0,938$ ;  $t_{66} = 0,729$ ,  $P = 0,468$ ;  $t_{66} = 0,10$ ,  $P = 0,920$  respectivamente).

**Tabela 1.** Valor médio  $\pm$  desvio padrão (SD) da massa corporal, tamanho da asa e do tarso, entre machos e fêmeas de Cagarra *Calonectris edwardsii*, João Preto *Bulweria bulwerii* e Pedreiro *Puffinus lherminieri boydi*.

Espécies	Sexo	N	Peso (g)	Asa (mm)	Tarso (mm)
			Média $\pm$ SD	Média $\pm$ SD	Média $\pm$ SD
Cagarra	Macho	24	485,78 $\pm$ 48,66	317,80 $\pm$ 18,84	49,13 $\pm$ 1,53
	Fêmea	18	444,90 $\pm$ 54,48	308,66 $\pm$ 4,25	47,75 $\pm$ 1,63
João Preto	Macho	28	104,95 $\pm$ 11,14	200,78 $\pm$ 4,50	27,60 $\pm$ 1,25
	Fêmea	20	98,43 $\pm$ 22,61	202,15 $\pm$ 3,63	27,57 $\pm$ 1,34
Pedreiro	Macho	33	165,13 $\pm$ 19,18	182,24 $\pm$ 13,98	37,12 $\pm$ 3,77
	Fêmea	35	164,68 $\pm$ 28,22	184,08 $\pm$ 5,58	37,19 $\pm$ 1,08

Não se verificaram diferenças significativas no comprimento, largura e índice de volume do ovo da Cagarra e João Preto entre os anos 2017, 2018 e 2019 (Cagarra:  $F_{2,113} = 0,81$ ,  $P = 0,44$ ;  $F_{2,113} = 0,24$ ,  $P = 0,78$  e  $F_{2,113} = 0,042$ ,  $P = 0,95$ ; João Preto:  $F_{2,126} = 0,41$ ,  $P = 0,66$ ;  $F_{2,126} = 1,71$ ,  $P = 0,18$  e  $F_{2,126} = 1,13$ ,  $P = 0,32$  respectivamente, Tabela 2).

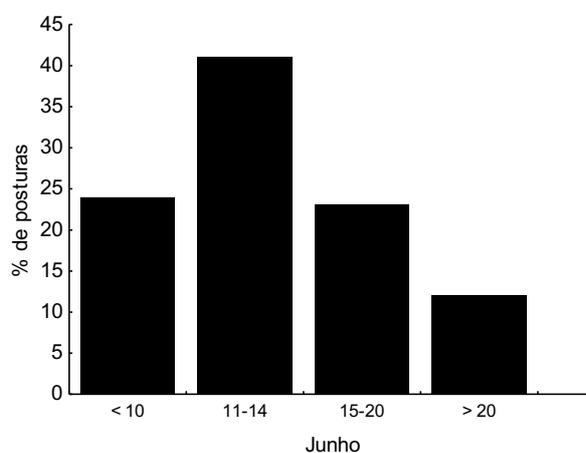
**Tabela 2.** Valor médio  $\pm$  desvio padrão (SD) das biometrias de ovos de Cagarra *Calonectris edwardsii*, João Preto *Bulweria bulwerii*, e Pedreiro *Puffinus lherminieri boydi* no Raso.

Espécies	Ano	n	Comprimento (mm)	Largura (mm)	Índice de volume
Cagarra	2017	77	62,70 $\pm$ 2,70	43,36 $\pm$ 1,11	117,99 $\pm$ 8,31
	2018	20	61,87 $\pm$ 2,64	43,54 $\pm$ 1,87	117,57 $\pm$ 12,10
	2019	19	62,38 $\pm$ 2,21	43,54 $\pm$ 1,43	118,44 $\pm$ 9,32
João Preto	2017	80	42,32 $\pm$ 2,14	30,53 $\pm$ 0,95	39,50 $\pm$ 3,40
	2018	27	42,60 $\pm$ 2,10	30,68 $\pm$ 1,50	40,31 $\pm$ 5,12
	2019	22	42,12 $\pm$ 3,28	31,23 $\pm$ 2,89	41,10 $\pm$ 7,21
Pedreiro	2018	12	47,9 $\pm$ 2,76	33,05 $\pm$ 2,48	52,61 $\pm$ 7,82

### 3.2 Fenologia reprodutiva da Cagarra, João Preto e Pedreiro no ilhéu Raso

#### a) Cagarra

Dados do seguimento realizado no ilhéu Raso, em 2015, mostram que a maioria das posturas ocorreu entre 11 e 14 de junho (Fig. 2).



**Figura 2.** Distribuição de data de postura da Cagarra *Calonectris edwardsii* no ilhéu Raso em 2015 (n = 118).

Em 2018 a reprodução da Cagarra ocorreu significativamente mais tarde do que em 2017 e 2019 (data de eclosão: 6 de agosto  $\pm$  5 dias, 3 agosto  $\pm$  5 dias e 31 de julho  $\pm$  4 dias, respetivamente). Em 2018 os filhotes voaram significativamente mais tarde (8 de novembro  $\pm$  4 dias) do que em 2019 (5 de novembro  $\pm$  5 dias; Tabela 3, Figura 4), mas o período de

tempo até à emancipação foi significativamente menor em 2018 ( $93 \pm 3$  dias) do que em 2019 ( $97 \pm 3$  dias; Tabela 3).

A taxa de crescimento dos filhotes na fase linear não diferiu entre anos, mas a massa assintótica foi significativamente menor em 2019 ( $524 \pm 61$  g) do que em 2017 ( $566 \pm 47$  g) e 2018 ( $556 \pm 66$  g). A taxa de crescimento da asa dos filhotes de Cagarra foi significativamente maior em 2017 ( $3,2 \pm 0,2$  mm) do que em 2018 ( $1,9 \pm 0,3$  mm) e 2019 ( $1,9 \pm 0,4$  mm) (Tabela 3). O índice de condição corporal também diferiu significativamente entre anos, tendo registado os valores mais altos em 2018 e os valores mais baixos em 2019 (Tabela 3).

Não se verificaram diferenças significativas entre anos para sucesso de eclosão e sucesso reprodutor da Cagarra, mas verificaram-se diferenças significativas entre anos para o sucesso de voo (Wald  $\chi^2_2 = 6,48$ ,  $P = 0,03$ , tendo 2018 registado o valor mais baixo; Tabela 3).

#### **b) João Preto**

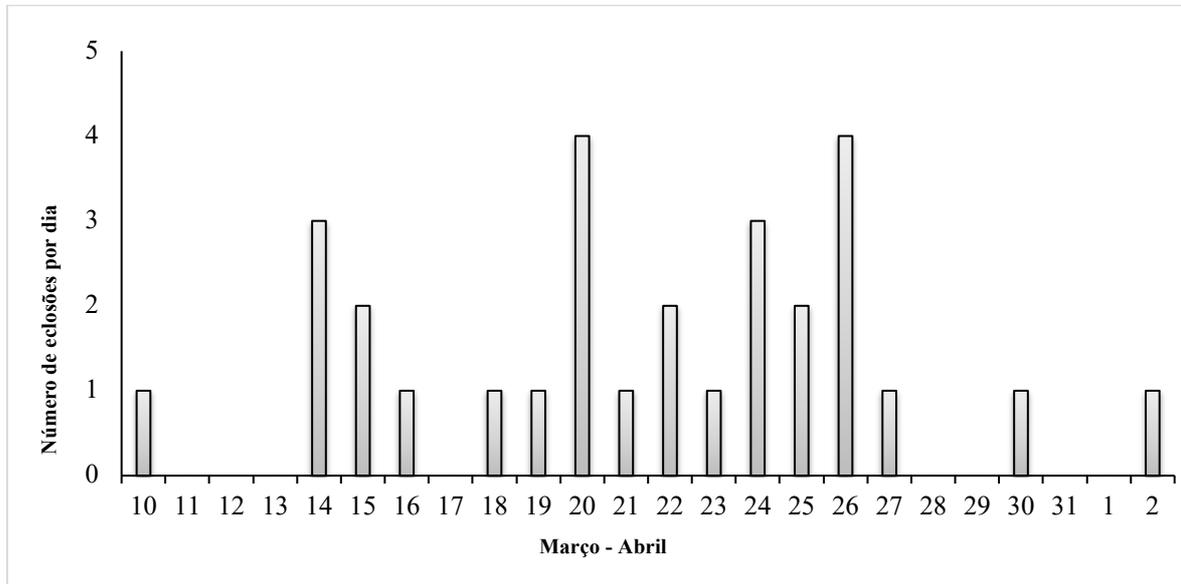
Em 2018 a reprodução ocorreu significativamente mais tarde do que em 2017 e 2019 (data de eclosão dos ovos: 19 de julho  $\pm 5$  dias, 16 de julho  $\pm 5$  dias e 14 de julho  $\pm 6$  dias, respetivamente; Figura 5, Tabela 3). Em 2018 os filhotes também voaram significativamente mais tarde (24 de setembro  $\pm 8$  dias) do que em 2017 (19 setembro  $\pm 6$  dias) e 2019 (18 de setembro  $\pm 3$  dias, Tabela 3, Figura 5).

A taxa de crescimento na fase linear e a massa assintótica dos filhotes de João Preto não diferiram entre anos, mas a taxa de crescimento da asa diferiu significativamente entre anos, tendo sido menor em 2019 ( $2,3 \pm 0,4$  mm) do que em 2017 ( $3,08 \pm 0,2$  mm) e 2018 ( $3,2 \pm 0,3$  mm) (Tabela 3). O índice de condição corporal também diferiu entre anos, tendo sido significativamente menor em 2019 (Tabela 3).

O sucesso de eclosão, de voo e de reprodução não diferiram entre anos, contudo os valores mais baixos destes três parâmetros foram registados em 2019 (33%, 68% e 22% respetivamente) (Tabela 3).

### c) Pedreiro

Em 2019 a média de postura da espécie foi a 25 janeiro  $\pm$  5 dias e a média de eclosão dos ovos foi a 21 de março  $\pm$  5 dias (Figura 3, Tabela 3). A média da data de voo dos filhotes foi 23 de maio  $\pm$  6 dias, e idade de emancipação dos filhotes foi de 63  $\pm$  3 dias.

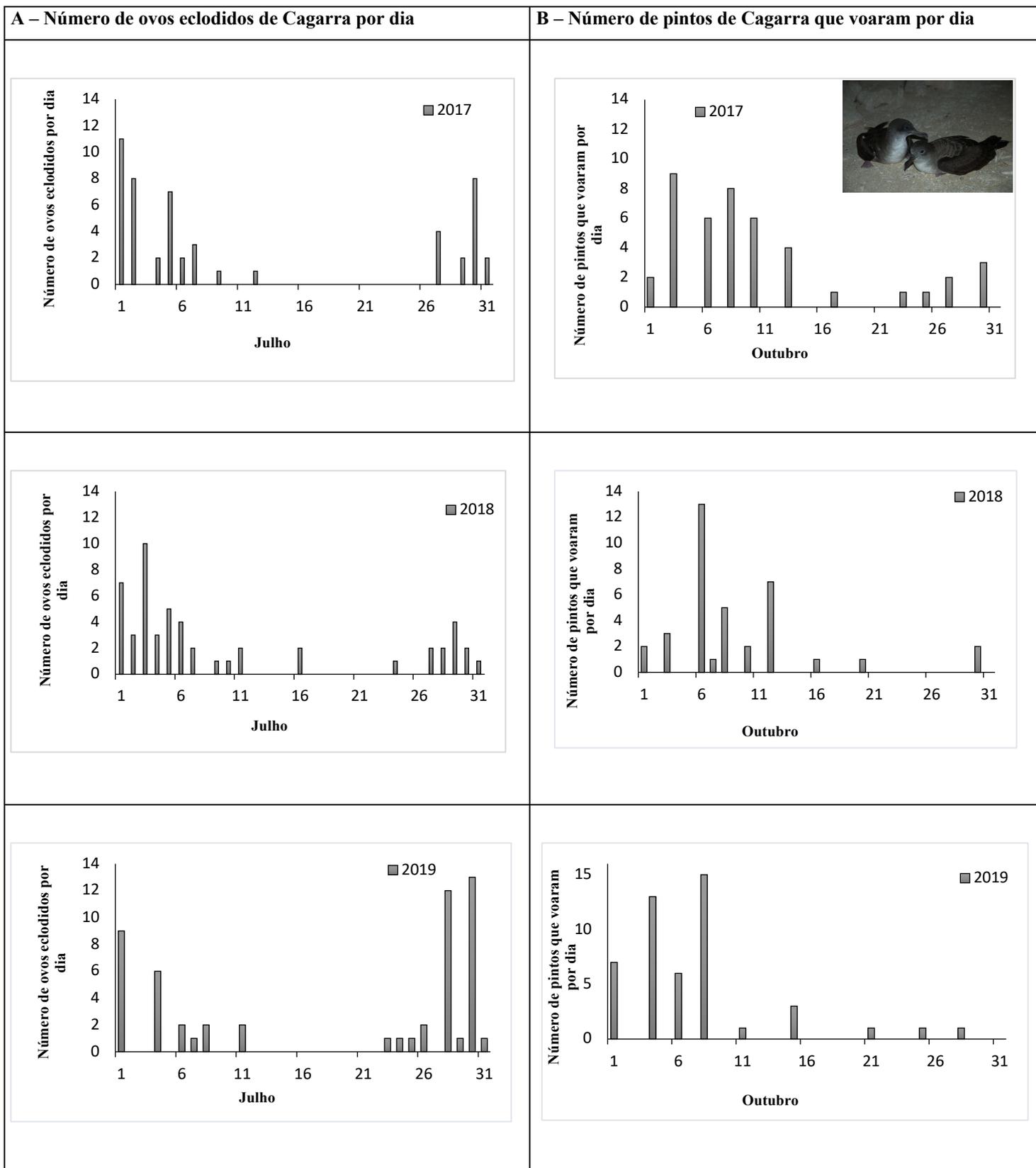


**Figura 3.** Distribuição da data de eclosão de Pedreiro *Puffinus lherminieri boydi* no ilhéu Raso durante ano de 2019.

**Tabela 3.** Média  $\pm$  desvio padrão dos parâmetros reprodutor: data de postura, data de eclosão, data de voo, números dias de emancipação, taxa de crescimento dos filhotes, taxa de crescimento da asa dos filhotes, massa assintótica e índice de condição corporal. Taxa de sucesso de eclosão (%), taxa sucesso de voo (%) e taxa de sucesso reprodutor (%) de Cagarra *Calonectris edwardsii*, João Preto *Bulweria bulwerii* e Pedreiro *Puffinus lherminieri boydi* no ilhéu Raso entre 2017 a 2019. Os testes post-hoc são assinalados com letras em expoente, e letras diferentes indicam diferenças significativas.

Espécies	Variáveis	n (2017)	2017	n (2018)	2018	n (2019)	2019	Resultado estatístico
Cagarra	Data de postura	47	10 Junho $\pm$ 3 dias <sup>b</sup>	50	13 Junho $\pm$ 5 dias <sup>a</sup>	54	6 Junho $\pm$ 5 dias <sup>c</sup>	F <sub>2, 148</sub> = 20,32, P < <b>0,001</b>
	Data de eclosão	47	3 Agosto $\pm$ 5 dias <sup>b</sup>	50	6 Agosto $\pm$ 5 dias <sup>a</sup>	54	31 Julho $\pm$ 4 dias <sup>c</sup>	F <sub>2, 148</sub> = 24,00, P < <b>0,001</b>
	Data de voo	43	5 Novembro $\pm$ 5 dias <sup>b</sup>	37	8 Novembro $\pm$ 4 dias <sup>a</sup>	43	5 Novembro $\pm$ 3 dias <sup>b</sup>	F <sub>2, 120</sub> = 4,03, P = <b>0,02</b>
	Números dias até à emancipação	43	95 $\pm$ 8 dias <sup>a</sup>	37	93 $\pm$ 8 dias <sup>a</sup>	43	97 $\pm$ 3 dias <sup>b</sup>	F <sub>2, 120</sub> = 5,90, P = <b>0,003</b>
	Massa assintótica (g)	44	566 $\pm$ 47 <sup>b</sup>	37	556 $\pm$ 66 <sup>b</sup>	48	524 $\pm$ 61 <sup>a</sup>	F <sub>2, 126</sub> = 6,73, P = <b>0,001</b>
	Taxa de crescimento dos filhotes (g/dia)	45	9,0 $\pm$ 1,8	37	9,3 $\pm$ 2,3	46	9,2 $\pm$ 2,2	F <sub>2, 125</sub> = 0,37, P = 0,69
	Taxa de crescimento da asa (mm/dia)	45	3,2 $\pm$ 0,2 <sup>b</sup>	37	1,9 $\pm$ 0,3 <sup>a</sup>	44	1,9 $\pm$ 0,4 <sup>a</sup>	F <sub>2, 123</sub> = 19,30, P = <b>0,01</b>
	Índice de condição corporal	45	-0,00052 $\pm$ 0,0034 <sup>b</sup>	37	0,00094 $\pm$ 0,002 <sup>c</sup>	44	-1,00079 $\pm$ 0,0001 <sup>a</sup>	F <sub>2, 125</sub> = 14,73, P < <b>0,001</b>
	Sucesso de eclosão (%)	77	69 (53/77)	65	83 (54/65)	81	67 (54/81)	Wald X <sup>2</sup> <sub>2</sub> = 5,24, P = 0,07
	Sucesso de voo (%)	53	81,1 (43/53) <sup>b</sup>	54	68,5 (37/54) <sup>a</sup>	54	88,9 (48/54) <sup>b</sup>	Wald X <sup>2</sup> <sub>2</sub> = 6,48, P = <b>0,03</b>
Sucesso reprodutor (%)	77	56 (43/77)	65	58 (37/65)	81	59,3 (48/81)	Wald X <sup>2</sup> <sub>2</sub> = 0,19, P = 0,90	
João Preto	Data de postura	34	1 Junho $\pm$ 5 dias <sup>a</sup>	37	4 Junho $\pm$ 6 dias <sup>b</sup>	39	1 Junho $\pm$ 7 dias <sup>a</sup>	F <sub>2, 107</sub> = 4,268, P = <b>0,016</b>
	Data de eclosão	34	16 Julho $\pm$ 5 dias <sup>c</sup>	37	19 Julho $\pm$ 6 dias <sup>b</sup>	31	14 Julho $\pm$ 6 dias <sup>a</sup>	F <sub>2, 99</sub> = 7,70, P = <b>0,001</b>
	Data de voo	24	19 Setembro $\pm$ 6 dias <sup>c</sup>	29	24 Setembro $\pm$ 8 dias <sup>a</sup>	21	18 Setembro $\pm$ 3 dias <sup>b</sup>	F <sub>2, 71</sub> = 5,44, P = <b>0,006</b>
	Números dias até à emancipação	24	65 $\pm$ 3 dias	29	67 $\pm$ 6 dias	21	68 $\pm$ 2 dias	F <sub>2, 71</sub> = 2,60, P = 0,810

	Massa assimpótica (g)	30	137,3 ± 12	29	133,2 ± 15	19	131,2 ± 13	F <sub>2,75</sub> = 1,76, P = 0,178
	Taxa de crescimento dos filhotes (g/dia)	29	4,7 ± 1,1	27	4,3 ± 1,3	19	4,7 ± 1,2	F <sub>2,72</sub> = 1,10, P = 0,335
	Taxa de crescimento da asa (mm/dia)	28	3,1 ± 0,2 <sup>b</sup>	29	3,2 ± 0,3 <sup>b</sup>	20	2,3 ± 0,4 <sup>a</sup>	F <sub>2,74</sub> = 61,15, P < <b>0,001</b>
	Índice de condição corporal	29	0.0017 ± 0.017 <sup>c</sup>	27	0.0012 ± 0.006 <sup>b</sup>	19	-0.613684 ± 0.1 <sup>a</sup>	F <sub>2,72</sub> = 695.96, P = <b>0.001</b>
	Sucesso de eclosão (%)	78	46 (36/78)	60	35 (21/60)	68	33 (23/68)	Wald X <sup>2</sup> <sub>2</sub> = 2.79, P = 0.248
	Sucesso de voo (%)	36	72 (26/36)	21	81 (17/21)	31	68 (21/31)	Wald X <sup>2</sup> <sub>2</sub> = 1.05, P = 0.590
	Sucesso de reprodução (%)	78	33 (26/78)	60	28 (17/60)	68	22 (15/68)	Wald X <sup>2</sup> <sub>2</sub> = 2.22, P = 0.328
Pedreiro	Data de postura	–	–	–	–	29	25 Janeiro ± 5 dias	–
	Data de eclosão	–	–	–	–	29	21 Março ± 5 dias	–
	Data de voo	–	–	–	–	17	23 Maio ± 6 dias	–
	Números dias até à emancipação	–	–	–	–	17	63 ± 3 dias	–
	Massa assimpótica (g)	–	–	–	–	21	172.1 ± 136.5	–
	Taxa de crescimento dos filhotes (g/dia)	–	–	–	–	23	4.1 ± 1.1	–
	Taxa de crescimento da asa (mm/dia)	–	–	–	–	23	6.9 ± 1.04	–
	Índice de condição corporal	–	–	–	–	–	–	–
	Sucesso de eclosão (%)	–	–	–	–			–
	Sucesso de voo (%)	–	–	–	–			–
Sucesso de reprodução (%)	–	–	–	–			–	



**Figura 4.** Distribuição da data de eclosão e voo de Cagarra *Calonectris edwardsii* no ilhéu Raso de 2017 a 2019.

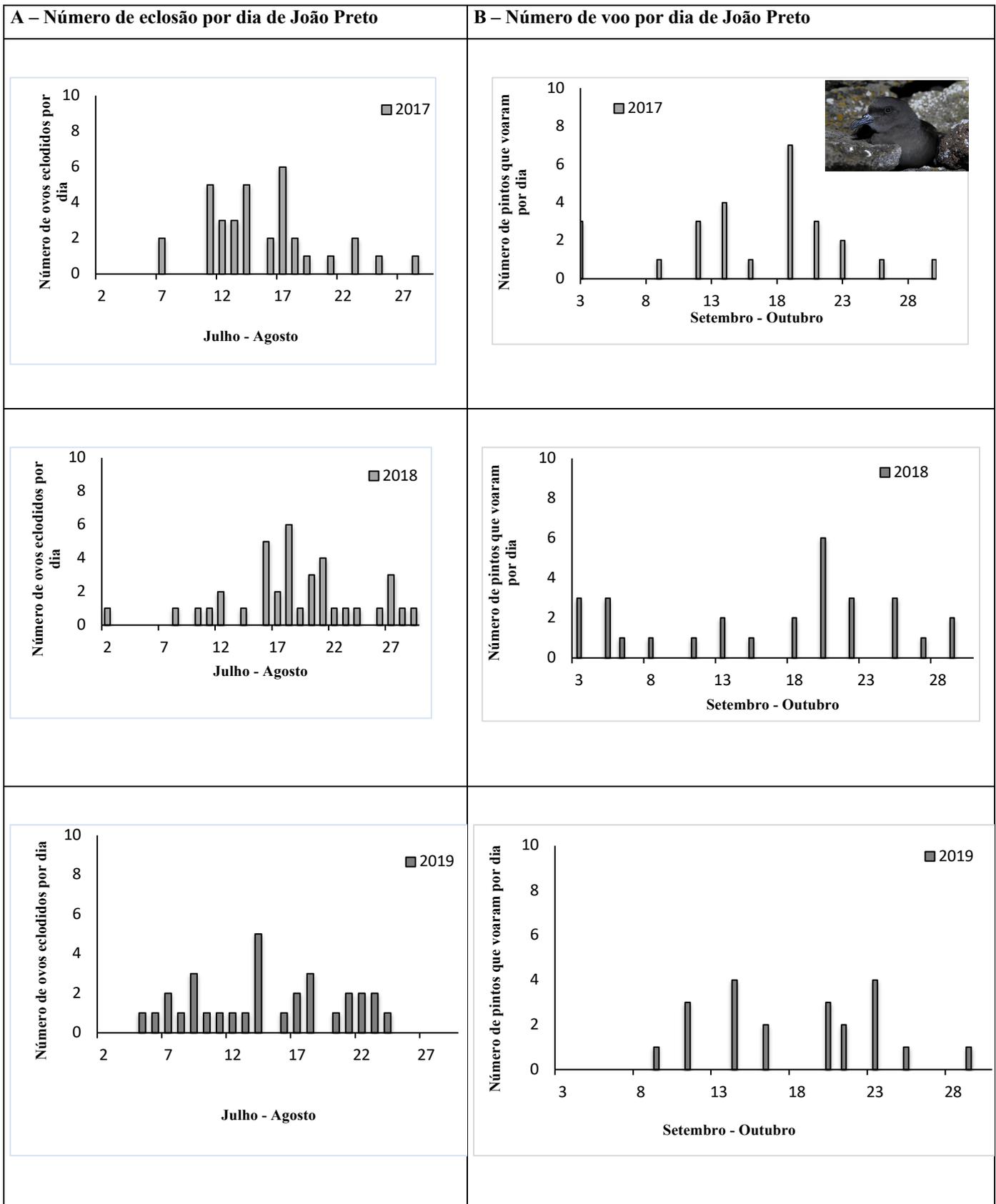


Figura 5. Distribuição da data de eclosão e voo de João Preto *Bulweria bulwerii* no ilhéu Raso de 2017 a 2019.

### 3.3 Variáveis ambientais

Nos 500 km em redor do ilhéu Raso e no período pré-postura (abril-maio), a variação de SST (SSTa) foi significativamente inferior e a variação de CHLa superior em 2018 do que em 2017 e 2019 ( $F_{2, 54} = 7,98$ ,  $P = 0,001$  e  $F_{2, 54} = 10,01$ ,  $P < 0,001$ , respetivamente). No período pré-eclosão (junho - julho), a SSTa foi significativamente inferior em 2018 quando comparada com os outros dois anos de estudo ( $F_{2, 54} = 5,02$ ,  $P = 0,01$ ; Tabela 4).

Na costa de África Ocidental e no período pré-postura, as variações de SST (SSTa) e CHLa foram significativamente inferiores em 2018 do que em 2017 e 2019 ( $F_{2, 69} = 8,52$ ,  $P = 0,001$  e  $F_{2, 69} = 9,69$ ,  $P < 0,001$ , respetivamente). No período pré-eclosão, a SSTa foi significativamente mais elevada em 2017 ( $F_{2, 69} = 11,19$ ,  $P < 0,001$ ) e a CHLa em 2017 e 2019 em relação aos outros anos de estudo ( $F_{2, 69} = 7,70$ ,  $P = 0,001$ ; Tabela 4).

**Tabela 4.** Média  $\pm$  desvio padrão das variações de temperatura da superfície da água do mar (SSTa) e concentração de clorofila *a* (CHLa) entre anos, para os períodos antes da postura (abril e maio), antes da eclosão (junho e julho) e antes do voo (agosto, setembro e outubro) para o arquipélago de Cabo Verde (500 km em redor do ilhéu Raso) e na costa de África Ocidental.

Variáveis	Variação da temperatura da superfície da água do mar (SSTa)			Variação de concentração de clorofila <i>a</i> (CHLa)		
	2017	2018	2019	2017	2018	2019
<b>500 km</b>						
Pré-postura	<b>0,63 <math>\pm</math> 0,09</b>	<b>-0,71 <math>\pm</math> 0,01</b>	<b>0,12 <math>\pm</math> 0,12</b>	-0,05 $\pm$ 0,09	<b>0,22 <math>\pm</math> 0,10</b>	<b>-0,11 <math>\pm</math> 0,06</b>
Pré-eclosão	<b>0,86 <math>\pm</math> 0,36</b>	<b>-0,62 <math>\pm</math> 0,03</b>	0,04 $\pm$ 0,19	-0,08 $\pm$ 0,06	0,04 $\pm$ 0,05	0,04 $\pm$ 0,16
Pré-voo	0,54 $\pm$ 0,50	-0,25 $\pm$ 0,41	-0,07 $\pm$ 0,09	0,01 $\pm$ 0,02	0,02 $\pm$ 0,01	-0,02 $\pm$ 0,01
<b>África Ocidental</b>						
Pré-postura	<b>0,91 <math>\pm</math> 0,24</b>	<b>-0,68 <math>\pm</math> 0,43</b>	-0,04 $\pm$ 0,07	1,46 $\pm$ 0,84	<b>-1,64 <math>\pm</math> 0,30</b>	-1,12 $\pm$ 0,35
Pré-eclosão	<b>1,46 <math>\pm</math> 1,48</b>	-0,16 $\pm$ 0,31	-1,12 $\pm$ 0,01	<b>1,79 <math>\pm</math> 0,71</b>	-0,60 $\pm$ 0,33	<b>1,98 <math>\pm</math> 1,03</b>
Pré-voo	0,12 $\pm$ 0,59	-0,47 $\pm$ 0,39	-0,15 $\pm$ 0,44	-0,06 $\pm$ 0,07	0,08 $\pm$ 0,03	-0,22 $\pm$ 1,15

## 4. Discussão

Este estudo é a primeira abordagem detalhada da biologia reprodutiva de Procellariiformes (Cagarra, João Preto e Pedreiro) em Cabo Verde, assim como uma análise da influência das variações inter-anuais das variáveis oceanográficas (indicadores de produtividade) nos parâmetros reprodutores da Cagarra e João Preto.

### 4.1 Biometrias dos Procellariiformes no ilhéu Raso

Os machos da Cagarra apresentam maior porte, sendo tipicamente mais pesados, e possuindo asas e tarsos maiores quando comparados com as fêmeas. A Cagarra de Cabo Verde é a espécie mais tropical de entre o género *Calonectris* e apresenta menor porte em comparação com outras três espécies do género *Calonectris*: *borealis*, *diomedea* e *leucomelas* (Valvo, 2001; Shirai *et al.*, 2013; Nava *et al.*, 2014) e, tal como nas restantes espécies, os machos são significativamente maiores do que as fêmeas em algumas das biometrias.

No que concerne a Pedreiro e João Preto não existe dimorfismo sexual, tal como já foi registado para *Puffinus spp.* no arquipélago da Madeira (Fagundes *et al.*, 2016). Porém, Fagundes *et al.*, (2016) confirmaram que para a região da Madeira, as aves do ilhéu de Cima (Porto Santo) são maiores do que das Selvagem Grande, com diferenças significativas para tarso, asa e peso. Quando comparamos a população de Pedreiro em Cabo Verde com outras populações do mesmo género, nota-se que o Pedreiro apresenta biometrias mais pequenas que as espécies que ocorrem no ilhéu de Cima, Madeira, (*Puffinus baroli*) e na costa do Pacífico México (*Puffinus opisthomelas*) que nidifica nas mesmas latitudes que o complexo de *Puffinus* da Macaronésia. Ao contrário do que sucede com as populações de Pedreiro na Macaronésia, *Puffinus baroli* no arquipélago da Madeira (Fagundes *et al.*, 2016) e *Puffinus lherminieri boydi* em Cabo Verde (este estudo), a *Puffinus opisthomelas* apresenta dimorfismo sexual em termos de biometrias (tamanho do tarso e tamanho da cabeça; Keitt *et al.*, 2003). Em relação a João Preto os nossos resultados demonstram que as aves apresentam biometrias similares às da população da Deserta Grande, arquipélago da Madeira (Nunes & Vicente, 1998).

## 4.2 Fenologia reprodutiva dos Procellariiformes no ilhéu Raso e relação com os fatores oceanográficos

No ilhéu Raso, a Cagarra inicia a prospeção de ninhos durante o mês de fevereiro / março, porém as posturas ocorrem maioritariamente no início de junho, como reportado por Naurois (1969) e Murphy (1924). As eclosões ocorreram em média entre finais de julho e início de agosto, dependendo dos anos, sendo que os últimos filhotes abandonam o ninho em novembro, com mais de três meses de idade. Se adicionarmos o período de prospeção ao período de reprodução, a espécie passa cerca de 70% do ano dedicada à reprodução. O período reprodutivo da espécie no ilhéu Raso é caracterizado por maior variabilidade anual na data de eclosão, contrariamente ao que se verifica com a Cagarra *Calonectris borealis* que se reproduz no Atlântico Norte, em várias colônias, das ilhas Selvagens à ilha Berlenga, com uma data de eclosão praticamente fixa (em média a 23 de julho / 25 de julho) para diversos anos e colônias (Ramos *et al.*, 2003). Quando se compara o período reprodutor da Cagarra entre Selvagem Grande, Açores e Berlenga as datas de postura são similares (Ramos *et al.*, 2003) o que não se verifica no ilhéu Raso ao longo dos anos, cuja data média de postura variou entre 6 e 13 de junho (este estudo). As oscilações inter-anuais verificadas no período reprodutor da espécie em Cabo Verde podem ser explicadas em parte com a maior variação anual na disponibilidade de recursos alimentares nas zonas sub-tropicais, em comparação com as zonas temperadas mais a norte (Naurois, 1969; Jaquemet *et al.*, 2007).

As posturas de João Preto ocorrem no final de maio, com as datas de eclosões em meados de julho e os últimos filhotes a abandonarem os ninhos apenas em outubro, totalizando em média 110 dias de período reprodutor, resultado similar ao obtido para a mesma espécie nas outras ilhas da Macaronésia (Ramos *et al.*, 2015).

Os nossos dados não permitem inferir sobre diferenças inter-anuais nos parâmetros reprodutores dos Pedreiros, porém o complexo de espécies e sub-espécies *Puffinus lherminieri* é caracterizado por apresentar grande variação anual nas datas de posturas e fenologia em geral (Keitt, 2003, Fagundes *et al.*, 2016).

No ilhéu Raso não encontramos diferenças entre os anos para os parâmetros dos ovos dos Procellariiformes (Cagarra e João Preto), no entanto ocorreram diferenças significativas inter-anuais na data de postura, eclosão e voo dos filhotes destes Procellariiformes. De uma forma geral, vários fatores influenciam o início da reprodução das aves, porém existe um fator limitante, associado aos recursos alimentares necessários para as fêmeas formarem ovos, e esse

é o principal fator para explicar a variação anual no início da estação reprodutora (Perrins, 1966). As variações inter-anuais em vários dos parâmetros reprodutores dos Procellariiformes no ilhéu Raso parecem estar associadas com as variações significativas inter-anuais encontradas nos parâmetros oceanográficos (CHLa e SSTa) a nível do arquipélago de Cabo Verde e na costa da África Ocidental.

Em 2018, a variação da temperatura foi em geral mais negativa e a de clorofila *a* mais positiva durante o período reprodutor, ou seja, as águas no arquipélago de Cabo Verde foram mais frias e produtivas do que a média histórica para esse mesmo período. Contudo, as posturas de Cagarra e João Preto ocorreram significativamente mais tarde em 2018 do que em 2017 e 2019, o que parece indicar que as condições no início da época de reprodução foram menos favoráveis em 2018. No entanto, alguns parâmetros corroboram o facto de 2018 ser o ano melhor em termos de produtividade marinha: os filhotes de Cagarra apresentaram uma condição corporal durante a fase de crescimento linear significativamente mais elevada e emanciparam-se mais cedo, e a taxa de crescimento da asa de João Preto também foi significativamente maior nesse ano. Apesar destas oscilações oceanográficas entre anos, o sucesso de eclosão e reprodutor das espécies não variaram significativamente entre anos, provavelmente porque as oscilações oceanográficas registadas durante este estudo não foram suficientes para se detetar um efeito ao nível do sucesso reprodutor.

O sucesso de eclosão e reprodutor das espécies não variaram entre os anos, provavelmente porque os fatores oceanográficos tiveram pouca influência nestes parâmetros, contrariamente ao que foi reportado para *Calonectris borealis* na ilha da Berlenga (Paiva *et al.*, 2013). A nossa hipótese é que apesar das oscilações identificadas no período de pré-postura nas variações de CHLa e SSTa entre os anos, os Procellariiformes podem ajustar a data da reprodução em função da disponibilidade de alimento no mar (Ramírez *et al.*, 2016). Contudo, só quando as oscilações oceanográficas são muito marcadas é que se nota um efeito visível sobre o sucesso reprodutor dos Procellariiformes, tal como registado para as populações de Cagarra das ilhas Berlenga (Paiva *et al.*, 2013) ou Corvo, Açores (Pereira *et al.*, 2020). Assim o sucesso da reprodução no ilhéu Raso foi influenciado principalmente pelos fatores dos locais de nidificação, como a presença de predadores naturais, competição por ninhos, características dos ninhos, experiência dos progenitores, e até condições climatéricas mais extremas, como tempestades (Ramos *et al.*, 2003; Fagundes *et al.*, 2016).

No caso de João Preto, a predação de ovos e filhotes e a competição por cavidades com Pedreiro podem explicar o baixo sucesso reprodutivo da espécie no ilhéu. Em 2017

confirmamos a predação de nove filhotes, 2018 de sete filhotes e 2019 de quatro filhotes no ilhéu Raso. Os filhotes desta espécie sofrem com a competição direta por cavidades de nidificação, com o Pedreiro a expulsá-las do ninho levando à sua morte. Em 2018 quase 50% dos ninhos monitorizados com filhotes de João Preto foram ocupados por Pedreiro. Estando expostas no exterior da cavidade, estas podem ser predadas por exemplo por Guincho *Pandion haliaetus* ou Francelho *Falco neglectus alexandri*. A presença de restos corporais de filhotes nos ninhos de Guincho confirma esta via de predação. Os ovos podem também ser predados por Lagartixa gigante *Tarentola gigas* (Lopes *et al.*, 2019) e por Corvos *Corvus ruficollis*. Esses fatores explicam em parte o sucesso de eclosão e reprodutor da espécie ser inferior a 50% no ilhéu Raso, sendo esse valor inferior aos registados para as populações desta espécie dos Açores, Canarias e Oceano Pacífico (Nunes & Vicente, 1998).

De uma forma geral, o longo período reprodutor das aves marinhas representa um maior gasto de energia e por conseguinte maior exposição às ameaças, tanto nas colónias como no mar. Como tal, os Procellariiformes que se reproduzem no Verão (Cagarra e João Preto) apresentam uma menor sincronia da fenologia reprodutora em Cabo Verde do que as espécies congéneres em zonas temperadas. Tal ajusta-se ao facto de os recursos alimentares em zonas tropicais serem menos abundantes e mais imprevisíveis. São necessários estudos a longo prazo, para relacionar melhor as variáveis oceanográficas com os parâmetros reprodutores dos Procellariiformes que se reproduzem em Cabo Verde (Ramos *et al.*, 2018).

**III. COMPETIÇÃO POR CAVIDADES DE  
NIDIFICAÇÃO ENTRE AVES MARINHAS NO  
ILHÉU RASO, CABO VERDE**

# 1. Introdução

Alguns animais apresentam um forte comportamento de filopatria, por exemplo quando efetuam grandes migrações para regressar a locais específicos para se alimentarem ou procriarem (Coulson, 2016). Quer para aves florestais que nidificam em cavidades nas árvores como os pica-paus, como para aves marinhas que nidificam em cavidades no solo, os locais de nidificação são escassos, o que pressupõe forte competição intraespecífica e interespecífica por locais de nidificação (Newton, 1998). A maioria das aves marinhas regressam em anos consecutivos ao mesmo local de procriação para nidificar (Coulson, 2016; Nunes *et al.*, 2018). No decorrer deste processo algumas espécies acabam por coincidir espacial e temporalmente na mesma área, sobretudo porque o período reprodutivo é longo (Schreiber & Burger, 2001) levando a competição por cavidades / ninhos.

Quando se estuda a competição por cavidade de nidificação entre as aves marinhas é importante ter em consideração, a diferença de tamanho corporal entre os indivíduos ou espécies competidoras, as características dos ninhos (principalmente o tamanho da entrada do ninho, que limitará o acesso a espécies de maior tamanho) e a “personalidade / agressividade” dos indivíduos / espécies (Ramos *et al.*, 1997; Patrick & Weimerskirch, 2014; Krüger *et al.*, 2019). Em espécies com reprodução sazonal em ilhas oceânicas, a competição por locais de nidificação pode depender da data em que os indivíduos chegam ao local (Pontier *et al.*, 2009). Como tal, os indivíduos que chegam cedo teoricamente são capazes de garantir territórios de qualidade superior aos que chegam mais tarde (Pontier *et al.*, 2009) e para estes, a única solução para nidificar poderá ser a competição por ninhos. Em relação às aves marinhas, tal é particularmente evidente nas colónias multiespecíficas de Procellariiformes que nidificam em cavidades no solo (Ramos *et al.*, 1997).

As aves marinhas pelágicas sincronizam a época de reprodução de acordo com os indicadores de produtividade marinha, como a temperatura da superfície da água do mar e a concentração de clorofila *a* (Fagundes *et al.*, 2016), que estão correlacionadas com a abundância de pequenos peixes pelágicos, o principal grupo de presas consumido pelas aves marinhas (Jaquemet *et al.*, 2007). De um modo geral, os indivíduos que conseguem obter melhores cavidades/ ninhos apresentam um maior sucesso reprodutor (Nunes *et al.*, 2018).

Em colónias mistas de Procellariiformes, algumas espécies utilizam as mesmas cavidades de nidificação ao longo do ano, e em períodos de sobreposição podem expulsar os filhotes de outras espécies antes destes atingirem a idade de emancipação (Monteiro *et al.*,

1996; Ramos *et al.*, 1997; Fagundes *et al.*, 2016). Porém, ainda pouco se sabe sobre o impacto destas interferências no sucesso reprodutor. Nas colónias mistas de Procelariiformes do Atlântico Norte, ocorre reprodução de aves marinhas ao longo de todo o ano, existindo sobreposição no início e no final dos períodos de reprodução, tanto nos reprodutores de Inverno, como nos de Verão (Monteiro *et al.*, 1996; Ramos *et al.*, 1997; Fagundes *et al.*, 2016). Por exemplo o João Preto *Bulweria bulwerii* pode competir com a Cagarra *Calonectris borealis* devido à sobreposição entre os períodos reprodutores destas duas espécies nos arquipélagos dos Açores e da Madeira (Ramos *et al.*, 1997). O João Preto efetua a postura de ovos entre finais de maio e início de junho, com um período de incubação de aproximadamente 45 dias, e os últimos juvenis deixam o ninho entre finais de setembro e início de outubro (Monteiro *et al.*, 1999). Já as Cagarras efetuam as posturas no final de maio / início de junho, com um período de incubação de aproximadamente 52-55 dias e os últimos juvenis deixam o ninho a meados de novembro. De igual forma, o Pedreiro *Puffinus lherminieri baroli* um reprodutor de inverno, que faz a sua postura em meados de fevereiro em ilhas dos arquipélagos da Madeira e das Selvagens, apresenta um período de incubação de cerca de 55 dias (Fagundes *et al.*, 2016) e os últimos juvenis deixam o ninho em maio. Porém, a altura em que os juvenis deixam os ninhos coincide com a chegada dos indivíduos de João Preto podendo estes ocupar os ninhos com filhotes de Pedreiro antes da sua emancipação.

A competição por cavidades de nidificação entre aves marinhas é portanto natural, no entanto poderá ser cada vez mais intensa sobretudo devido ao desenvolvimento urbano e turístico em muitas ilhas oceânicas, tornando desta forma as áreas disponíveis para as aves marinhas nidificarem cada vez mais escassas (Was *et al.*, 2000). Nesse sentido, torna-se essencial estudar a competição por ninhos, sobretudo porque esse conhecimento poderá também auxiliar a conservação de algumas espécies, caso seja necessário utilizar ninhos artificiais de forma a evitar a competição interespecífica (Bolton *et al.*, 2004).

Em Cabo Verde, o ilhéu Raso é uma das áreas mais importantes para a nidificação de aves marinhas e sabe-se que o período reprodutor das aves marinhas é geralmente extenso, e algumas espécies como o Rabo-de-junco *Phaethon aethereus*, reproduzem-se durante todo o ano. Assim, durante o início ou o término da reprodução, acabam por se cruzar no mesmo local com outras espécies de tamanho corporal similar como a Cagarra de Cabo Verde *Calonectris edwardsii* (doravante referida apenas como Cagarra). Contudo, não se sabe qual o grau de competição interespecífica por cavidades de nidificação, nem o impacto deste aspeto no sucesso reprodutor dos diferentes indivíduos. Neste trabalho, através de prospeção e

monitorização de ninhos ativos, avaliamos a competição por cavidades de nidificação entre o João Preto e Pedreiro, e entre Cagarra e Rabo-de-junco no ilhéu Raso. Estas duas combinações de espécies foram selecionadas por terem tamanho similar e sobrepor-se no início e / ou no término do período reprodutor, o que propicia eventual competição por cavidades de nidificação. Avaliamos quais as características das cavidades de nidificação que influenciam a competição entre as espécies e as consequências da competição no sucesso de reprodutor. Avaliamos ainda a relação da personalidade de Rabo-de-junco e da Cagarra (num gradiente de “tímidos a arrojados”), quantificada pelo método de “resposta a um objeto estranho”, à mesma espécie e a outra espécie competidora na defesa do ninho / cavidade. Como tal, espera-se que durante a competição as espécies de porte similares (p.e. Pedreiro e João Preto) ocupem as mesmas cavidades de nidificação no ilhéu, e as espécies de maior porte (p.e. Rabo-de-junco) “ganhem” o acesso ao ninho, como relatado para Cagarra *Calonectris borealis* sobre os pequenos Procellariiformes (p.e. João Preto) nos Açores (Ramos *et al.*, 1997). Espera-se que os ninhos mais profundos (p.e. de melhor qualidade) no ilhéu Raso sejam alvo de maior competição, à semelhança do reportado para outras colónias em ilhas da Macaronésia (Ramos *et al.*, 1997; Fagundes *et al.*, 2016). Por último, esperamos que a espécie com maior prevalência de indivíduos mais “arrojados” (*bold*) ganhe nessa competição, em relação à espécie com indivíduos mais tímidos (*shy*), porque isso também sucede no mar, na competição por acesso a áreas mais produtivas (Patrick & Weimerskirch, 2014; Krüger *et al.*, 2019), e por conseguinte, apresente maior potencial para competição por locais de nidificação.

## 2. Métodos

### 2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no ilhéu Raso, que faz parte de uma reserva natural integral, com uma área 7 km<sup>2</sup> (MADRRM, 2010). O estudo foi realizado durante o período reprodutor de Pedreiro (março de 2018 e março a maio de 2019), Rabo-de-junco (março, agosto e setembro de 2018 e, março a maio de 2019), Cagarra e João Preto (agosto e setembro de 2018). Durante esse período, caracterizamos e monitorizamos os ninhos das quatro espécies no ilhéu, identificando os ninhos usurpados e, por último filmamos adultos de Cagarra e de Rabo-de-junco a incubar ou com filhotes. Todos os ninhos encontrados foram georreferenciados e classificados em ativos (com ovo, filhotes e adultos) ou inativos (sem presença de aves). As distâncias entre os ninhos foram determinadas tendo como referência a distância ao ninho mais próximo da espécie em análise.

### 2.2 Caracterização das cavidades de nidificação e monitorização/ prospeção por ninhos usurpados

Os ninhos de Rabo-de-junco foram medidos durante os meses de março, agosto e setembro de 2018; da Cagarra em agosto e setembro de 2018; Pedreiro em março de 2018 e João Preto em agosto e setembro de 2018. O período de competição por cavidades entre as espécies foi determinado tendo em consideração o período em que as espécies se reproduzem/coexistem no ilhéu Raso. O espaço de competição baseou-se na caracterização dos ninhos e nas relações de competição por cavidades / ninhos, estabelecidas entre as espécies Pedreiro e João Preto e entre Cagarra e Rabo-de-junco. Nesse contexto foram marcados e seguidos ninhos das quatro espécies para determinar a espécie usurpadora da cavidade de nidificação, o dono do ninho e as consequências resultantes dessas interações.

Os ninhos foram caracterizados através da medição de a) **profundidade total**, como a distância máxima da entrada do ninho ao ponto mais profundo da câmara (seguindo a linha do corredor de entrada); b) **profundidade de entrada**, a medida mais longa do corredor de entrada, ou seja, até a ampliação de uma câmara; c) **altura da entrada do ninho**, a altura máximo da entrada do ninho e perpendicular ao solo e d) **largura de entrada do ninho**, a largura máximo da entrada do ninho, perpendicular à profundidade da câmara e paralela ao solo (Fagundes *et al.*, 2016). Todas as medições foram realizadas com uma fita métrica. Para os ninhos com mais de uma entrada, considerou-se como entrada principal aquela onde havia

maior quantidade de dejetos das aves. A **temperatura** e a **humidade relativa** dos ninhos foram medidas com um Higrômetro Digital monitor de mão, usando a média de três medições, sempre no horário compreendido entre as 11h e às 14h.

Consideramos como espécies que competem pela mesma cavidade / ninho, sempre que estas ocupassem em simultâneo a mesma cavidade, ou partilhassem a mesma cavidade antes do término da reprodução do indivíduo considerado como “dono do ninho”. Consideramos como dono do ninho, a espécie que estava a ocupar o ninho com ovo ou filhote. Estes ninhos foram marcados e caracterizados quanto ao conteúdo (ovo, filhote ou adultos), conteúdo expulso da cavidade pelo usurpador (ovo, filhote ou adultos), resistência do dono da cavidade (resistiu ou não ofereceu resistência, quando expulso e o ninho for ocupado pelo usurpador), abandonou o ninho, consequência da expulsão do filhote do ninho (quando possível de determinar) e caracterização da cavidade de nidificação (como referido no paragrafo anterior).

Para determinar a competição por cavidades entre a Cagarra e Rabo-de-junco realizou-se prospeção durante a noite na colónia de nidificação de Rabo-de-junco para averiguar se a Cagarra ocupava os ninhos ativos de Rabo-de-junco. Os fatores analisados foram número de Cagarras a ocupar ninhos de Rabo-de-junco, tipos de cavidades ocupadas (ninhos ou grutas), localização da Cagarra (dentro ou fora do ninho), condição do ninho aquando da ocupação (ativo ou inativo), assim como as consequências das ocupações. Durante duas noites (24/26 - de março de 2018), com horário aleatório das 00h00 às 06h00 e das 21h00 às 04h00 respetivamente, foram monitorizados 67 ninhos de Rabo-de-junco. Foram ainda recolhidos dados biométricos das espécies em competição (comprimento da asa, do tarso, do bico e o peso) para determinar o efeito do tamanho corporal na competição. Para complementar esta metodologia, realizamos prospeções diárias na colónia durante a noite, em março, agosto e setembro de 2018 para identificar competição por ninhos e as suas consequências. Adicionalmente, Sarah Saldanha (com. pess.) monitorizou ninhos com filhotes de Rabo-de-junco em março de 2018 no ilhéu Raso e partilhou informações sobre todos os ninhos da espécie ocupados por Cagarras e as consequências resultantes dessas interferências.

Em relação à competição entre Pedreiro e João Preto, realizamos prospeções no ilhéu Raso para identificar cavidades ocupadas por ambas as espécies, nos seus respetivos períodos de reprodução (método idêntico ao descrito para Cagarra e Rabo-de-junco). Para complementar essa metodologia, utilizaram-se ainda dados da monitorização da biologia reprodutora de ambas as espécies no ilhéu Raso em 2018.

### 2.3 Avaliação de personalidade

A personalidade foi quantificada pelo método de “resposta a um objeto estranho” (Patrick & Weimerskirch, 2014). Utilizou-se uma câmara *Campark* associada a um frontal e presos a uma vara de 1,5 m, que se expôs ao indivíduo a incubar o ovo ou com filhotes, filmando o seu comportamento durante 2 minutos (Figura 1). Noutras duas ocasiões (diferença de 3 dias em média) ainda na mesma fase do ciclo reprodutor, os mesmos indivíduos foram novamente filmados com o mesmo método, mas associando à extremidade da vara (1) um indivíduo da mesma espécie e (2) um indivíduo da espécie competidora por espaço de nidificação. Ambos os exemplares encontrados mortos na colónia, mas com fisionomia próxima de indivíduo vivo. Desta forma foi possível quantificar a alteração comportamental em resposta à interferência de um intruso competidor da mesma espécie ou de outra espécie. No caso do Rabo-de-junco a espécie competidora é a Cagarra e vice-versa. As filmagens dos indivíduos no ninho foram realizadas em agosto e setembro de 2018 (para Cagarra e Rabo-de-junco) e março a maio de 2019 (Rabo-de-junco).

Em relação a João Preto e Pedreiro não foi possível avaliar a personalidade dos indivíduos seguindo a mesma metodologia por causa do pequeno tamanho dos ninhos que impossibilitam a introdução de exemplares da espécie e câmara de filmar em simultâneo.

Exclui-se os primeiros e últimos 30s de vídeo, por ser o tempo estimado de colocar a câmara no ninho e apenas se usou 1 minuto de filmagem para quantificar comportamento. Contabilizou-se o número de vezes que o indivíduo 1) **vocaliza**, 2) se **levanta**, 3) **exibe tremor**, 4) **vira** mais de 90° em relação ao objeto, 5) se **sacode**, 6) **escava** atirando terra para o objeto, 7) **bica**, 8) **foge**, e 9) **salta** (Krüger *et al.*, 2019). No fim das filmagens foram medidas tarso, bico, asa e peso dos indivíduos filmados, para avaliar a influência das características físicas no padrão de comportamentos apresentados pelos indivíduos.



**Figura 1.** Câmera usada na filmagem dos ninhos (à esquerda) e filmagem de ninho de Rabo-de-junco com exemplar de Cagarra (à direita).

## 2.3 Análise de dados

### a) Caracterização dos ninhos e competição por cavidade de nidificação

Comparamos os dois grupos de espécies tendo em consideração a competição interespecífica identificada no ilhéu Raso: Cagarra vs. Rabo-de-junco e Pedreiro vs. João Preto. Determinamos a média e o desvio padrão das características dos ninhos amostrados no ilhéu Raso (profundidade total, profundidade de entrada, altura de entrada do ninho, largura de entrada, distância do ninho mais próximo, temperatura, humidade relativa e volume do ninho) destas quatro espécies de aves marinhas reprodutoras no ilhéu Raso. O volume do ninho foi calculado através da fórmula: altura de entrada do ninho \* largura de entrada do ninho \* profundidade total do ninho. O substrato de cada ninho foi determinado tendo em consideração o material dominante no interior do ninho: misto (mistura de solo e rocha), solo ou rocha.

Um teste *t student* foi usado para avaliar se as características dos ninhos de Rabo-de-junco ocupados por Cagarra diferem dos ninhos da espécie não ocupados pela Cagarra. O mesmo teste foi usado para detetar diferenças nas características dos ninhos de João Preto ocupado por Pedreiro e ninhos de João Preto não ocupado por Pedreiro. Usamos o teste qui-quadrado para comparar o substrato dos ninhos: a) ninhos de Rabo-de-junco ocupado por Cagarra vs. ninhos de Rabo-de-junco não ocupado por Cagarra; b) ninhos de João Preto ocupado por Pedreiro vs. ninhos de João Preto não ocupado por Pedreiro. Um teste *t student* foi usado para avaliar diferenças nas biometrias entre Cagarra e Rabo-de-junco e, entre Pedreiro e João Preto que competem pelas mesmas cavidades de nidificação. O mesmo teste foi usado também para avaliar diferenças biométricas entre Pedreiro e filhotes de João Preto atacados por Pedreiro.

Através das análises comparativas das biometrias (peso e asa) dos filhotes de João Preto com idade conhecida (dados não publicados) determinou-se a idade dos filhotes da espécie, que foram alvo de interferência por Pedreiro. Não foi possível fazer comparação entre filhote de Rabo-de-junco vs. Cagarra sobretudo devido a dados insuficientes para a biometria dos indivíduos envolvidos na competição.

### **b) Avaliação de personalidade de Cagarra e Rabo-de-junco no ninho**

Para caracterizar cada indivíduo em termos de personalidade usou-se uma análise de *non-metric multi-dimensional scaling* NMDS (distância euclidiana, standardização de Wisconsin, 100 - 500 partidas aleatórias) na contagem de diferentes comportamentos de cada indivíduo, utilizando o pacote de análise *vegan* da plataforma R (R Core Team 2020). Os *scores* individuais resultantes do eixo 1 do NMDS (NMDS1) foram usados para caracterizar a personalidade de cada indivíduo. Classificou-se assim cada indivíduo como “arrojado” ou “tímido” baseado nos comportamentos exibidos em reação à apresentação do objeto estranho. A análise de NMDS foi efetuada para cada espécie em separado. Utilizou-se ainda uma análise multivariada de variância permutacional *PERMANOVA* (distância euclidiana e 999 permutações) para testar se a classificação de personalidade com separação no zero absoluto, produzia dois grupos distintos.

A análise de NMDS foi efetuada para cada espécie em separado. Uma ANOVA de amostras repetidas, seguida de comparações múltiplas com correção de Bonferroni, foi usada para testar o efeito de (1) espécie (Rabo-de-junco ou Cagarra), (2) reação ao objeto (objeto estranho, exemplar da mesma espécie ou da espécie competidora) e (3) interação dos dois fatores anteriores nos scores individuais da análise NMDS1. Determinou-se ainda o índice de condição corporal (BCI) individual através de regressões lineares entre o peso e tarso, separadas por espécie. O BCI correspondeu assim ao valor de resíduo padrão (distância à reta da regressão) de cada indivíduo. Uma ANOVA fatorial permitiu testar diferenças no valor de BCI entre espécies (Rabo-de-junco ou Cagarra), personalidades (“arrojado” ou “tímido”) e interação dos dois fatores anteriores.

### 3. Resultados

#### 3.1) Rabo-de-junco e Cagarra

As duas espécies foram comparadas de acordo com o seu potencial para competir por cavidades de nidificação no ilhéu Raso.

##### a) Biometrias

A análise de biometrias de Cagarra e Rabo-de-junco identificados a competir pela mesma cavidade de nidificação no ilhéu Raso mostrou que o Rabo-de-junco é mais pesado que a Cagarra em média 165 gramas, o bico é maior em média em 16 mm, o tarso menor em 21 mm, asa em 5 mm e apresenta melhor índice de condição corporal (BCI) (Tabela 1). Existiram diferenças significativas para o peso, tarso e bico, mas não para asa e BCI entre as duas espécies (Tabela 1).

**Tabela 1.** Média ( $\pm$  desvio padrão) de biometria de Rabo-de-junco *Phaethon aethereus* (n = 19) e Cagarra *Calonectris edwardsii* (n = 36) que competem pela mesma cavidade de nidificação no ilhéu Raso. Diferenças significativas estão assinaladas a negrito.

Biometrias	Rabo-de-junco	Cagarra	Estatística
Peso (g)	601,21 $\pm$ 83,32	436,38 $\pm$ 43,95	$t_{53} = 9,64$ , <b>P &lt; 0,001</b>
Tarso (mm)	31,10 $\pm$ 2,58	51,70 $\pm$ 4,09	$t_{53} = 19,88$ , <b>P &lt; 0,001</b>
Bico (mm)	62,35 $\pm$ 4,04	45,87 $\pm$ 4,02	$t_{53} = 14,41$ , <b>P &lt; 0,001</b>
Asa (mm)	307,11 $\pm$ 30,25	312,00 $\pm$ 18,19	$t_{53} = 0,75$ , P = 0,45
BCI	0,22 $\pm$ 1,22	-0,12 $\pm$ 0,83	$t_{53} = 1,25$ , P = 0,21

##### b) Características dos ninhos

Os ninhos de Rabo-de-junco são mais profundos (profundidade de entrada,  $0,88 \pm 0,49$  m e profundidade total,  $1,38 \pm 0,67$  m), apresentam maior largura de entrada ( $0,27 \pm 0,18$  m), altura de entrada ( $0,59 \pm 0,40$  m) e volume ( $0,20 \pm 0,19$  m<sup>3</sup>) em comparação com ninhos da Cagarra. Também estão mais próximos entre si ( $12,88 \pm 34,00$  m), e apresentam menor temperatura ( $19,03 \pm 1,89$  °C) e humidade relativa ( $60,75 \pm 8,00$  %) em comparação com os

ninhos de Cagarra. O substrato mais representativo dos ninhos de ambas às espécies é rocha e encontra-se em maior percentagem em ninhos de Cagarra (Tabela 2).

Existiram diferenças significativas entre a profundidade de entrada dos ninhos ativos, e a profundidade total dos ninhos de Rabo-de-junco ocupados por Cagarra e os ninhos ativos de Rabo-de-junco que não foram ocupadas por Cagarra ( $t_{32} = 2,807$ ,  $P < 0,001$  e, bem como entre  $t_{32} = 2,347$ ,  $P = 0,02$ ). No que se refere às outras características dos ninhos não existiram diferenças significativas entre os ninhos das duas espécies (Tabela 2).

**Tabela 2.** Média ( $\pm$ desvio padrão) de diferentes características dos ninhos de Cagarra (n = 88), Rabo-de-junco (n = 44), e comparação entre ninhos ativos de Rabo-de-junco não ocupado por Cagarra (n = 15) e ninhos de Rabo-de-junco ocupado por Cagarra (n = 19) no ilhéu Raso. Diferenças significativas assinaladas a negrito.

Características dos ninhos	Cagarra	Rabo-de-junco	Ninhos de Rabo-de-junco não ocupados por Cagarra	Ninhos de Rabo-de-junco ocupados por Cagarra	Estatística
Profundidade de entrada do ninho (m)	0,38 $\pm$ 0,20	0,88 $\pm$ 0,49	0,70 $\pm$ 0,34	1,15 $\pm$ 0,52	$t_{32} = 2,80$ , <b>P &lt; 0,001</b>
Altura do ninho (m)	0,12 $\pm$ 0,09	0,27 $\pm$ 0,18	0,23 $\pm$ 0,12,	0,31 $\pm$ 0,19	$t_{32} = 1,32$ , P = 0,19
Largura ninho (m)	0,24 $\pm$ 0,10	0,59 $\pm$ 0,40	0,58 $\pm$ 0,38	0,67 $\pm$ 0,48	$t_{32} = 0,59$ , P = 0,55
Profundidade total do ninho (m)	0,67 $\pm$ 0,27	1,38 $\pm$ 0,67	1,16 $\pm$ 0,60	1,69 $\pm$ 0,48	$t_{32} = 2,34$ , <b>P = 0,02</b>
Volume do ninho (m <sup>3</sup> )	0,20,11 $\pm$ 0,19	0,30 $\pm$ 0,47	0,26 $\pm$ 0,58	0,39 $\pm$ 0,46	$t_{32} = 0,68$ , P = 0,49
Distância do ninho mais próximo (m)	15,22 $\pm$ 24,19	12,88 $\pm$ 34,00	6,58 $\pm$ 7,21	9,06 $\pm$ 9,50	$t_{32} = 0,83$ , P = 0,29
Temperatura (°C))	23,15 $\pm$ 2,36	19,03 $\pm$ 1,89	19,40 $\pm$ 2,36	18,53 $\pm$ 0,93	$t_{32} = 1,47$ , P = 0,14
Humidade relativa (%)	63,39 $\pm$ 7,38	60,75 $\pm$ 8,00	61,09 $\pm$ 9,45	62,55 $\pm$ 4,56	$t_{32} = 0,59$ , P = 0,55
Substrato do Ninho					
Misto (%)	27	43	26	53	$\chi^2_5 = 3,02$ , P < 0,69
Solo (%)	13	9	7	10	
Rocha (%)	60	48	66	37	

### **c) Competição por cavidades de nidificação**

Durante o período reprodutor de Rabo-de-junco (Inverno, março de 2018) foram contabilizados cerca de 80 ninhos ativos, e desses ninhos quarenta e um (51%) sofreram interferência da Cagarra, tendo como consequência: oito (20%) ninhos foram apenas ocupados por Cagarra, dezassete (41%) foram abandonados com ovos, dois (5%) ovos foram encontrados quebrados, cinco (12%) filhotes feridos, oito (20%) filhotes mortos e um (2%) adulto morto.

Os dados de seguimento de duas noites mostram que dos 67 ninhos de Rabo-de-junco visitados no ilhéu Raso, 48% foram ocupados por Cagarra no período de prospeção, sendo que 49% desses ninhos eram ninhos ativos de Rabo-de-junco com ovo ou filhote, os restantes tinham apenas adulto de Rabo-de-junco no ninho, ou já tinham sofrido interferência da Cagarra. Identificamos a presença de 146 Cagarras dentro ou nas imediações dos ninhos Rabo-de-junco visitados durante duas noites, o que equivale a uma média de duas Cagarras por ninhos, sendo que 34% estavam dentro dos ninhos da espécie. Os ninhos foram ocupados normalmente por casais de Cagarra em prospeção por cavidade de nidificação como confirmado durante o mês de março de 2018.

## **3.2) João Preto e Pedreiro**

### **a) Biometrias**

A análise de biometrias de Pedreiro e João Preto que competem pelas mesmas cavidades de nidificação mostrou que o Pedreiro é significativamente mais pesado e tem tarso, bico e asa significativamente mais longos que o João Preto (Tabela 3). O Pedreiro apresenta ainda em média melhor BCI em comparação com o João Preto, embora esta diferença não seja significativa (Tabela 3).

**Tabela 3.** Média ( $\pm$ desvio padrão) de biometria de Pedreiro *Puffinus lherminieri boydi* (n = 31) e João Preto *Bulweria bulwerii* (n = 20) que competem por mesma cavidade de nidificação no ilhéu Raso. As diferenças significativas estão assinaladas a negrito.

Variáveis	Pedreiro	João Preto	Estatísticas
Peso (g)	165,03 $\pm$ 34,50	114,10 $\pm$ 43,97	$t_{49} = 4,61$ , <b>P &lt; 0,001</b>
Tarsos (mm)	40,32 $\pm$ 1,71	30,17 $\pm$ 2,17	$t_{49} = 18,55$ , <b>P &lt; 0,001</b>
Bico (mm)	22,48 $\pm$ 1,41	21,12 $\pm$ 1,09	$t_{49} = 3,63$ , <b>P &lt; 0,001</b>
Asa (mm)	183,06 $\pm$ 6,71	199,45 $\pm$ 6,30	$t_{49} = 8,71$ , <b>P &lt; 0,001</b>
BCI	0,04 $\pm$ 0,91	-0,07 $\pm$ 1,11	$t_{49} = 0,45$ , P = 0,68

A análise de biometrias de Pedreiro usurpador do ninho e filhotes de João Preto atacados, mostra que o Pedreiro é mais pesado do que os filhotes de João Preto em média 7 gramas, o tarso é maior em média 11 mm, o bico em média em 2 mm, asa em 32 mm e apresenta melhor BCI. Os dados biométricos mostram que existem diferenças significativas para o tarso, bico e a asa entre Pedreiro adulto e filhote de João Preto, quando foram atacados (Tabela 4). Porém não existem diferenças significativas em relação ao peso e BCI entre Pedreiro adultos e filhotes de João Preto quando foram atacadas (Tabela 4).

**Tabela 4.** Análise comparativa entre as biometrias de Pedreiro (ocupante do ninho, n = 10) e filhotes de João Preto (dono do ninho, n = 8). Apresenta-se a média  $\pm$ desvio padrão, e as diferenças significativas estão assinaladas a negrito.

Variáveis	Pedreiro	Filhotes de João Preto	Estatística
Peso (g)	179,00 $\pm$ 20,78	172,50 $\pm$ 86,31	$t_{16} = 0,23$ , P = 0,81
Tarso (mm)	39,64 $\pm$ 2,06	28,75 $\pm$ 3,55	$t_{16} = 8,15$ , <b>P &lt; 0,001</b>
Bico (mm)	22,49 $\pm$ 1,59	20,00 $\pm$ 1,94	$t_{16} = 2,98$ , <b>P = 0,008</b>

Asa (mm)	180,70 ± 5,01	148,87 ± 25,93	$t_{16} = 3,82$ , <b>P &lt; 0,001</b>
BCI	0,11 ± 0,35	-0,13 ± 1,44	$t_{16} = 0,53$ , P = 0,60

## b) Características dos ninhos

Os ninhos de Pedreiro têm menor altura ( $0,08 \pm 0,01$  m) e largura ( $0,12 \pm 0,06$  m) de entrada, e uma temperatura ( $19,44 \pm 2,22$  °C) e humidade relativa ( $57,64 \pm 6,09$  %) mais baixas em comparação com os ninhos de João Preto. Mas os ninhos apresentam maior profundidade de entrada e profundidade total ( $0,31 \pm 0,17$  m e  $0,48 \pm 0,20$  m) e volume ( $0,005 \pm 0,004$  m<sup>3</sup>) em comparação com os ninhos de João Preto (Tabela 5). O substrato dominante é rocha (58 %) e é encontrada em maior percentagem nos ninhos de João Preto. Existiram diferenças significativas na altura de entrada entre os ninhos de João Preto não ocupado por Pedreiro e os ninhos de João Preto ocupados por Pedreiro ( $t_{20} = 2,28$ , P = 0,03). Porém não existiram diferenças significativas para as outras características dos ninhos (Tabela 5).

**Tabela 5.** Média ( $\pm$ desvio padrão) de medições de diferentes características dos ninhos de João Preto (n = 50) e Pedreiro (n = 22), e comparação entre ninhos ativo de João Preto não ocupado por Pedreiro (n = 15) e ninhos de João Preto ocupado por Pedreiro (n = 7) no ilhéu Raso. As diferenças significativas estão assinaladas a negrito.

Características dos ninhos	João Preto	Pedreiro	Ninho de João Preto não ocupado por Pedreiro	Ninho de João Preto ocupado por Pedreiro	Estatística
Profundidade de entrada do ninho (m)	0,16 ± 0,08	0,31 ± 0,17	0,15 ± 0,07	0,16 ± 0,09	$t_{20} = 0,26$ , P = 0,79
Altura do ninho (m)	0,09 ± 0,04	0,08 ± 0,01	0,08 ± 0,03	0,13 ± 0,07	$t_{20} = 2,28$ , <b>P = 0,03</b>
Largura ninho (m)	0,12 ± 0,05	0,12 ± 0,06	0,12 ± 0,05	0,16, ± 0,10	$t_{20} = 1,07$ , P = 0,29
Profundidade total do ninho (m)	0,35 ± 0,11	0,48 ± 0,20	0,32 ± 0,09	0,30 ± 0,12	$t_{20} = 0,50$ , P = 0,61
Volume do ninho (m <sup>3</sup> )	0,004 ± 0,004	0,005 ± 0,004	0,003 ± 0,002	0,007 ± 0,008	$t_{20} = 1,58$ , P = 0,12
Distância do ninho mais próximo (m)	6,21 ± 6,45	2,69 ± 4,48	5,14 ± 5,73	6,42 ± 2,16	$t_{20} = 1,54$ , P = 0,13
Temperatura (°C)	24,29 ± 1,21	19,44 ± 2,22	24,16 ± 1,11	23,51 ± 1,20	$t_{20} = 1,24$ , P = 0,22
Humidade relativa (%)	63,44 ± 7,84	57,64 ± 6,09	64,85 ± 7,35	59,00 ± 5,10	$t_{20} = 1,89$ , P = 0,07

Substrato do Ninho	-	-	-	-	-
Misto (%)	36	41	33	57	$\chi^2_3 = 1,17; P = 0,75$
Solo (%)	6	14	0	0	
Rocha (%)	58	41	67	43	

### c) Competição por cavidade de nidificação

Dos 19 ninhos de João Preto com filhotes monitorizados entre agosto e setembro de 2018, 42% foram ocupados em simultâneo por Pedreiro. Em dois ninhos de João Preto com filhotes, confirmou-se a presença de Pedreiro em quatro dias seguidos. De entre os ninhos ocupados, 25% dos filhotes foram expulsos do ninho, 50% dos filhotes apresentavam ferimentos (Figura 2) e 25% estavam saudáveis e sem ferimentos. Os filhotes atacados por Pedreiro tinham idades compreendidas entre os 35 a 56 dias.

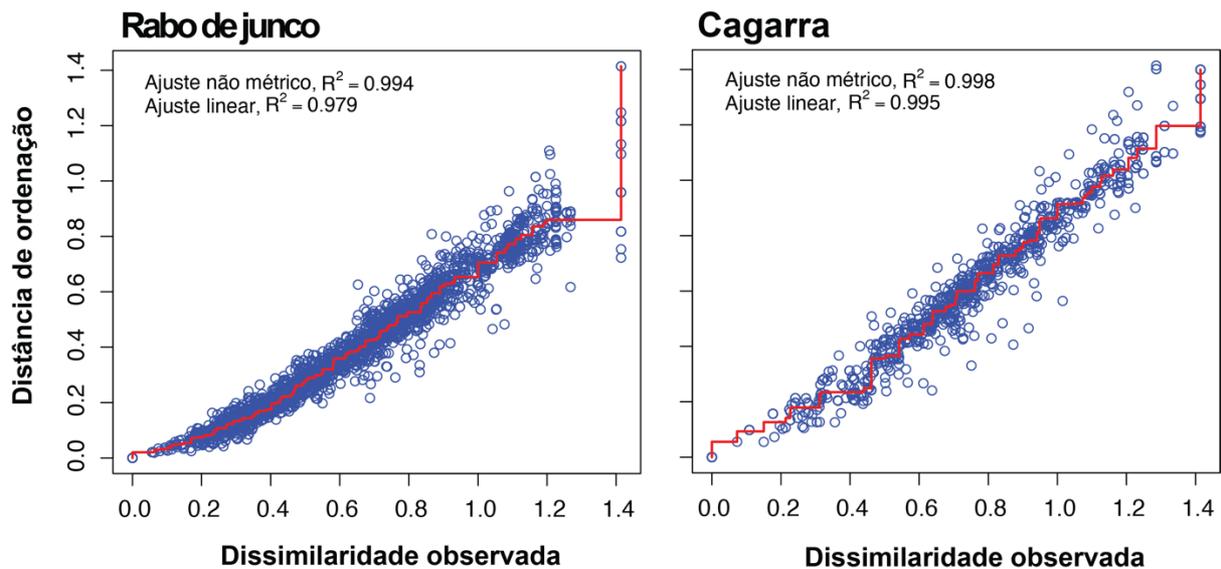


**Figura 2.** Filhote de João Preto com vestígios na nuca de ataque por Pedreiro no ilhéu Raso.

## 3.3) Influência da personalidade na competição por cavidades de nidificação

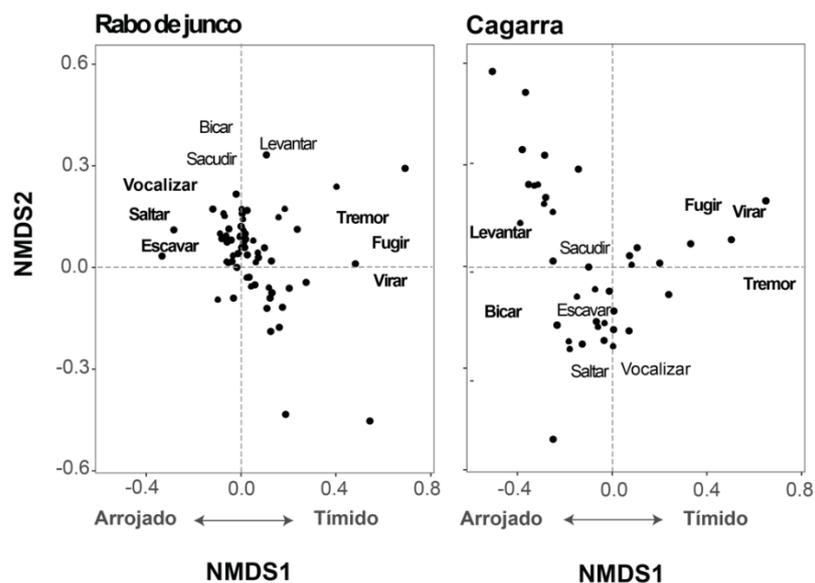
### 3.3.1) Rabo-de-junco e Cagarra

As análises de NMDS aos dados de comportamento de Rabo-de-junco (N = 30) e Cagarra (N = 41) apresentaram elevado ajuste não métrico e linear ( $R^2$ ) à dissimilaridade observada e um razoável nível de *stress*, indicativo da robustez e precisão das análises. A utilização do zero absoluto como separação entre indivíduos “tímido” ( $NMDS1 > 0$ ) ou “arrojado” ( $NMDS1 \leq 0$ ) provou produzir diferentes grupos tanto no Rabo-de-junco (Permanova  $F_{1,204} = 6,76, P = 0,01$ ) como nas Cagarras (Permanova  $F_{1,204} = 11,17, P = 0,001$ ). (Figura 3).



**Figura 3.** Gráficos de *stress* da análise de non-metric multi-dimensional scaling NMDS para avaliação da personalidade Rabo-de-junco e Cagarra. Ambos os NMDS apresentaram elevado ajuste não métrico e linear ( $R^2$ ) à dissimilaridade observada.

Comportamentos associados a maior movimento corporal, com ligação a agressão/resposta intimidatória caracterizaram os indivíduos “arrojados” de Rabo-de-junco (vocalizar, saltar e escavar) e Cagarra (levantar e bicar). Enquanto um menor movimento corporal e/ou receio caracterizaram os indivíduos “tímidos” de Rabo-de-junco (tremor, fugir e virar) e Cagarra (tremor e virar) (Figura 6, Tabela 6).



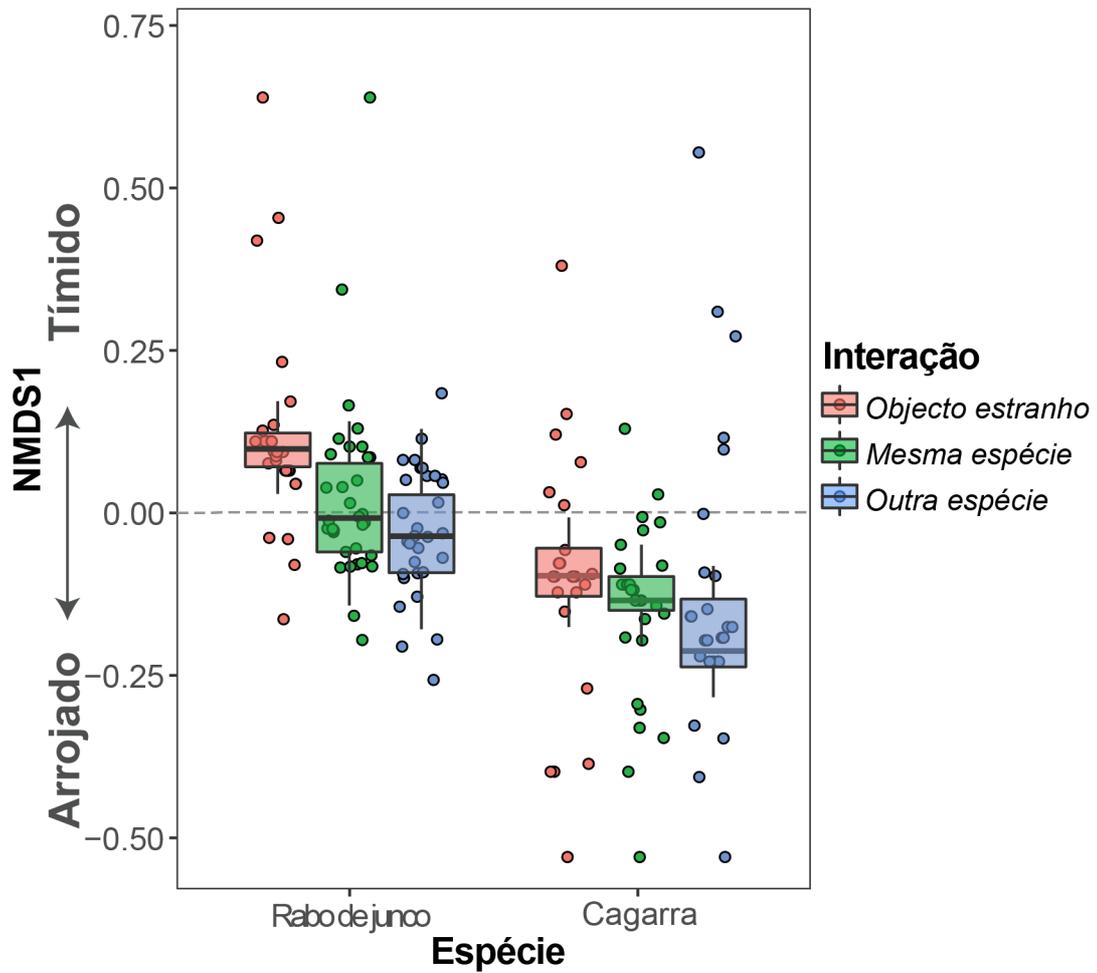
**Figura 4.** Estatística multivariada baseada na análise *non-metric multi-dimensional scaling* (NMDS) para averiguação da personalidade de Rabo-de-junco e Cagarra amostrados no ninho, usando o método de “resposta a

objeto estranho” (Patrick & Weimerskirch 2014). A negrito as variáveis com correlação elevada ( $|r| > 0,7$ ) com o eixo NMDS1. Cada ponto representa um indivíduo.

**Tabela 6.** Componentes da análise multivariada *non-metric multi-dimensional scaling* (NMDS) da contagem de comportamentos para avaliação da personalidade de Rabo-de-junco e Cagarra. Parâmetros explicando a maior parte da variância dos dados para cada NMDS estão assinalados a negrito.

	<b>Rabo-de-junco</b>	<b>Cagarra</b>
	NMDS1	NMDS1
<b>Variância explicada (%)</b>	48,4	46,9
<b>Comportamentos</b>		
Bicar	-0,04	<b>-0,85</b>
Escavar	<b>-0,89</b>	-0,14
Fugir	<b>0,81</b>	<b>0,72</b>
Levantar	0,23	<b>-0,71</b>
Sacudir	-0,09	-0,05
Saltar	<b>-0,79</b>	-0,12
Tremor	<b>0,82</b>	<b>0,85</b>
Virar	<b>0,91</b>	<b>0,79</b>
Vocalizar	<b>-0,70</b>	0,22

No global, os scores definidores de personalidade (NMDS1) de Cagarra foram significativamente inferiores (média NMDS1  $\pm$  SD:  $-0,12 \pm 0,07$ ) quando comparados com os de Rabo-de-junco ( $0,09 \pm 0,05$ ;  $F_{1,201} = 6,76$ ,  $P = 0,01$ ) e foram significativamente mais baixos em resposta à exibição de outra espécie ( $-0,11 \pm 0,07$ ) do que à exibição da mesma espécie ( $0,05 \pm 0,03$ ) ou de um objeto estranho ( $0,04 \pm 0,03$ ;  $F_{2,201} = 3,99$ ,  $P = 0,02$ ). A reação da Cagarra à exibição de um Rabo-de-junco traduziu-se num valor de NMDS1 significativamente inferior quando comparado com todas as outras interações possíveis ( $F_{2,201} = 3,57$ ,  $P = 0,03$ ) (Figura 7).



**Figura 7.** Gráfico de caixas e bigodes da resposta comportamental de Rabo-de-junco e Cagarra (NMDS1) à apresentação de (1) objeto estranho (vermelho), (2) indivíduo da mesma espécie (verde), e (3) indivíduo da outra espécie (azul).

O valor de BCI de Rabo-de-junco (média BCI  $\pm$  SD:  $0,24 \pm 0,04$ ) foi significativamente superior ao de Cagarra ( $0,10 \pm 0,04$ ;  $F_{1,65} = 5,19$ ,  $P = 0,03$ ) e o dos indivíduos arrojados ( $0,19 \pm 0,04$ ) estatisticamente mais elevado que o dos indivíduos tímidos ( $0,06 \pm 0,03$ ;  $F_{1,65} = 4,01$ ,  $P = 0,05$ ). Não existiram diferenças significativas na interação espécie \* personalidade ( $F_{1,65} = 2,91$ ,  $P = 0,09$ ).

## 4. Discussão

A competição por recursos alimentares e cavidades de nidificação entre aves marinhas já foram reportadas em diversas colônias multiespecíficas em ambientes temperados (p.e. Ramos *et al.*, 1997; Lewis *et al.*, 2001; Bolton *et al.*, 2004), porém tais trabalhos são comparativamente mais escassos em zonas tropicais. Usando como local de estudo o ilhéu Raso, apresentamos pela primeira vez um estudo sobre a competição por cavidades de nidificação entre quatro espécies, três Procellariiformes e um Phaethontiforme em ambiente tropical. No ilhéu Raso, à semelhança de outras ilhas oceânicas, a competição por locais de nidificação está relacionada com a data em que os indivíduos chegam para prospectar ninhos e nidificar (Pontier *et al.*, 2009). Como expectável, as espécies de porte similar acabam por ocupar as mesmas cavidades de nidificação no ilhéu Raso resultando em competição por ninhos.

A competição por cavidade de nidificação entre Cagarra e Rabo-de-junco acontece principalmente durante o final do Inverno, quando a Cagarra efetua prospeção de ninhos e o Rabo-de-junco está em reprodução. No entanto, também se verifica no Verão quando ambas as espécies se reproduzem no ilhéu. A Cagarra chega ao ilhéu Raso durante o mês de março para prospeção de ninhos e, verificam-se muitos confrontos entre as duas espécies e também entre Cagarras. No passado a competição entre as duas espécies já tinha sido reportada por Bourne (1955) para explicar a possível ausência de Cagarra nos ilhéus Rombo, e de Rabo-de-junco no ilhéu Branco. No entanto, Naurois (1969) considerou o argumento pouco convincente, porque as duas espécies coexistem no ilhéu Raso. Já os nossos dados parecem mostrar que a coexistência das espécies no local é feita à base de intensa competição por cavidades de nidificação, afetando o sucesso reprodutor principalmente de Rabo-de-junco.

No período de prospeção de ninho, a Cagarra apresenta no ilhéu Raso um comportamento muito agitado, agressivo e barulhento principalmente à noite, mas também se verificam alguns confrontos intraespecíficos e interespecíficos durante o dia. Na Ribeira de Ladrão (ilhéu Raso) presenciamos confronto entre Cagarras que resultaram em ferimentos dos dois indivíduos em confronto. Os nossos dados de comportamento mostram que indivíduos “arrojados” de Cagarras tinham como traço de personalidade levantar e bicar, o que está relacionado com a postura agressiva da espécie no local. De igual modo, a personalidade “arrojados” no Rabo-de-junco (vocalizar, saltar e escavar) está conotada a uma possível resposta à presença do agressor no local. Tal como esperado, os nossos resultados mostram que a disputa por cavidades de nidificação está relacionada com os ninhos de melhor qualidade (ninhos mais

profundos), ou seja, as Cagarras preferem ninhos mais profundos que lhes conferem maior proteção contra possíveis predadores (Murphy, 1924; Hazevoet, 1995). Para a sua congénere, *Calonectris borealis*, a maior profundidade dos ninhos está associada a um maior sucesso de eclosão (Ramos *et al.*, 1997) e, portanto, a um ninho de melhor qualidade (Werner *et al.*, 2014). Outro fator que pode explicar a competição é a fidelidade que o género *Calonectris* apresenta às cavidades de nidificação como relatado por Thibault (1994) e Bried *et al.*, (2010). Como tal, a usurpação de ninhos pela Cagarra acaba quase sempre em confrontos, com resultados nefastos para Rabo-de-junco (ferimentos, expulsão do ninho ou morte), apesar do Rabo-de-junco ser relativamente maior do que a Cagarra. Durante o estudo confirmamos a morte de um adulto de Rabo-de-junco dias após violentos confrontos com um casal de Cagarra, assim como a morte do seu filhote. Devido à interferência das Cagarras, vários casais de Rabo-de-junco abandonaram os seus ninhos com ovos, também encontramos ovos bicados, partidos e as Cagarras no interior dos ninhos. Também os filhotes de Rabo-de-junco foram encontrados com ferimentos de bicadas e com Cagarra no ninho, e alguns filhotes já mortos. Resultados similares foram relatados para outras espécies de aves marinhas que sofrem forte competição por cavidade de nidificação (Ramos *et al.*, 1997; Friesen *et al.*, 2016).

Contrariamente ao esperado, neste estudo a espécie de menor porte parece ganhar na disputa por cavidade de nidificação. A Cagarra tem vantagem nos confrontos diretos com Rabo-de-junco, resultando na morte de ave adulta, morte do filhote, ovos quebrados, abandono do ninho por intimidação e *stress* causados às aves pelo forte e constante barulho produzido. O que parece conferir à Cagarra tal vantagem é o facto de possuir um tarso maior, que poderá proporcionar-lhe maior impulsão no ataque e maior estabilidade quando atacada, ter um bico curvo que lhe permite segurar, cortar e arrancar penas. Aliado a isso, notou-se que em alguns casos a usurpação do ninho é feita por mais que um casal de Cagarra, que para além de competir com a espécie “dona do ninho” também competem entre si. Os nossos dados sugerem ainda que a personalidade e reação mais arrojada/ agressiva a conspecíficos e outras espécies, poderá ser uma explicação para o facto da espécie de menor porte, a Cagarra, conseguir ganhar ao Rabo-de-junco nos conflitos por acesso a cavidades de nidificação. Também no mar, indivíduos “arrojados” parecem conseguir acesso a áreas mais produtivas para procura de alimento, levando a um maior sucesso reprodutor, como reportado para Albatroz de sobranceira *Thalassarche melanophrys* (Patrick & Weimerskirch, 2014) e para Cagarra *Calonectris borealis* (Krüger *et al.*, 2019).

No ilhéu Raso, a Cagarra coloniza maior área e tem maior número de indivíduos (em 2018, cerca de 13088 indivíduos; Capítulo IV) em comparação com Rabo-de-junco (em março de 2018, cerca de 200 indivíduos; Sarah Saldanha, *com. pess.*) que estão presentes apenas nos locais escarpados próximos da linha de mar (Santos *et al.*, 2017). A restrição a um habitat específico pode ser explicada pela dificuldade do Rabo-de-junco em caminhar, optando por sua vez, por cavidades próximas da linha de costa, que lhe permitem entrar no ninho através de voo direto e direcionado, à semelhança de outras áreas de nidificação da espécie no arquipélago de Cabo Verde. A restrição a um sítio específico acaba por determinar de certa forma uma maior competição por cavidades que ficam em frente ao mar, levando a espécie a sofrer maior competição nestas zonas (Duffy, 1983). A outra via de competição entre as duas espécies deve advir do facto de a Cagarra reagir de forma significativamente mais arrojada à exibição de Rabo-de-junco em comparação com a exibição da mesma espécie e objeto estranho, o que parece demonstrar que a espécie se sente ameaçada por Rabo-de-junco no local. De uma forma geral, as Cagarras são dominantes sobre os Rabo-de-junco no ilhéu Raso na ocupação de ninhos, e um comportamento semelhante foi reportado nos Açores para sua congénere *Calonectris borealis* sobre outros Procellariiformes de menor porte (Ramos *et al.*, 1997).

Em relação ao Pedreiro e João Preto, a competição por cavidades de reprodução no ilhéu Raso acontece em duas fases distintas: a primeira fase acontece durante o Inverno (mês de março a maio), o período reprodutor de Pedreiro, podendo os seus filhotes ser expulsos do ninho por João Preto que regressam para prospeção de ninho e reprodução. Encontramos João Preto na Ribeira de Ladrão, no ilhéu em 18 de março de 2018, sem pelada de incubação, o que demonstra que a espécie faz prospeção por ninho nesse período. A segunda fase acontece durante o Verão (mês de agosto/setembro) quando os Pedreiros regressam para prospeção dos ninhos, ocupando-os e expulsando os filhotes de João Preto. Resultante da invasão de ninho por Pedreiro, os filhotes de João Preto são expulsos dos ninhos, bicados, pisoteados e em alguns casos até mortos. Os filhotes expulsos do ninho ficam ainda mais expostos à predação por outras espécies nativas como Francelhos *Falco neglectus alexandri*, Corvos *Corvus ruficollis* e Guinchos *Pandion haliaetus*. Já a presença de Pedreiro no ninho, também impede a entrada do progenitor para alimentar o filhote, cenários confirmados durante este estudo, com a presença regular do invasor no ninho em quatro dias seguidas. Os filhotes sofrem competição antes de atingir a idade de emancipação dos ninhos, que só acontece em torno dos 77 dias de idade (Capítulo II), colocando em causa o sucesso reprodutor da espécie. Os filhotes

encontrados fora dos ninhos apresentavam sempre ferimentos resultantes dos confrontos com os Pedreiros. A ocupação de ninhos de João Preto por Pedreiro no Raso é muito elevada, demonstrando haver grande competição por cavidades de nidificação entre as duas espécies. Em 2018, quase metade dos ninhos monitorizados do João Preto no ilhéu Raso durante o período reprodutor foram ocupados por Pedreiro. A usurpação de ninhos de João Preto por Pedreiro parece estar relacionada com a altura da entrada da cavidade de nidificação. Por outro lado, a profundidade do ninho não teve influência na ocupação por Pedreiro, o que difere do relatado para as suas congéneres *Puffinus lherminieri baroli* (Fagundes *et al.*, 2016) e *Puffinus yelkouan* (Bourgeois & Vidal, 2007). Contrariamente ao que ocorre entre Cagarra e Rabo-de-junco, em alguns casos a convivência entre os filhotes de João Preto e Pedreiro parece não ser antagónica. Não detetámos confrontos entre adultos das duas espécies. Durante o nosso trabalho não encontramos João Preto no ninho de Pedreiro, porém a espécie foi identificada no local durante o Inverno e relatos de técnicos de campo apontam para essa via de competição. Também no ilhéu de Cima, a competição ocorre entre o João Preto que chega da migração e os Pedreiros que estão com ovo ou filhotes pequenos, dado que a fenologia do João Preto no ilhéu de Cima é diferente do Raso (Teresa Militão com. pess.). Um outro aspeto que apoia a nossa hipótese é a reutilização de ninhos por ambas às espécies no ilhéu Raso. Também confirmamos numa ocasião a presença de Pedreirinho *Hydrobates jabejabe* e Cagarra no ninho de João Preto, sendo no primeiro caso, ninho ativo e no segundo ninho inativo de João Preto.

Naurois (1969) não encontrou evidências claras de competições entre as aves marinhas e nem sinal de sobrelotação de áreas de nidificação no arquipélago de Cabo Verde. Durante o nosso estudo também não confirmamos a sobrelotação das áreas de nidificação no ilhéu Raso, porém acreditamos que a competição no ilhéu é movida pela procura de ninhos de melhores qualidades, aliada à fidelidade às cavidades de nidificação que algumas espécies apresentam ao longo dos anos (Robert *et al.*, 2014; Fagundes *et al.*, 2016). Tais fatores podem explicar em parte a competição por cavidade de nidificação entre as espécies reprodutoras. No entanto são necessários mais estudos para determinar a fidelidade às cavidades de nidificação, a competição no período de Inverno entre Pedreiro e João Preto e avaliar o efeito no sucesso reprodutor. Tal estudo deve ser alargado a outras áreas de nidificação no arquipélago de Cabo Verde com presenças dessas espécies.

A competição entre as espécies de aves marinhas no ilhéu Raso levanta desafios na adoção de medidas de conservação semelhantes às adotadas nos Açores para *Oceanodroma castro* (Bolton *et al.*, 2004), baseadas na construção de ninhos artificiais. Tal desafio resulta

sobretudo do facto de a espécie de menor porte “ganhar” na luta por cavidades de nidificação (Cagarra e Rabo-de-junco) e, as espécies de porte similar (João Preto e Pedreiro) reutilizarem as mesmas cavidades, não havendo, portanto, características de ninhos distintivas e discriminativas da “cavidade ideal” para cada espécie. Assim, talvez a forma de mitigar a competição por cavidades de nidificação interespecífica passe pelo incremento da disponibilidade de ninhos artificiais nas áreas do ilhéu Raso com maior densidade de ninhos.

**IV. ESTATUTO E ESTIMATIVA DO TAMANHO  
POPULACIONAL DE CAGARRA *CALONECTRIS*  
*EDWARDSII* NAS ILHAS DESERTAS COM BASE  
EM MODELAÇÃO E PROJEÇÃO DE HABITAT  
DE NIDIFICAÇÃO**

## 1. Introdução

A estimativa do tamanho de populações de espécies selvagens constitui um parâmetro essencial para a sua conservação. Contudo o tamanho de populações nidificantes de aves marinhas é particularmente difícil de estimar para muitas espécies de pardelas, tais como as do género *Calonectris*, dado que muitas espécies nidificam em locais remotos e inacessíveis, como por exemplo falésias (Monteiro *et al.*, 1999; Oppel *et al.*, 2014). A nível global, duas das quatro espécies que integram o género *Calonectris* nidificam no Oceano Atlântico (Oliveira *et al.*, 2019). Uma das espécies que fazem parte desse género é a *Calonectris edwardsii*, endémica do arquipélago de Cabo Verde, mas que na sua distribuição geral no mar ocorre igualmente em Espanha, Marrocos, Senegal, Estados Unidos da América, Uruguai, Brasil e Cabo Verde (Patteson, 2004; González-Sólis *et al.*, 2009; Paiva *et al.*, 2015). Também já foram encontrados indivíduos em terra fora do arquipélago de Cabo Verde, nomeadamente em Montaña Clara (Ilhas Canárias), Selvagens e no estuário de Souss em Marrocos (MaghrebOrnitho, 2020). Esta espécie nidifica na maioria das ilhas do arquipélago de Cabo Verde, em sítios escarpados e longe das ameaças antrópicas e predadores introduzidos (Semedo *et al.*, 2020). Vários grupos desta espécie foram encontrados no Parque Natural das Ilhas Desertas (ilha de Santa Luzia e ilhéus Branco e Raso, Naurois, 1969), principalmente como nidificante nos ilhéus Raso e Branco (Hazevoet, 1995). A espécie está atualmente ausente como nidificante em Santa Luzia, provavelmente devido à introdução de predadores e exploração humana, mas há dados históricos que apontam para a sua presença nesta Ilha (Bourne, 1955; Naurois, 1969; Semedo *et al.*, 2020).

No passado recente, a Cagarra foi considerada como a espécie de ave marinha de Cabo Verde mais abundante e o tamanho da população total no arquipélago foi estimado em vários milhares de indivíduos (Naurois, 1969). A prospeção total de ninhos para o género *Calonectris* já foi efetuada em ilhas relativamente grandes como a Selvagem Grande (Granadeiro *et al.*, 2006). Em relação ao arquipélago de Cabo Verde, a tentativa de quantificar o tamanho real da população da espécie, tanto nas Ilhas Desertas como ao nível do arquipélago, tem sido um desafio para os investigadores que estudam as aves marinhas nesta região (Naurois 1969; Hazevoet 1995; Horssen 2005; Almeida 2014). Em 2005, num censo de indivíduos no mar ao anoitecer na Ponta do Sol (ilha de Santo Antão) foram contabilizados mais de 6 mil indivíduos, que presumivelmente retornavam às colónias de nidificação nos ilhéus Branco e Raso (Horssen, 2005). Dos mais de 6 mil indivíduos contabilizados no total de uma semana, 2088 foram contabilizados numa só noite (Horssen, 2005).

De uma forma geral, a maioria das estimativas da Cagarra no arquipélago de Cabo Verde baseiam-se em observações de campo e percepção dos investigadores, os quais muitas vezes não apresentam o método usado na recolha dos dados. Desta forma é difícil averiguar sobre a fiabilidade dos dados apresentados e até equacionar executar metodologias similares para obter dados comparáveis. Para obter uma estimativa mais fiável é necessário um grande esforço de amostragem e durante maiores períodos de tempo. Todavia, vários constrangimentos impossibilitam uma estimativa mais aprimorada e fiável da espécie no arquipélago, sobretudo devido ao difícil acesso às áreas de nidificação, à dificuldade em identificar as áreas de ocorrência e o custo e a logística que tais trabalhos mais longos e com grandes equipas de investigadores acarretam.

Com o intuito de colmatar esta lacuna de conhecimento, realizamos um estudo de modelação do habitat de nidificação da espécie no ilhéu Raso. Esta é uma das principais áreas de nidificação da espécie em Cabo Verde, onde é possível realizar censos de indivíduos nos ninhos, dado o seu relevo não ser tão acidentado como por exemplo no ilhéu Branco. Assim, determinámos o tamanho populacional da espécie no ilhéu Raso, registando as coordenadas geográficas dos ninhos com adulto a incubar. Usámos os pontos de presença da espécie para modelação do habitat de nidificação no ilhéu Raso e projeção de habitat propício para a nidificação no ilhéu Branco (onde a espécie ocorre) e na ilha de Santa Luzia (onde a espécie terá sido predada por gatos assilvestrados até à extinção). Esperamos que atualmente haja um aumento da população de Cagarra nas Ilhas Desertas, principalmente devido a campanhas de proteção das aves marinhas implementadas no local desde 2007 pela ONG Biosfera. Esperamos que o habitat próximo da linha da costa e com relevo acidentado albergue maior densidade de ninhos da Cagarra, sobretudo porque essa expectativa foi confirmada para outras ilhas habitadas do arquipélago de Cabo Verde (ilhas de Santo Antão e São Nicolau; Semedo *et al.*, 2020) e para a espécie do mesmo género *Calonectris borealis* na ilha de Corvo, Açores (Oppel *et al.*, 2014) e na Selvagem Grande, Madeira (Granadeiro *et al.*, 2006).

## **2. Métodos**

### **2.1 Áreas de estudo**

Os trabalhos de campo foram realizados no ilhéu Raso, em 2014, 2015 e 2018 com censos de filhotes e adultos no ninho. O ilhéu Raso faz parte da Reserva Natural das Ilhas Desertas, criada em 2003 pelo governo de Cabo Verde, que engloba também o ilhéu Branco e a ilha de Santa Luzia (Fig. 1). O ilhéu Raso é maioritariamente plano, a Sudeste é constituído por uma planície rochosa e uma área de gramíneas, enquanto o resto do ilhéu tem pouca vegetação. No interior do ilhéu existem um conjunto de pequenos montes, e a Nordeste encontra-se o ponto mais alto, Monte de Ribeira Ladrão, com 164 metros. O ilhéu é atravessado por leitos secos e o litoral é inteiramente constituído por falésias rochosas (Freitas *et al.*, 2015). O ilhéu Branco é formado por uma coluna rochosa que percorre quase toda a extensão do ilhéu, sendo o ponto mais alto no Tope de Berna com 353 metros. A pequena área plana encontra-se na parte Sudeste em direção ao ilhéu Raso (Freitas *et al.*, 2015). A ilha de Santa Luzia na parte ocidental é constituída por superfície litorânea de aplanção, e na parte central encontram-se os relevos acidentado do maciço montanhoso que culmina no ponto mais alto, o Monte Topona com 397 metros. Na parte Norte e Nordeste da ilha o relevo é predominantemente escarpado (Freitas *et al.*, 2015).

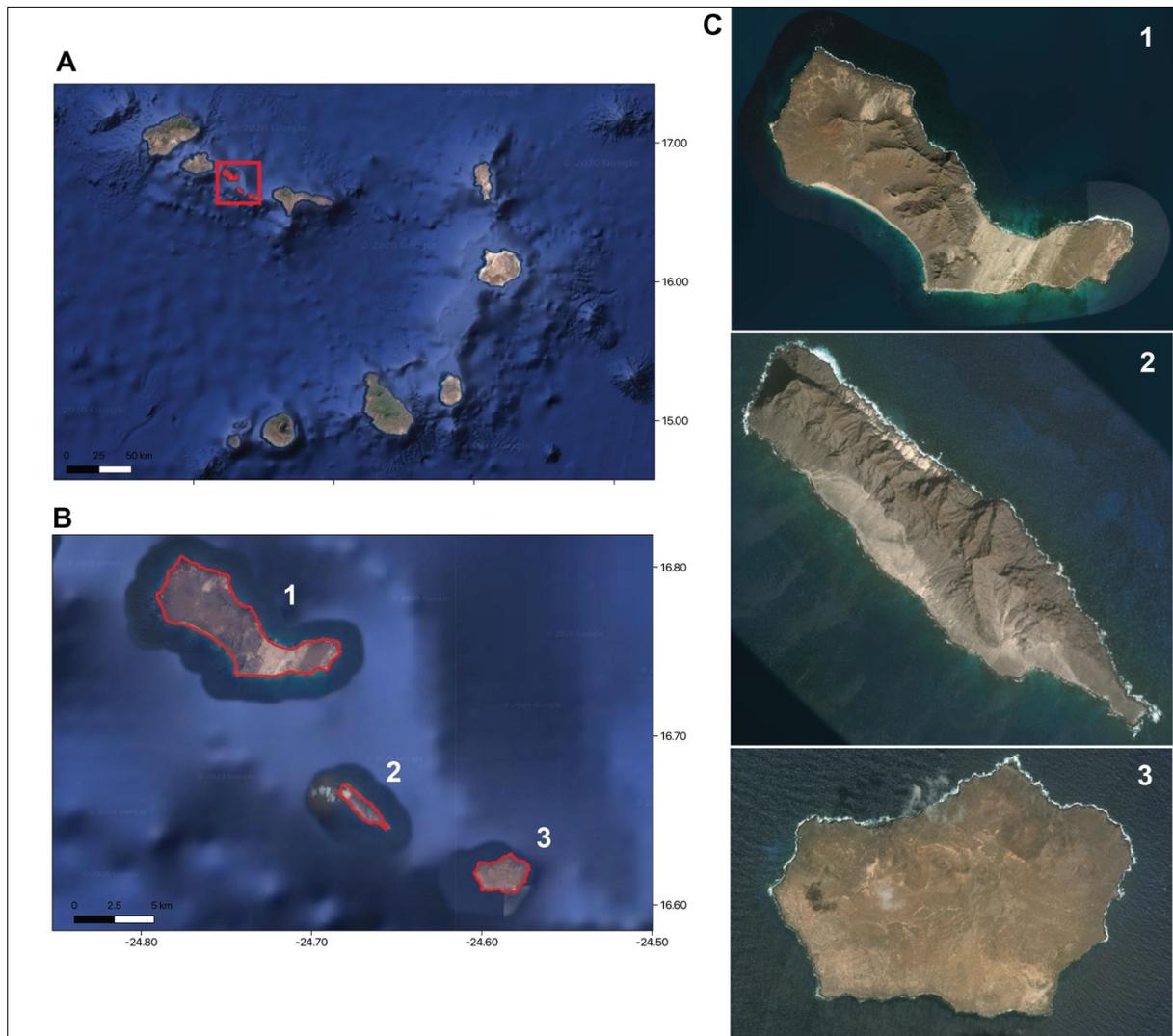
### **2.2 Perspetiva histórica e atual da distribuição e abundância da Cagarra no grupo das ilhas Desertas**

Realizámos uma revisão acerca da distribuição, tamanho populacional e ameaças que a espécie sofre nas Ilhas Desertas tendo como objetivo investigar as razões do declínio relatado para a espécie por Murphy (1924) e Hazevoet (1994; 1995). Foram consultados todos os documentos publicados em revistas científicas, na literatura cinzenta e registos não publicados de investigadores e pescadores.

### **2.3 Censo de filhotes e adultos no ninho**

De forma a determinar a distribuição de Cagarra no ilhéu Raso, efetuaram-se monitorizações completas do ilhéu para deteção de filhotes no ninho (1-15 de setembro de 2014) e adultos a incubar o ovo (10-25 de junho de 2015 e 2018). Os trajetos percorridos e as localizações dos ninhos ocupados em 2018 foram registados com um GPS portátil (erro máximo de 10 m). As localizações dos ninhos com Cagarra a incubar em 2018, foram depois

usadas como pontos de presença para o exercício de modelação do habitat de nidificação no ilhéu Raso e projeção de habitat propício para a nidificação no ilhéu Branco e ilha de Santa Luzia (Fig. 1).

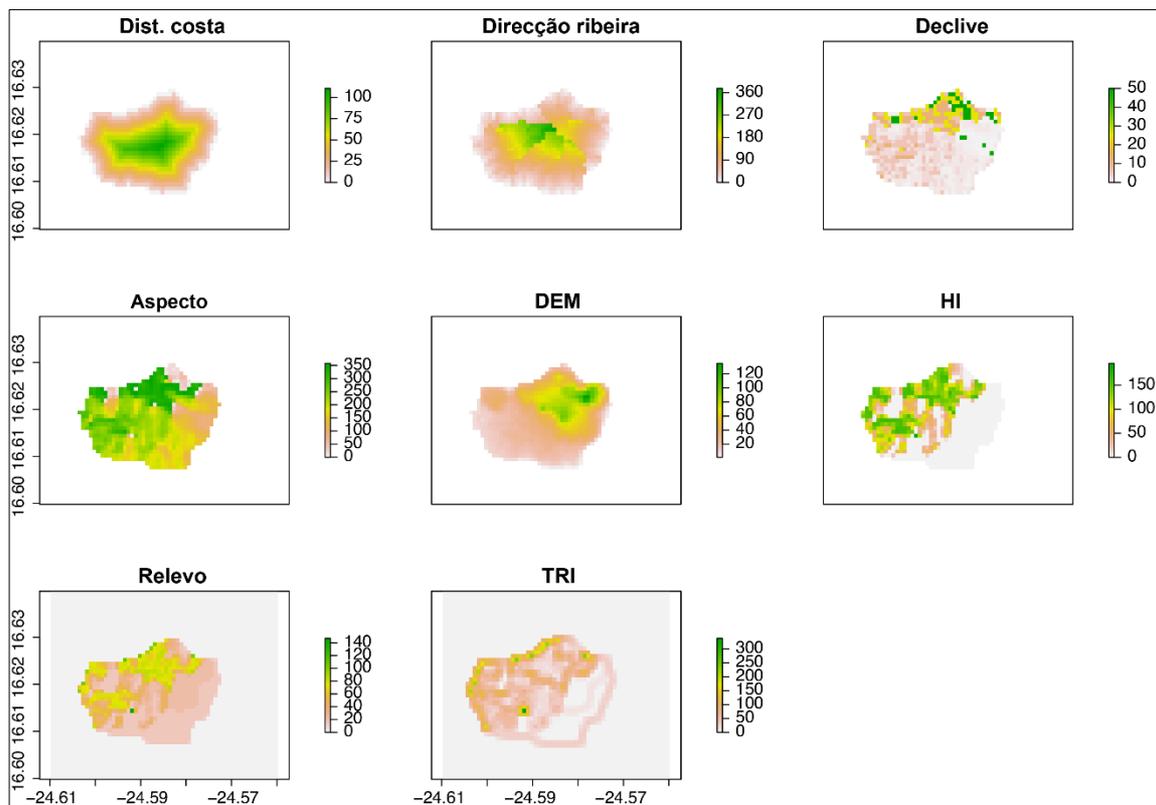


**Figura 1.** Mapa da área de estudo no (A) arquipélago de Cabo Verde, (B) Reserva Natural das Ilhas Desertas, constituídas por (1) ilha de Santa Luzia e ilhéus (2) Branco e (3) Raso.

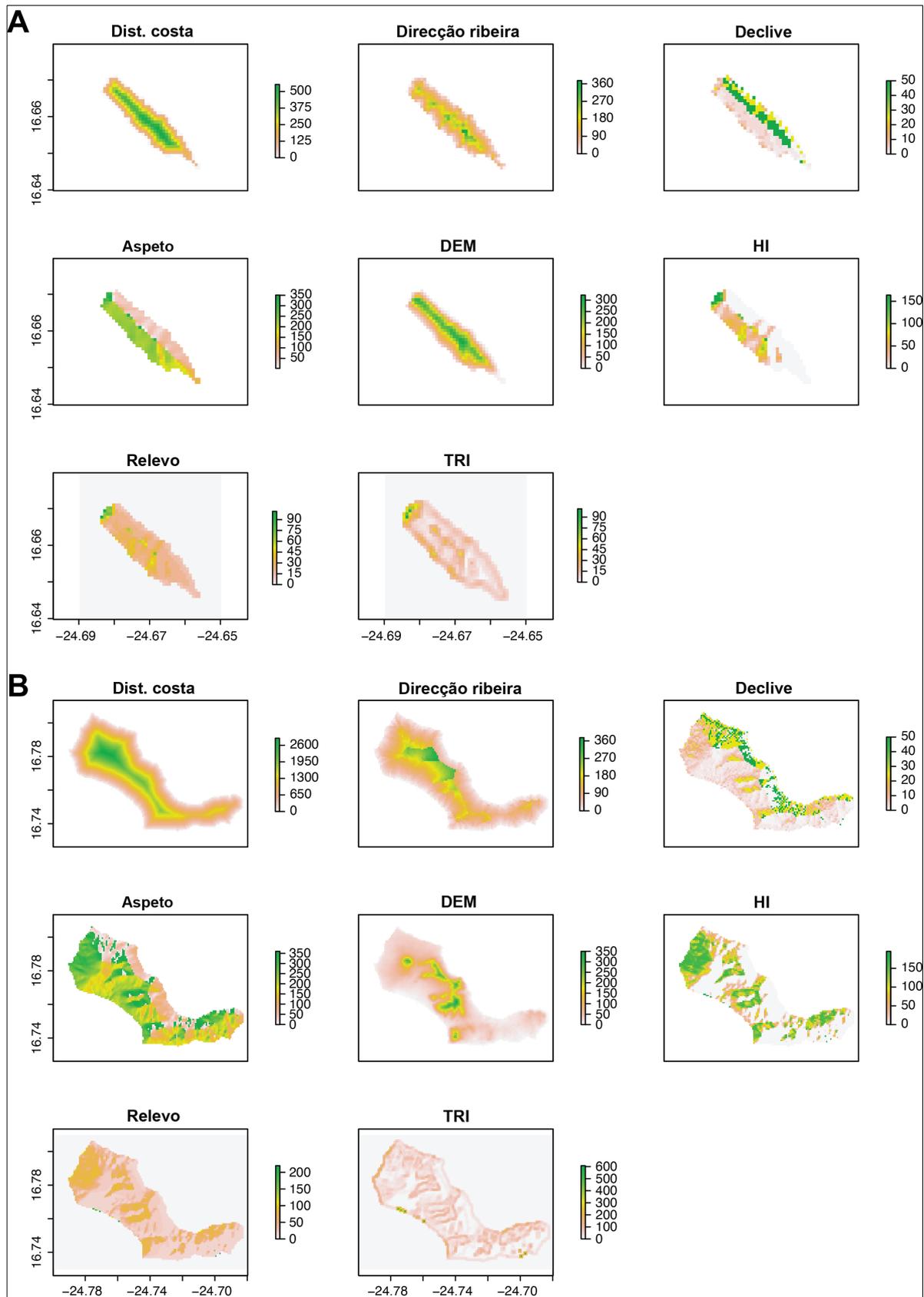
## 2.4 Variáveis ambientais usadas na modelação

Para compreender como as características morfológicas do terreno podem influenciar a distribuição dos ninhos de cagarras no ilhéu Raso, dados de altimetria foram extraídos das bases de dados compiladas pelo *US Geological Survey* (<https://earthexplorer.usgs.gov>), tendo origem nos dados recolhidos pelo *Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) 30*. Essa informação em formato de grelha foi então usada para gerar um (1) modelo de elevação digital (DEM; m). A partir do DEM, calculou-se ainda a (2) direção predominante das ribeiras (graus),

(3) declive, o grau de inclinação das superfícies do terreno (graus), (4) aspeto, como a orientação maioritária do declive (graus), (5) índice de sombra da montanha, uma representação 3D do relevo da montanha (HI; graus), (6) relevo (graus), (7) índice de terreno acidentado (TRI; graus). Foi ainda gerada uma variável de (8) distância à costa (m). Para o cálculo das variáveis anteriores, recorreu-se a diversas funções do pacote de análise *raster* (Hijmans 2020) da plataforma R (R Core Team 2020) (Fig. 2). As anteriores variáveis, foram também calculadas para o ilhéu Branco e ilha de Santa Luzia, para gerar modelos preditivos de habitat de nidificação para estas localizações (Fig. 3).



**Figura 2.** Variáveis ambientais usadas na construção dos modelos de habitat de nidificação de Cagarra no ilhéu Raso, Cabo Verde. DEM – modelo de elevação digital; HI – índice de sombra da montanha, uma representação 3D do relevo da montanha; TRI – Índice de terreno acidentado.



**Figura 3.** Variáveis altimétricas usadas na projeção dos modelos de habitat de nidificação de Cagarra no (A) ilhéu Branco e (B) ilha de Santa. Luzia, Cabo Verde. DEM – modelo de elevação digital; HI – índice de sombra da montanha, uma representação 3D do relevo da montanha; TRI – Índice de terreno acidentado.

## 2.5 Modelação do habitat de nidificação

As localizações de Cagarras a incubar em junho de 2018 foram transformadas em quadrículas de 30m x 30m com presenças (N = 297). Utilizaram-se diferentes funções dos pacotes de análise do R *raster* (Hijmans 2020) e *sdm* (Naimi & Araújo, 2016), para construção dos modelos, tendo-se selecionado um misto de técnicas de base regressiva e mecanística. Nomeadamente, (1) *glm* – *general linear models*; (2) *rf* – *random forest*; (3) *brt* – *boosted regression trees*; (4) *svm* – *support vector machine*; (5) *maxent* – *maximum entropy*; (6) *fda* – *flexible discriminant analysis*; (7) *mars* – *multivariate adaptive regression splines*; (8) *rbf* – *radial basis function*. O modelo foi ‘treinado’ com 70% dos dados, em 10 replicações *bootstrap* para cada técnica de modelação. Os restantes 30% dos dados foram usados para testar o ajuste do modelo, extraíndo a área por baixo da curva ROC (AUC) e estatística de valências verdadeiras (TSS) como medidas de *performance*, para um máximo de ajuste de AUC/ TSS = 1. Extraíu-se de seguida a previsão do modelo *ensemble* para toda a área do Raso. Este modelo *ensemble*, foi depois usado para projetar a probabilidade de ocorrência de nidificação de Cagarra no ilhéu Branco e ilha de Santa Luzia.

### 3. Resultados

#### 3.1 Perspetiva histórica e atual da Cagarra na Reserva Natural das Ilhas Desertas

A presença da Cagarra nas Ilhas Desertas já era conhecida desde o século XVIII (Milne-Edwards, 1883). Em 1883, Oustalet (1883), refere-se à espécie como a mais importante ave marinha endémica do arquipélago de Cabo Verde (*in* Murphy, 1924). Correia relata que a população mais abundante da Cagarra se encontrava no ilhéu Raso (*in* Murphy, 1924) e Naurois (1969) considerou o núcleo do Raso como a principal população de aves marinhas no arquipélago, sugerindo que seria composta por vários milhares de casais, sem indicar um número exato. Entre 1988 e 1993 a população da Cagarra no ilhéu Raso juntamente com o ilhéu Branco foram estimadas em 5000 - 7500 casais por Hazevoet (1995), apesar de nessa altura a espécie ter sido alvo de captura sazonal, principalmente de filhotes da espécie pelos pescadores da ilha Santo Antão (Murphy, 1924), (Tabela 1).

**Tabela 1.** Estimativa histórica e atual da população de Cagarra no arquipélago de Cabo Verde por áreas de ocorrências. Áreas de estimativa, anos de estudos, tamanho da população da Cagarra, métodos usados nas estimativas e referência. Tamanho populacional: números de casais (a) e números de indivíduos (b).

Área de estimativa	Anos de estudo	Tamanho da população (nº de casais ou indivíduos)	Métodos	Referências
Arquipélago de Cabo Verde	1963 e 1965	Vários milhares de casais	Não especificado	Naurois, 1969
Arquipélago de Cabo Verde	1988-1993	10000 <sup>a</sup>	Não especificado	Hazevoet, 1995
Raso e Branco	1988-1993	5000 -7500 <sup>a</sup>	Não especificado	Hazevoet, 1995
Ponta do Sol (Sto. Antão)	2005	6653 <sup>b</sup>	Censo de indivíduos em voo	Horssen, 2005
Raso	2015	6312 <sup>a</sup>	Censo de adultos no ninho	Este estudo

<b>Branco</b>	2015	3500 <sup>a</sup>	Censo de adultos no ninho	Este estudo
<b>Raso</b>	2018	6544 <sup>a</sup>	Censo de adultos no ninho	Este estudo

Registos históricos referem que a Cagarra foi a espécie marinha que sofreu maior impacto do homem em todo o arquipélago durante um longo período de tempo (Murphy, 1924; Hazevoet, 1997; Rendall & Pile 2007). Anualmente milhares de filhotes da Cagarra eram capturados nas Ilhas Desertas pelos pescadores de Santo Antão, provenientes principalmente das localidades do Paúl e Ribeira Grande (ilha de Santo Antão). A população local tinha como tradição usar a espécie para fins culinários (p.e. caldo de Cagarra), muito apreciados pelos locais, que também enviavam para seus familiares e amigos nas outras ilhas do arquipélago (Murphy, 1924; Rendall & Correia, 2005). Alimentar-se de carne de Cagarra era uma prática enraizada em algumas ilhas de Cabo Verde, prova disso, é o facto de a espécie ter feito parte do cardápio do livro de culinária de Cabo Verde, publicado em 1996 (Hazevoet, 1997).

Registos históricos referem que o governo colonial por vezes usou o ilhéu Branco como lugar para exilar os “foras-da-lei” (Vasconcelos *et al.*, 2015), os quais para sobreviver capturaram aves e répteis no local. Apesar disso, a captura sazonal de filhotes da espécie por pescadores era menor no ilhéu Branco, especialmente pela dificuldade de desembarque no local (Murphy, 1924). Em relação à ilha de Santa Luzia existem poucos relatos históricos da presença da Cagarra no local, porém vários indícios apontam que a presença humana e a introdução de gatos e ratos tiveram efeito nefasto na população de aves marinhas (Naurois, 1969; Oliveira *et al.*, 2013). A ilha de Santa Luzia foi habitada de forma permanente por humanos no século XIX e durante a primeira metade do século XX (Vasconcelos *et al.*, 2015) e presumivelmente houve exploração de aves marinhas. A presença de grandes rebanhos de animais domésticos (p.e. cabras, ovelhas) pastando livremente na ilha deverão ter destruído os ninhos de aves marinhas por pisoteio, resultando no abandono de nidificação (Vasconcelos *et al.*, 2015). Antes disso, a presença regular de navegadores na ilha para obter mantimentos (p.e. aves e tartarugas) para as suas viagens no Oceano Atlântico (Vasconcelos *et al.*, 2015), aliada ao facto de Santa Luzia ter servido como uma estação de caça às baleias (Murphy, 1924), também pode explicar que atualmente a presença de aves marinhas esteja reduzida a uma única espécie, o Pedreirinho *Hydrobates jabejabe* (Oliveira *et al.*, 2013).

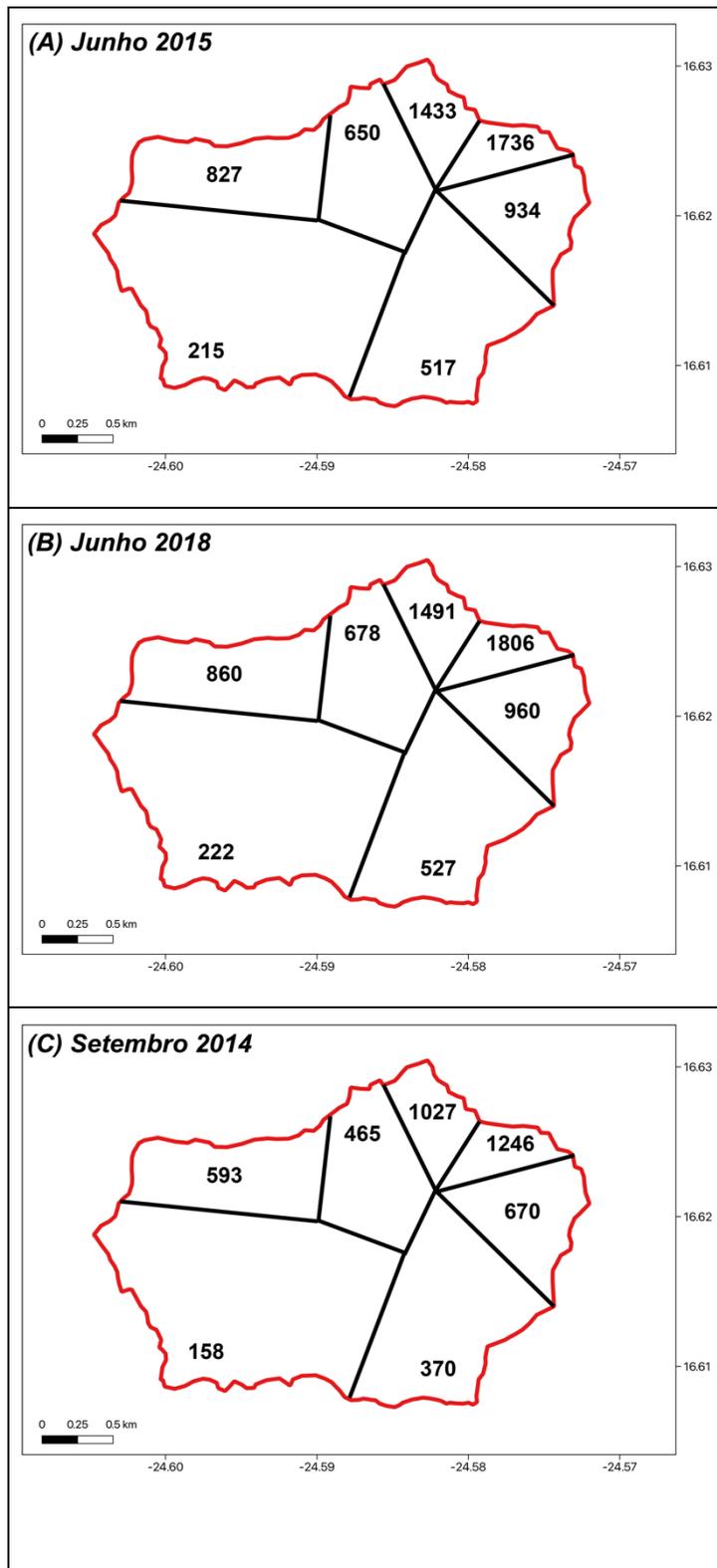
A captura de filhote de Cagarra nas Ilhas Desertas foi aumentando progressivamente ao longo do tempo (Hazevoet, 2010). De cerca de 3000 filhotes capturados em duas semanas, no início do século XX (Murphy, 1924), a quantia alcançou valores de 6000 na década de 1990 (Hazevoet, 1997), atingindo mais de 10000 até meados da década de 2000 (Rendall & Pile, 2007). Em 2001, pelo menos 500 filhotes foram capturados no ilhéu Raso num único dia (*in* BirdLife International, 2020). Enquanto um estudo com base em questionários realizado em 2005, indica uma estimativa de 9000 - 15000 filhotes de cagarra capturadas anualmente nas Ilhas Desertas (Rendall & Correia, 2005).

Com base na estimativa populacional da Cagarra nas Ilhas Desertas por Hazevoet (1995) em 5000 -7500 casais e com captura anual no mesmo período de cerca 6000 filhotes (Hazevoet, 1997), estimamos que 80% dos filhotes eram capturados anualmente até 2008. A partir desse ano, o estabelecimento de um acampamento sazonal no ilhéu Raso por parte da ONG de conservação Biosfera, para monitorização científica das espécies aí presentes e ações de sensibilização junto dos pescadores, têm impedido a captura de filhotes de Cagarra e qualquer outra espécie de ave marinha.

### **3.2 Censos de ninhos e filhotes**

Em junho de 2015, foram contabilizados 6312 casais reprodutores no ilhéu Raso, com maior prevalência do número de casais nos cinco sectores a norte do ilhéu (88,4%) em relação aos dois sectores a sul (11,6%). Em junho de 2018, o censo de casais reprodutores totalizou 6544 casais reprodutores, um aumento de 232 casais em relação a 2015. O aumento de casais reprodutores em 3 anos foi ligeiramente superior nos 5 sectores a norte (~2,0%) em relação aos 2 sectores a sul (~1,1%) (Fig. 4).

O censo de filhotes de Cagarra em setembro de 2014, a meio do período de alimentação aos filhotes, resultou na contagem de 4529 indivíduos no ninho, sendo que a maioria dos filhotes se encontravam nos cinco sectores a norte da ilha (88,4% dos filhotes), com os dois sectores a sul a albergarem 11,6 % dos filhotes desse ano. Um padrão que parece acompanhar o número de casais reprodutores nos 7 sectores diferentes do ilhéu (Fig. 4).



**Figura 4.** Contagens de adultos a incubar (junho 2015 e 2018) e de (C) filhotes (setembro de 2014) de Cagarra em sete diferentes sectores do ilhéu Raso.

### 3.3 Modelos *Ensemble* de probabilidade de ocorrência de nidificação no ilhéu

#### Raso

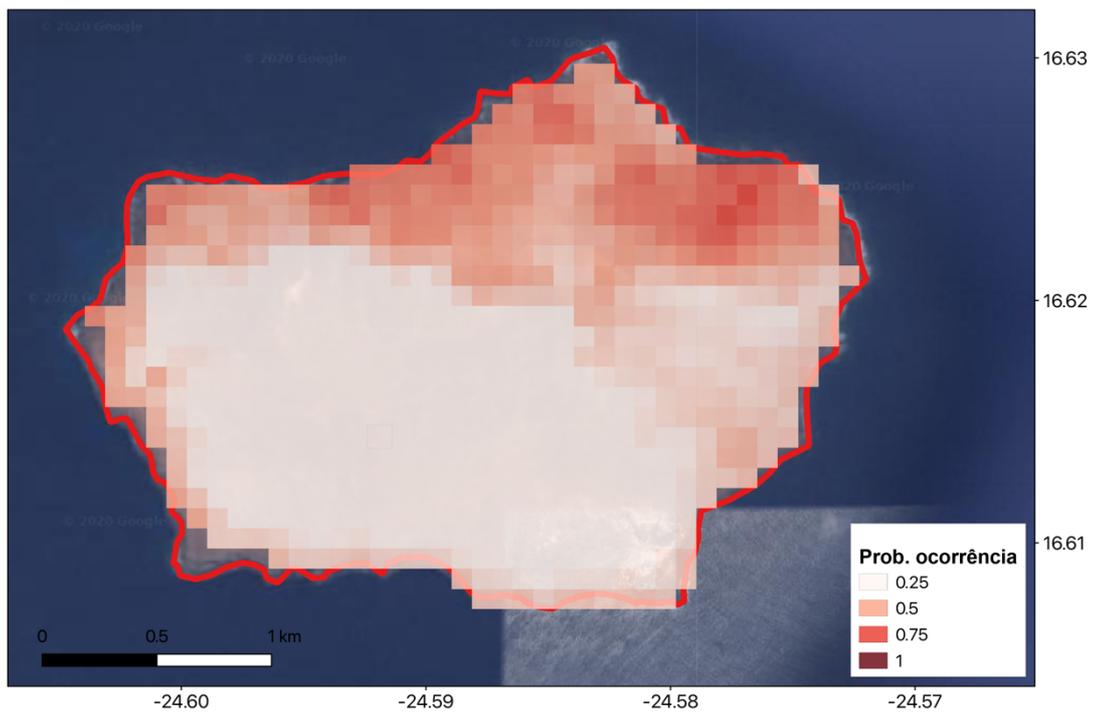
Todas as técnicas de modelação usadas tiveram uma performance boa a muito boa, na previsão da distribuição real dos locais de nidificação de Cagarra no ilhéu Raso (Tabela 2). A probabilidade de nidificação da espécie foi mais elevada em locais mais próximos da linha de costa, com maior relevo, em vales com maior sombra de montanha (% HI) e a elevadas altitudes (Tabela 3 e Fig. 5).

**Tabela 2.** Resultados estatísticos de robustez dos modelos de habitat, nomeadamente a área por baixo da curva ROC (AUC) e estatística de valências verdadeiras (TSS) (valor 1 – excelente *performance* do modelo). *glm* – *general linear models*; *rf* – *random forest*; *brt* – *boosted regression trees*; *svm* – *support vector machine*; *maxent* – *maximum entropy*; *fda* – *flexible discriminat analysis*; *mars* – *multivariate adaptive regression splines*; *rbf* – *radial basis function*.

Técnicas de modelação	AUC	TSS
<i>glm</i>	0,79	0,49
<i>rf</i>	0,81	0,54
<i>brt</i>	0,81	0,53
<i>svm</i>	0,76	0,45
<i>maxent</i>	0,79	0,50
<i>fda</i>	0,79	0,48
<i>mars</i>	0,80	0,52
<i>rbf</i>	0,85	0,49

**Tabela 3.** Percentagem de contribuição e efeito das variáveis ambientais (de terreno) usadas na modelação de habitat de nidificação de Cagarra no ilhéu Raso, Cabo Verde. DEM – modelo de elevação digital; HI – índice de sombra da montanha, uma representação 3D do relevo da montanha; TRI – Índice de terreno acidentado.

Variáveis	Contribuição (%)	Efeito na probabilidade de ocorrência
Distância à costa (m)	24,1	–
Direção da ribeira (°)	2,4	+
Declive (°)	1,1	+
Aspeto (°)	7,9	+
DEM (m)	20,1	+
HI (%)	13,4	-
Relevo (%)	22,7	+
TRI (%)	8,3	+

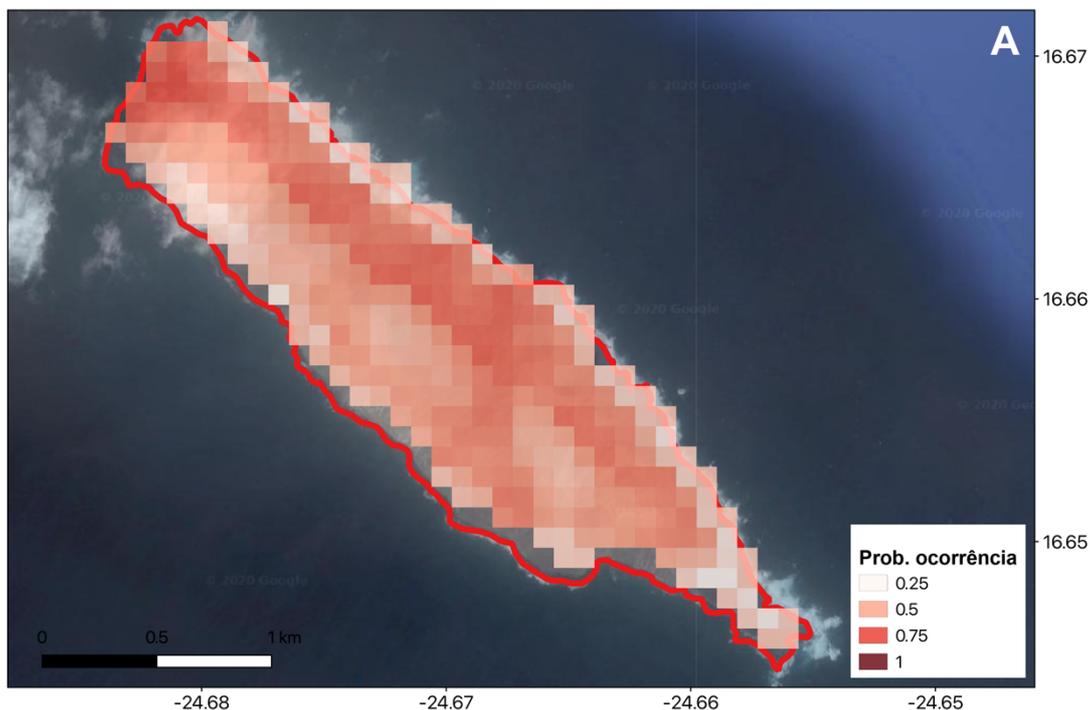


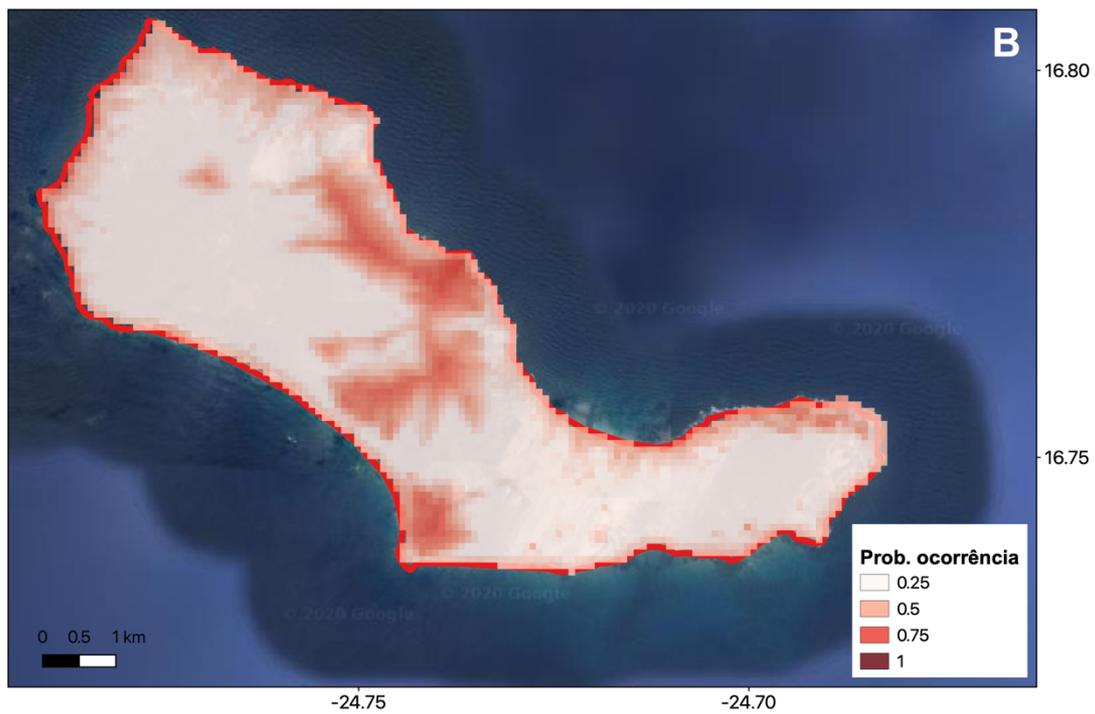
**Figura 5.** Distribuição esperada de nidificação de Cagarra *Calonectris edwardsii* no ilhéu Raso, Cabo Verde. Ponto de corte em probabilidade de ocorrência > 0,25, estimado pelo modelo ensemble de habitat.

### 3.4 Modelos preditivos de habitat de nidificação - ilhéu Branco e ilha de Santa Luzia

Projetando para o ilhéu Branco o modelo de habitat de nidificação do ilhéu Raso, obteve-se uma área de probabilidade de ocorrência de ninhos superior a 0,25 em zonas de altitude, no maciço central e voltado à vertente norte do ilhéu. Tal área corresponde a 1,9 km<sup>2</sup>, o que equivale a cerca de 67,9% da área total do ilhéu (área total = 2,8 km<sup>2</sup>). Assim, estima-se que possam existir no ilhéu Branco 5921 casais reprodutores de Cagarra (Figura 6A).

A projeção do modelo de habitat de nidificação para Santa Luzia, permite estimar que as áreas mais propensas à nidificação da espécie (probabilidade de ocorrência > 0,25) sejam, os maciços montanhosos centrais e as zonas costeiras na vertente a norte da ilha. Estas áreas correspondem a 20,4 km<sup>2</sup>, o que representa a 58,6% da área total da ilha (35 km<sup>2</sup>). Desta forma, a ilha teria habitat disponível para albergar a reprodução de 63570 casais de Cagarra (Fig. 5B).





**Figura 6.** Distribuição esperada de nidificação de Cagarra *Calonectris edwardsii* no (A) ilhéu Branco e (b) ilha de Santa Luzia, Cabo Verde. Ponto de corte em probabilidade de ocorrência  $> 0,25$ , estimado pelo modelo ensemble de habitat implementado no ilhéu Raso.

## 4. Discussão

Este estudo apresenta pela primeira vez uma estimativa populacional da Cagarra para o ilhéu Raso baseado em censos de adultos no ninho e uma modelação do habitat de nidificação no ilhéu Raso e projeção de habitat propício para a nidificação no ilhéu Branco e ilha de Santa Luzia, assim como o tamanho populacional nidificante desta espécie nestes locais da Reserva Natural das Ilhas Desertas. Compilou-se ainda a informação histórica populacional da espécie na Reserva e investigou-se o impacto da captura de filhotes da Cagarra pelos humanos e a introdução de predadores (gatos e ratos) sobre a dinâmica da população da espécie nas Ilhas Desertas.

### 4.1 Censo de ninhos ativos, filhotes e projeção de habitat de nidificação da Cagarra nas Ilhas Desertas

No ilhéu Raso as áreas mais densamente ocupadas por ninhos da Cagarra localizaram-se na vertente norte, com cerca de 88% dos ninhos da espécie. Como esperado, a maior ocupação de ninhos nessa área está relacionada com a morfologia da vertente norte, áreas próximas da linha da costa, de maior relevo, vales com maior sombra de montanhas e de maior elevação (Freitas *et al.*, 2015). Também em outras ilhas do arquipélago a espécie ocorre em áreas de características similares, como nas ilhas de Santo Antão e São Nicolau (Semedo *et al.*, 2020). Também a sua congénere *Calonectris borealis* ocorre com maior densidade de ninhos nas áreas de relevo mais acidentado da Selvagem Grande (Granadeiro *et al.*, 2006) e ilha do Corvo (Oppel *et al.*, 2014). Nas ilhas Mediterrânicas, a *Calonectris diomedea* seleciona também áreas mais escarpadas para nidificar (Ruffino *et al.*, 2009). Tais características parecem também promover maior densidade de ninhos para Pardela-preta *Puffinus griseus* e Freira *Pterodroma inexpectata* que nidificam em cavidades na Nova Zelândia (Scott *et al.*, 2009).

A modelação de habitat tem sido uma ferramenta bastante utilizada para determinar o habitat ideal das espécies, o tamanho populacional de espécies em perigo de extinção e em áreas de difícil acesso (Rayner *et al.*, 2007b; Scott *et al.*, 2009; Kruger *et al.*, 2017; Semedo *et al.*, 2020). A nossa projeção de habitat de nidificação mostra que o ilhéu Raso alberga maior quantidade de ninhos em comparação com o ilhéu Branco, e essa diferença é explicada pela maior extensão de áreas propensas à nidificação existente no ilhéu Raso, tal como esperado. No entanto é de notar que apesar do ilhéu Branco ter uma área total

48% inferior ao ilhéu Raso, o modelo tenha previsto que albergue um número de casais reprodutores próximo dos contados no ilhéu Raso. De futuro, seria ainda útil validar o modelo de distribuição de Cagarra em nidificação no ilhéu Branco, com dados empíricos recolhidos através de campanhas de censos de indivíduos a incubar, pelo menos em alguns sectores acessíveis do ilhéu. Na verdade, o número de casais estimado para ilhéus Raso e Branco deverá ser então superior em 60% (N = 12465 casais) às estimativas anteriores (N = 7500 casais, Hazevoet, 1995). Em perspetiva, a estimativa populacional para o arquipélago será certamente superior aos 10000 casais estimados em meados dos 1990 (Hazevoet, 1995; BirdLife International, 2020).

Durante vários séculos os filhotes da Cagarra foram capturados pelos pescadores e população em geral nas Ilhas Desertas (Murphy, 1924; Hazevoet, 1997), cenário semelhante ao praticado com a sua congénere *Calonectris borealis* na ilha Selvagem Grande (Granadeiro *et al.*, 2006). Tais práticas, ao longo do tempo tiveram impacto nefasto no tamanho populacional da espécie nas Ilhas Desertas, que poderá albergar a cerca de 75% da população do arquipélago (Rodrigues *et al.*, 2015). A ausência de censos sistemáticos e históricos da Cagarra para as Ilhas Desertas impossibilitam-nos de determinar com exatidão a taxa de redução populacional sofrida pela espécie. Porém, a análise histórica e atual sobre o tamanho populacional da Cagarra nas Ilhas Desertas, mostram duas tendências, um antes e depois da monitorização/ proteção das aves marinhas do ilhéu Raso, iniciada em 2007 pela ONG Biosfera. Com base nos dados de captura, estima-se que cerca de 80% dos filhotes seriam capturados anualmente na década de 1990. Estas capturas de filhotes no ninho levaram a uma diminuição da taxa de recrutamento que se refletiu na diminuição da população ao longo do tempo, como reportado por Hazevoet (1994; 1995; 1997). O declínio populacional está relacionado com o período de intensa captura de filhotes no ninho (Murphy, 1924; Hazevoet, 1994; 1995; 1997). Posteriormente ao início do período de fiscalização e monitorização das Ilhas Desertas pela ONG Biosfera em 2007 registou-se um ligeiro aumento no número de casais de 2015 a 2018. A ausência de predadores como gatos e ratos no ilhéu Raso também ajudam a explicar os nossos resultados (aumento da população), como os relatados em outras ilhas a nível global (Iguar *et al.*, 2005; Jones *et al.*, 2008; Ruffino *et al.*, 2009). Já as contagens de Cagarras realizadas por Horssen (2005), dez anos antes dos nossos censos de 2015, em Ponta do Sol, a sensivelmente 75 km do ilhéu Raso e presumivelmente de indivíduos em direção à colónia nas Desertas, mostra que esse valor

representa 68% da população constatada em 2015 nas Ilhas Desertas. Por ser uma contagem de indivíduos que voavam em direção às Desertas não podemos inferir o aumento da populacional local.

A contagem do número de filhotes pode ser um valor subestimado do número de casais reprodutores presentes em 2014, dado que os que falharam durante o período de incubação já não foram contabilizados e por isso não é possível comparar o censo de 2014 com os realizados em 2015 e 2018. De uma forma geral, os números de filhotes contabilizados em 2014, para cada sector, parecem acompanhar os dos adultos a incubar em anos seguintes, parecendo não haver discrepância na distribuição de ninhos entre anos, ou seja, que a proporção de filhotes entre sectores é semelhante à de adultos e portanto a distribuição de ninhos parece ser semelhante entre anos. Este resultado ajuda a reforçar a nossa estimativa de redução da população, sobre a hipótese que o tamanho populacional (números de casais) em cada ano será próximo do número de filhotes. Se comparamos a quantidade de 3000 filhotes capturados no ilhéu Raso em apenas duas semanas referida por Murphy (1924), esta corresponderia a 66% do número de filhotes contabilizado em 2014 no nosso estudo. De forma hipotética, se a captura fosse em 2014, em duas semanas os pescadores teriam reduzido o sucesso reprodutor da espécie para apenas 34% no ilhéu Raso.

## **4.2 Ameaças às Cagarras das Ilhas Desertas**

Até o ano 2000 a Cagarra não estava incluída em nenhuma categoria de risco pela União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN), facto alterado partir de 2004 passando a ser incluída na categoria de Quase Ameaçada (BirdLife International, 2020). Para isso contribuíram os trabalhos realizados anteriormente por Naurois (1969) e Hazevoet (1995), assim como a publicação da Lista Vermelha de Cabo Verde (Leyens & Lobin, 1996). Com a criação da área protegida das Ilhas Desertas em 2003 e o trabalho de fiscalização da ONG Biosfera em 2007, a captura de filhotes nestas ilhas diminuiu e atualmente é considerada residual. No entanto, esta espécie está sujeita também a ameaças no mar, sendo vítima de captura acidental nas artes de pesca, sendo a terceira espécie mais capturada no arquipélago de Cabo Verde (Rendall & Correia, 2005; BirdLife International, 2020). A utilização de áreas da costa Africana durante a época reprodução para alimentação (Paiva *et al.*, 2015), implica um maior risco de captura acidental dada a grande pressão piscatória nesta área por embarcações de pesca industrial intensiva a

operar nesta zona, onde ainda ocorre muita pesca ilegal/ não reportada (Ramos & Grémillet, 2013; Pauly *et al.*, 2013) e muita competição por recursos (entre aves e pescadores) (Belhabib *et al.*, 2014).

De futuro, deve apostar-se na mitigação das ameaças (p.e. interdição do acesso ao ilhéu pelos pescadores) e fomentar o aumento populacional e de distribuição da espécie na Reserva Natural das Desertas. Por exemplo, através da reintrodução da espécie na ilha de Santa Luzia, onde a área central caracterizada como uma zona árida e de elevada altitude e as zonas costeiras na vertente a norte da ilha parecem ser as mais propensas a albergar ninhos da Cagarra, na atualidade inexistentes na Ilha (Freitas *et al.*, 2015). Assim, a ilha tem habitat disponível para albergar mais de 60 mil casais de Cagarras, o que numa perspetiva de gestão e conservação de uma espécie endémica e ameaçada deve ser equacionado. Através de um projeto de erradicação (gatos e ratos), sendo que os gatos foram recentemente erradicados da ilha de Santa Luzia, poder-se-á então implementar ações de campo para reintroduzir a espécie na Ilha. Aí, o extenso habitat propenso à nidificação permitirá o aumento populacional sem restrições de espaço. Isto é um trabalho a longo prazo, mas que pode ser feito através da construção de ninhos artificiais na ilha e posterior (1) translocação de filhotes da espécie em pré-voo, para criarem *imprinting* comportamental e poderem regressar a esse local para se reproduzir 7-10 anos mais tarde, e (2) colocação de chamamentos automáticos com vocalizações da espécie e material do interior de ninhos de Raso (penas, areia, pedras com fezes) e colocar dentro dos ninhos artificiais. A eficácia da combinação de som e odor já foi comprovada em processos de repovoamento de aves marinhas em outras áreas do globo após a erradicação de espécies invasoras como os gatos (Nogales *et al.*, 2004; Raine *et al.*, 2020).

Os resultados deste trabalho são importantes para a conservação da espécie a nível do arquipélago, dado que estas colónias são vitais para assegurar a viabilidade desta espécie. As colónias localizadas em outras ilhas do arquipélago ainda apresentam bastantes problemas de predação por mamíferos invasores e alguma captura humana que será difícil de solucionar, porque são ilhas habitadas e nos demais ilhéus a área disponível para nidificação é muito reduzida (Semedo *et al.*, 2020).

## **V. PLANO DE AÇÃO PARA A CONSERVAÇÃO DAS AVES MARINHAS DE CABO VERDE**

# 1. Introdução

As populações de muitas espécies de aves marinhas estão a diminuir, estando este grupo de aves mais ameaçado, o que torna portanto crucial saber quais as medidas mais eficazes para as proteger (Croxall *et al.*, 2012). Neste sentido, a nível global, os planos de ação têm sido essenciais para restaurar habitats, propor medidas e legislação que permitem diminuir o risco de extinção das espécies (Croxall, 2008; Bellingham *et al.*, 2010; Donlan *et al.*, 2014). Para desenvolver estes planos de ação é preciso conhecer a biologia, distribuição e ecologia das espécies, e ter em conta que as aves marinhas estão expostas a várias ameaças tanto em terra como no mar e que são especialmente sensíveis aquelas que afetam a sobrevivência dos adultos (Atkinson, 1996; Towns *et al.*, 2011).

Em terra, uma das maiores ameaças advém da presença de predadores terrestres para os quais as aves marinhas não têm mecanismos de defesa dado que evoluíram durante milhões de anos a nidificar em locais remotos sem a presença de predadores introduzidos (Le Corre, 2008; Rufino *et al.*, 2009; Bellingham *et al.*, 2010). As aves marinhas são mais vulneráveis a predadores introduzidos sobretudo devido às suas características biológicas que incluem crescimento lento até a maturidade sexual, baixas taxas de produção de ovos e filhotes presentes por longos períodos em ninhos no chão ou em tocas (Towns *et al.*, 2011). De acordo com Atkinson (1989), cerca de 80 espécies de mamíferos que foram introduzidas nas ilhas, metade deles são predadores reais ou potenciais de aves marinhas (*in* Towns *et al.*, 2011). De igual modo, os registos históricos mostram que aves marinhas foram capturadas pelos humanos em todo o mundo, o que ainda ocorre em alguns locais nos dias de hoje (Murphy, 1924; Bartle, 1991, Hazevoet, 2012). A predação humana de aves marinhas tinha como finalidade obter ovos, filhotes e adultos como alimento, para fins medicinais, ter como animais de estimação e até mesmo como uma fonte de produção de óleo (Ratcliffe *et al.*, 2000; Towns *et al.*, 2011). As atividades antrópicas como a construção de hotéis, cais, faróis, aumento da iluminação pública, também são relatados como potencial causa da perda ou destruição de habitat das aves marinhas (Hazevoet, 1995; Rodríguez *et al.*, 2017). Enquanto no mar, a captura acidental de aves devido á interação com as artes de pesca, a poluição (p.e. derramamentos de óleo e petróleo, emaranhamento, a ingestão de plásticos confundindo como alimento) também são ameaças graves para as aves marinhas (Tasker & Beckerz, 1992; Abraham *et al.*, 2010; Roman *et al.*, 2019).

Em relação a Cabo Verde, com a publicação da primeira Lista Vermelha do país em 1996 foi constatado um cenário preocupante sobre o estado da biodiversidade no arquipélago. Em relação às aves, mais de 47% das espécies de aves foram consideradas ameaçadas sendo que mais de 61% eram espécies endémicas, e a maioria das aves marinhas foram incluídos numa categoria de ameaça da Lista Vermelha (Leyens & Lobin, 1996). Para fazer face a esta problemática, em 2007 foi elaborada uma estratégia holística para a conservação das aves marinhas, tendo como foco central identificar as ameaças, sensibilizar a sociedade, eliminar os predadores introduzidos, e estabelecer novas áreas de conservação (Rendal & Pile, 2007). Diversas instituições fizeram parte deste processo, nomeadamente as instituições governamentais, municípios, organizações da sociedade civil, instituições de investigação e sector privado. A implementação desta estratégia culminou com a criação de áreas protegidas e subsequente maior fiscalização de alguns locais. Apesar dos avanços alcançados com a implementação desta estratégia, são necessários planos de ação mais pormenorizados para uma conservação eficaz das aves marinhas em Cabo Verde. Também desde a implementação do plano de ação de 2007, o conhecimento da biologia e ecologia das várias espécies de aves marinhas de Cabo Verde aumentou consideravelmente o que permitirá o desenvolvimento de planos de ação mais eficazes e individualizados para cada espécie.

De uma forma geral as principais ameaças registadas nas ilhas oceânicas a nível mundial também ocorrem em Cabo Verde (Le Corre, 2008; Hazevoet, 1995). Em Cabo Verde, as ameaças que as aves marinhas sofrem estão, na sua maioria, relacionadas direta ou indiretamente com as atividades humanas, nomeadamente a predação por animais introduzidos pelos humanos (cães, gatos, ratazanas e ratos), a captura pelo homem e aos impactos causados pela poluição luminosa, pela interação com as artes de pesca e pela perda de habitat (Hazevoet, 1995; Militão *et al.*, 2017). Atualmente oito espécies de aves marinhas nidificam no arquipélago, sendo que no passado recente a Fragata *Fregata magnificens* nidificava nos ilhéus da Boavista, de Curral Velho e Baluarte (Lopez-Suárez *et al.*, 2012).

Com vista à mitigação destas ameaças, apresentamos de seguida um plano de ação para a conservação das oito espécies de aves marinhas que se reproduzem no arquipélago de Cabo Verde, com base nos trabalhos realizados sobre abundância, distribuição e ameaças em terra que as aves marinhas enfrentam no arquipélago (Capítulo I), na biologia de reprodução dos Procellariiformes no ilhéu Raso (Capítulo II), na competição por áreas

de nidificação no ilhéu Raso (Capítulo III), na estimativa populacional da Cagarra *Calonectris edwardsii* nas Ilhas Desertas (Capítulo IV) e também nos estudos realizados por outros investigadores e organizações não-governamentais (ONGs). Referimos a categoria de ameaça de cada espécie de ave marinha no arquipélago de Cabo Verde com base nos parâmetros referidos anteriormente. Para tal, adotamos a categoria da IUCN para classificar as aves marinhas em: 1) Extinta (EX), Extinta na Natureza (EW) e Regionalmente Extinta (RE) referindo-se a taxa que atualmente já não ocorrem no território; 2) Criticamente em Perigo (CR), Em Perigo (EN) e Vulnerável (VU) traduzindo um grau de ameaça atribuído com base em critérios quantitativos; 3) A categoria Quase ameaçada (NT) para taxa que podem estar perto da situação de ameaça se persistirem ou se agravarem as condições atuais; 4) Pouco Preocupante (LC) referindo-se a taxa que não se classificam como ameaçados nem como próximo de ameaça; 5) Informação Insuficiente (DD) atribuído a taxa cuja informação disponível não é adequada à avaliação do risco de extinção; 6) Não Avaliado (NE) e Não Aplicável (NA), que dizem respeito a taxa não passíveis de aplicação dos critérios considerados (Cabral *et al.*, 2005).

## 2. Aves marinhas reprodutoras em Cabo Verde

Em Cabo Verde reproduzem-se atualmente oito espécies de aves marinhas, distribuídas por três Ordens (Procellariiformes, Suliformes e Phaethontiformes), por cinco famílias (Hydrobatidae, Oceanitidae, Procellariidae, Phaethontidae, Sulidae) e cinco são espécie/ subespécie endémica a nível do arquipélago (del Hoyo *et al.*, 2014, Tabela 1).

**Tabela 1.** Estatuto de conservação mundial (IUCN) e Lista Vermelha de Cabo Verde para as espécies de aves marinhas que nidificam no arquipélago (Alcyon, 2020).

Nome científico	Nome comum	Ordem	Status (Endémica ou não-endémica)	Estatuto de conservação mundial (IUCN)	Lista Vermelha de Cabo Verde
<i>Bulweria bulwerii</i>	João Preto	Procellariiformes	Não	Pouco preocupante	Indeterminado
<i>Calonectris edwardsii</i>	Cagarra	Procellariiformes	Endémica	Quase ameaçada	Em perigo de extinção
<i>Hydrobates jabejabe</i>	Pedreirinho	Procellariiformes	Endémica	Pouco preocupante	Vulnerável

<i>P. marina eadesorum</i>	Pedreiro-azul	Procellariiformes	Endémica	Pouco preocupante	Indeterminado
<i>Pterodroma feae</i>	Gongon/ Biôr	Procellariiformes	Endémica	Quase ameaçado	Vulnerável
<i>P. lherminieri boydi</i>	Pedreiro /Batitu	Procellariiformes	Endémica	Pouco preocupante	Indeterminado
<i>Sula leucogaster</i>	Alcatraz	Sulidae	Não	Pouco preocupante	Vulnerável
<i>Phaethon aethereus</i>	Rabo-de-junco	Phaethontiformes	Não	Pouco preocupante	Em perigo

## 2.1 João Preto *Bulweria bulwerii*

Espécie pantropical que se reproduz nas zonas tropicais dos Oceanos Atlântico, Pacífico e Índico. No Atlântico, a espécie está restrita a Cabo Verde e aos arquipélagos da Macaronésia das ilhas Canárias, Madeira e Açores (Neves *et al.*, 2011). Em Cabo Verde a espécie nidifica entre buracos nas rochas ou pequenas cavidades rochosas nos ilhéus Raso, Branco, Rabo de junco (Sal) e nos ilhéus Rombo (Capítulo I). Os ninhos são construídos agregados em colónias ou solitário, em cavidade rochosa pouco profunda (média  $\pm$  desvio padrão:  $0,35 \pm 0,11$  m), cercado por vegetação arbustivas em alguns casos, como confirmado no ilhéu Raso (Capítulo III). A fenologia é diferente entre os indivíduos que se reproduzem nos ilhéus Rombo e nos outros ilhéus. Nos ilhéus Rombo a maioria dos indivíduos chegam à colónia, depois da migração pré-nupcial, em meados de Janeiro e a postura do ovo começa em meados de abril (Alcyon, 2020). No entanto, já foram encontrados ninhos com ovo ou filhotes nos meses de dezembro, fevereiro, março e abril (Alcyon, 2020). Nos ilhéus Branco, Raso e Rabo de Junco, os adultos voltam da migração em meados de abril e a postura do ovo só ocorre no final de maio ou início de junho. A incubação prolonga-se por 44-45 dias (Capítulo II) e o filhote abandona o ninho até final de julho nos ilhéus Rombo, e até final de setembro nos ilhéus Branco, Raso e Rabo de Junco. Fora do período reprodutor, o João Preto migra para a zona central do Atlântico (Ramos *et al.*, 2015; Cruz-Flores *et al.*, 2018), voltando à colónia geralmente em janeiro (no caso dos adultos do ilhéu de Cima) ou abril (no caso dos adultos do ilhéu Raso). Dados de estudos realizados em Açores mostram que dieta da espécie é à base de peixes meso pelágicos e lulas (Neves *et al.*, 2011).

## 2.2 Cagarra *Calonectris edwardsii*

A Cagarra reproduz-se nas ilhas de Santo Antão, Santiago, Fogo, Brava e nos ilhéus de Raso, Branco, Rabo de Junco (Sal), Curral Velho (Boavista). Esta espécie endémica faz ninho em buracos no chão ou cavidades rochosas de profundidade variadas (média  $\pm$  desvio padrão:  $0,67 \pm 0,27$  m) estando presente em locais muito acessíveis no chão ou em zonas inacessíveis de falésias (Capítulo III e IV). A espécie encontra-se próximo das zonas costeiras e povoações, embora em menor número, em comparação com outros Procellariiformes (Capítulo I). Durante a reprodução encontra-se presente nas águas de Cabo Verde e Costa de África (Paiva *et al.*, 2015), migrando posteriormente para a América do Sul nas águas do Brasil e Uruguai (González-solís *et al.*, 2009). A espécie inicia o período de pré-postura em março quando regressa aos mares de Cabo Verde e aos ilhéus para prospectar ninhos e acasalar. No ilhéu Raso, a espécie coloca um único ovo anualmente no início de junho, sem reposição (Capítulo II), após o qual a fêmea abandona o ninho por alguns dias para recuperar a condição corporal perdida durante o processo de formação e postura, ficando o macho no ninho a incubar. A incubação é feita através de turnos de machos e fêmeas durante uma média de 54 dias (Capítulo II). Os filhotes nascem no final de julho e início de agosto, são vigiadas pelos progenitores durante o dia nos primeiros dias, até que finalmente os adultos só visitam o ninho durante a noite. Nos meses seguintes, os progenitores alimentam os filhotes, diminuindo progressivamente as provisões com o aproximar do final da época reprodutora (Paiva *et al.*, 2015). Os filhotes abandonam o ninho no início de novembro (Capítulo II). Segundo Murphy (1924) esta espécie alimenta-se a base de peixes: cavala *Decapterus macarelus*, sardinha/arenque *Sardinella maderensis*, chicharro *Decapterus macarelus* e peixe voador *Exocoetus volitans*, mas também pode alimentar de cefalópodes (lula), (Rodrigues *et al.*, 2015).

## 2.3 Pedreirinho *Hydrobates jabejabe*

O Pedreirinho é uma espécie endémica de Cabo Verde que nidifica em zonas costeiras e montanhosas das ilhas de Santo Antão, São Nicolau, Santiago e nos ilhéus Raso, Branco, Rabo de Junco (Sal), Curral Velho (Boavista), Ilhéu dos Pássaros (Boavista) e Rombo (Capítulo I). Em Santo Antão e São Nicolau, a espécie encontra-se nas áreas montanhosas e ingremes, afastadas de povoações (Capítulo I). Durante o período reprodutor, desloca-se vários quilómetros para se alimentar, mas sempre ao largo de Cabo Verde, sem nunca visitar a costa Africana (Alcyon, 2020). Reproduz-se

geralmente em pequenos buracos entre rochas, a diferentes altitudes, ou em ninhos escavados em areia como acontece no ilhéu de Cima onde se pode encontrar esta espécie a nidificar nas mesmas áreas que o Pedreiro-azul. A fenologia de reprodução desta espécie é pouco conhecida, sobretudo porque têm sido encontrados ninhos ativos durante quase todo o ano. Deste modo, não se sabe se esta espécie tem um período reprodutor muito longo ou se alguns indivíduos reproduzem durante o Inverno e outros no Verão.

#### **2.4 Pedreiro-azul *Pelagodroma marina eadesorum***

*Pelagodroma marina* é a única espécie conhecida do género *Pelagodroma*, ocorre nos oceanos Atlântico, Pacífico e Indico. Em Cabo Verde, reproduz-se nos ilhéus Branco, no ilhéu dos Pássaros (Boavista), no ilhéu Laje Branca (Maio) e nos ilhéus Rombo (Capítulo I), sendo uma sub-espécie endémica do arquipélago. Durante o período de incubação alimenta-se em água de Cabo Verde e durante o período de invernada migram para a zona central do Norte Atlântico (Jacob González-Solís, dados não publicados). A espécie escava os seus próprios ninhos em substrato arenoso, criando túneis de 0,3 a 1.2 m de comprimento (Alcyon, 2020). Em Laje Branca (Maio) a espécie é vista no final de janeiro, os ovos foram encontrados no início de fevereiro e filhotes foram identificados no final de abril, porém ainda são necessários mais estudos para determinar com exatidão o período reprodutor de espécie (FMB, 2017). A espécie tem em média 52 dias de incubação e as eclosões acontecem no final de março e os filhotes demoram 50 - 70 dias a desenvolver-se totalmente (Underwood & Bunce, 2016). Em Laje Branca (Maio), os últimos indivíduos foram visualizados no início de junho (FMB, 2017).

#### **2.5 Gongon *Pterodroma feae***

O Gongon é uma ave endémica de Cabo Verde, pertence à família Procellariidae e ao género *Pterodroma*, no qual se incluem cerca de 35 espécies altamente pelágicas e em grande parte ameaçadas, distribuídas por oceanos temperados e tropicais (Jesus *et al.*, 2009, Gangloff *et al.*, 2013). Nidifica em cavidades rochosas nas ilhas de Santo Antão, São Nicolau, Santiago e Fogo (Ratcliffe *et al.*, 2000). A espécie nidifica nas áreas montanhosas, ingremes, mas também é possível encontrar ninhos próximo de aldeias no Fogo (Chã das Caldeiras), em Santo Antão e Santiago (Teresa Militão, com. pess.) A espécie visita as colónias de reprodução em setembro, porém as posturas acontecem em início de janeiro a início de fevereiro, com postura sem reposição em caso de perda do ovo (Militão *et al.*, 2017). A incubação demora em média 50 dias e ambos os progenitores

partilham os turnos de incubação desde meados de fevereiro até ao início de março, realizando turnos médios de 12 a 13 dias (Militão *et al.*, 2017). Nos primeiros quatro dias, um dos progenitores mantém-se todo o dia com o filhote. Após esse período, os adultos visitam o ninho apenas de noite para alimentar os filhotes durante algumas horas, no entanto podem ocasionalmente passar todo o dia no ninho. Os filhotes abandonam o ninho entre meados de maio e meados de junho (Militão *et al.*, 2017).

## **2.6 Pedreiro *Puffinus lherminieri boydi***

Sub-espécie endémica de Cabo Verde, com a sua taxonomia ainda em discussão (Flood & Vliet, 2019). Reproduz-se geralmente entre buracos nas rochas e escavados em areia nas zonas costeiras e montanhosas nas ilhas de Santo Antão, São Nicolau, Santiago e Brava e nos ilhéus Branco, Raso, Rabo de Junco (Sal) e ilhéus Rombo (Capítulo I). No ilhéu Raso confirmamos que os ninhos são pouco profundo (média  $\pm$  desvio padrão: 0,48  $\pm$  0,20 m; Capítulo III). A espécie prefere habitats costeiros (média  $\pm$  desvio padrão: 364,8  $\pm$  183,0 m), porém é possível encontrar também a nidificar em zonas montanhosas no interior das ilhas (Capítulo I). É um reprodutor de inverno que efetua a postura dos ovos entre janeiro e fevereiro, com período de incubação média de 55 dias, os ovos eclodem em março e os filhotes abandonam o ninho em maio (Capítulo II). Durante o período reprodutor, desloca-se vários quilómetros para alimentar-se ao largo de Cabo Verde, sem nunca visitar a costa africana (Alcyon, 2020). Depois do período reprodutor, a maior parte dos Pedreiros migram para a zona central do Atlântico Norte e só alguns se mantêm durante todo o ano ao largo de Cabo Verde (Roscales *et al.*, 2011; Zajková *et al.*, 2017). Os adultos voltam geralmente da migração no início de setembro (Capítulo II).

## **2.7 Alcatraz *Sula leucogaster***

Encontra-se distribuído em todas as regiões tropicais dos oceanos Atlântico, Índico e Pacífico (Grant *et al.*, 2018). Em Cabo Verde reproduz-se em zonas costeiras e falésia nos ilhéus de Raso, Curral Velho e Baluarte (Boavista), nas ilhas de Santiago e Brava (Capítulo I). Pertence à Ordem dos Suliformes, à família Sulidae e ao género *Sula* no qual se incluem 10 espécies de sulídeos (Verlis *et al.*, 2014). O Alcatraz é uma espécie assíncrona, que nidifica no chão e reproduz-se colonialmente (Naurois, 1969). O período de incubação demora cerca de 43 dias e o pico de eclosão acontece entre dezembro - janeiro, sendo que o período de cuidados parentais com os filhotes varia entre 14 a 15 semanas (Schreiber & Norton, 2002). Durante a época de reprodução procuram alimento

mais perto da costa (Morris-Pocock *et al.*, 2010) o que lhe permite alimentar o filhote, normalmente duas vezes ao dia (Schreiber & Norton, 2002). No período de invernada a espécie mantém-se nas águas de Cabo Verde (Jacob González-Solís, dados não publicados). Alimenta-se de peixes, como chicharro *Selar crumenophthalmus*, sardinha/arenque *Sardinella maderensis*, peixe voador *Exocoetus volitans*, dobrada *Spicara melanurus*, peixe-agulha *Belone belone*, bicuda/barracuda *Sphyraena viridensis* (Murphy, 1924).

## **2.8 Rabo-de-junco *Phaethon aethereus***

O Rabo-de-junco é uma ave marinha amplamente distribuída em oceanos tropicais, reproduzindo-se em ilhas dos oceanos Atlântico, Índico e Pacífico (Pina-ortiz *et al.*, 2018). Esta espécie compreende três subespécies: *P. a. aethereus* ocorre nas ilhas de Fernando de Noronha, Abrolhos, Ascensão e Santa Helena no Atlântico Sul; *P. a. mesonauta* com uma distribuição nas Caraíbas, Pacífico Oriental e Atlântico Leste, incluindo Cabo Verde; e *P. a. indicus* que ocorre no Mar Vermelho, Golfo Pérsico e Golfo de Áden (Pina-Ortiz *et al.*, 2018). Em Cabo Verde a espécie reproduz-se nas ilhas de Santo Antão, São Nicolau, Sal, Boavista, Santiago, Fogo e Brava, e nos ilhéus Branco, Raso, Rabo de Junco (Sal), Curral Velho (Boavista) e Rombo (Capítulo I). Esta espécie nidifica em pequenos números em buracos e fendas com profundidade média (média  $\pm$  desvio padrão:  $1,38 \pm 0,67$  m) nas zonas costeiras das ilhas e ilhéus (Capítulo III). Espécie assíncrona, com um pico de reprodução em janeiro - fevereiro (López-Suárez, 2012). A postura é constituída apenas por um ovo, de cor branca e com manchas de tons castanho avermelhado ou amarelado. Podem realizar postura de reposição em caso de predação do ovo. A incubação é partilhada por ambos os progenitores (Murphy, 1924) e tem a duração de cerca de 42 - 44 dias e o filhote demora 80 - 90 dias a desenvolver-se totalmente (Alcyon, 2020). A dieta da espécie é a base de peixes, cefalópodes e crustáceos (Castillo-Guerrero *et al.*, 2011).

# **3. Ameaças às aves marinhas em Cabo verde**

## **3.1 Ameaças gerais a todas as espécies**

A colonização das ilhas levou à introdução de espécies invasoras como ratos e gatos, e conseqüentemente conduziu ao declínio de várias espécies de aves marinhas. O aumento da população humana aliada à falta de recursos e à fome que assolaram as ilhas

de Cabo Verde no passado fomentou a captura de aves marinhas por vários séculos. O aumento das infraestruturas tanto nas zonas costeiras, como no interior das ilhas, levou as espécies a procurar outros locais de reprodução e culminou com a perda de alguns habitats. O aumento da iluminação leva à queda e morte das aves por encandeamento, especialmente os juvenis, e a sobrepesca nas águas de Cabo Verde resultou na maior competição por presas e captura acidental de aves marinhas nas atividades piscatórias, particularmente na pesca mais industrializada (Inspetor das pescas, Emanuel Nunes, com. pess.).

Atualmente, a maior ameaça que as aves marinhas sofrem em Cabo Verde é a predação por ratos, gatos e cães (Hazevoet, 1995; Militão *et al.*, 2017). Em Cabo Verde existem três espécies de roedores introduzidos: rato doméstico *Mus musculus*, rato-castanho *Rattus norvegicus* e rato-preto *Rattus rattus*, que causam efeito nefasto nos ovos e nos filhotes de aves marinhas. Os ratos estão presente nas ilhas e nos ilhéus Rombo (Cima e Grande) porém, estão ausentes dos ilhéus Raso, Branco (Hazevoet & Masseti, 2011) nos ilhéus da Boavista (Baluarte, Curral Velho e Pássaros), Rabo de Junco (Sal, Teresa Militão com. pess.) e Laje Branca (Tavares & Ratão, 2017). Os ratos também são responsáveis pela predação de ovos de Gongon nas ilhas onde a espécie nidifica. A presença de gatos *Felis catus* próximo da área de reprodução nas ilhas do Fogo, Santiago, São Nicolau e Santo Antão é responsável por predação de adultos e filhotes de Gongon (Militão *et al.*, 2017), nas ilhas da Boavista e Sal os gatos também são responsáveis pela predação de filhotes e de adultos de Rabo-de-junco (López-Suárez, 2012). Em Santa Luzia, os gatos foram referidos como um dos responsáveis pelo declínio das aves marinhas desde a década de 1960 (Naurois, 1969; Hazevoet, 1995), estando atualmente apenas confirmada a reprodução de Pedreirinho na ilha (Alcyon, 2020). Em relação aos cães vadios *Canis lupus familiaris* existem evidências de predação de filhotes e adultos de Rabo-de-junco na ilha do Sal. O macaco *Chlorocebus sabaesus* está presente nas ilhas de Santiago e Brava (Hazevoet & Masseti, 2011) sendo reportado como predador de ovos, sobretudo nos locais onde partilham o habitat com as aves marinhas. De um modo geral, estes predadores capturam ovos, filhotes e adultos causando grandes impactos no êxito reprodutor das aves marinhas e nas suas populações (Hazevoet, 1995). As aves marinhas já desapareceram de alguns lugares onde existem estes predadores ou estão a sofrer o impacto desta predação colocando-as em risco de extinção. As visitas ilegais de pescadores e turistas aos ilhéus Raso, Branco, Rabo de Junco, Curral Velho, Baluarte,

Pássaro (Teresa Militão, com. pess.) e Laje Branca (Tavares & Ratão, 2017) lugares onde estes predadores ainda não foram introduzidos, representam uma ameaça permanente para a conservação das aves marinhas em Cabo Verde. Atualmente a introdução acidental de formigas no ilhéu Raso representa uma nova e potencial ameaça aos filhotes de aves marinhas no local (MADRRM, 2010).

A captura humana de ovos, filhotes e adultos das aves marinhas para consumo próprio, venda, fins medicinais ou para ter como animais de estimação, em várias ilhas e ilhéus de Cabo Verde é um problema de longa data (Bruyn & Koedijk, 1990; Hazevoet, 1995; López-Suárez, 2012). Segundo Hazevoet (1997) na ilha de Santo Antão a população tinha a tradição de usar Cagarra, Gongon e Pedreiro na gastronomia local, enquanto Brunyn & Koedijk (1990) reportam que em Mindelo (ilha de São Vicente) uma família mantinha um Alcatraz como animal de estimação, já há oito anos, amarrado a uma corda. De um modo geral, a captura de aves marinhas alastra às outras ilhas, sendo as aves de maior porte (Alcatraz, Rabo-de-junco, Cagarra e Gongon) as principais vítimas dos pescadores e população em geral (MADRRM, 2010). A captura e posterior venda de filhotes de Cagarra no ilhéu Raso era uma prática habitual até ao ano de 2007 (Capítulo IV). Porém, com a intervenção da ONG Biosfera, que desde essa altura procede a ações regulares de vigilância com permanência no ilhéu durante o período reprodutor das Cagarra, tal impacto foi mitigado. Apesar do esforço de várias ONGs, continuam a haver registos de captura de Alcatraz na Brava, Boavista e ilhéus, de Rabo de Junco na Boavista, Sal e possivelmente na Brava, da Cagarra na Brava e Gongon em Santo Antão e no Fogo (López-Suárez, 2012; Alcyon, 2020).

Atualmente nota-se que os ilhéus Laje Branca (Maio) e Rabo de Junco (Sal) sofrem com a perturbação humana, sobretudo porque o acesso aos locais pode ser feito nadando (Tavares & Ratão, 2017; Associação Projeto Biodiversidade, com. pess.). Nos ilhéus da Boavista (Curral Velho e Baluarte) devido às visitas ilegais de pescadores e turistas, mas também resultante da aproximação de embarcações de pesca e pesca desportiva que não respeitam a distância mínima aos ilhéus dentro das reservas integral (Teresa Militão, com. pess.).

Com o desenvolvimento do país os níveis de poluição luminosa têm aumentado e consequentemente têm vindo a suceder casos de encandeamento de aves marinhas nas principais ilhas. Atualmente a poluição luminosa é referida como uma ameaça para as populações de Gongon, Cagarra, Pedreiro e o Pedreirinho em várias ilhas do arquipélago,

principalmente quando os filhotes abandonam o ninho e voam pela primeira vez em direção ao mar (Militão *et al.* 2017; Alcyon, 2020). Segundo relato da African Bird Club (2020) em 2012 na ilha de Santiago, cerca de 50 Gongon foram atraídos pelas luzes do hotel em Rui Vaz. Infelizmente, algumas destas aves durante o seu voo para o mar, desorientam-se devido ao encandeamento provocado pelas luzes artificiais das povoações, resultando na sua queda. O impacto da queda pode levar à morte destas aves e nos casos em que tal não acontece, as aves poderão ficar mais expostas a predação por gatos e cães, à captura humana ou sujeitas a ser atropeladas por carros.

O desenvolvimento do arquipélago aliado ao aumento de infraestruturas nas áreas costeiras e no interior das ilhas, estão a ocupar lugares antigamente utilizados pelas aves marinhas e forçando-as a procurar outros locais mais inacessíveis para estabelecer os seus núcleos reprodutores. A perda e a modificação de habitat constituem causas silenciosas do declínio das aves marinhas em Cabo Verde. Lugares como o ilhéu dos Pássaros (São Vicente), ilhéu de Sal Rei (Boavista) que no passado albergaram aves marinhas reprodutoras, estão atualmente sem quaisquer vestígios de reprodução de aves marinhas (Capítulo I). Em Cabo Verde existem poucas referências sobre os riscos que as ocupações das orlas costeiras e algumas zonas específicas do interior das ilhas trazem para as aves marinhas como a construção de resorts, hotéis e portos, porém na ilha da Boavista a construção de hotéis na área costeira parece ter levado à diminuição da população de Rabo-de-junco (López-Suárez, 2012). O desenvolvimento económico do arquipélago também está acompanhado da proliferação de cães, gatos e ratos, forçando as aves marinhas a se reproduzirem em lugares cada vez mais limitados e inacessíveis, como sucede com o Pedreirinho em Santo Antão (Capítulo I).

O impacto das distintas atividades piscatórias sobre as populações de aves marinhas, tanto em redor de Cabo Verde, como na plataforma Africana, ou nos locais onde estas aves passam o período não reprodutor, é ainda pouco conhecido, mas há evidências de capturas acidentais nas artes de pesca. Em Cabo Verde alguns pescadores ainda capturam aves marinhas para o seu próprio consumo ou capturam-nas involuntariamente com anzóis (Alcyon, 2020). As pescarias também competem de forma direta pelos mesmos peixes dos quais muitas aves marinhas se alimentam e a sobre-exploração humana desta fonte de alimento pode diminuir os recursos alimentares para as aves marinhas. Finalmente, a sobre-exploração de grandes peixes como o atum (MAHOT, 2014) também afeta negativamente as aves marinhas, pois várias espécies de

aves marinhas dependem dos grandes atuns que ao empurrarem os pequenos peixes para a superfície os tornam acessíveis para serem capturados pelas aves marinhas; conhecido como comportamento facilitador do acesso as presas.

Geralmente as aves marinhas reproduzem-se durante o período em que as suas presas são mais abundantes e está associado a maior concentração da clorofila *a* (Monticelli *et al.*, 2007). Atualmente o aumento da temperatura dos oceanos está a alterar os ritmos biológicos das suas presas (pequenos peixes, crustáceos e cefalópodes). Infelizmente, as aves marinhas não estão a conseguir adaptar os seus ritmos biológicos às alterações da temperatura dos oceanos, o que está a provocar um desfasamento entre os períodos em que as aves marinhas se reproduzem e os períodos de maior abundância das suas presas nos oceanos. Este desfasamento está a diminuir o sucesso reprodutor das aves marinhas, dificultando a sobrevivência a longo prazo de muitas populações destas espécies (p.e. Keogan *et al.*, 2018; Merkel *et al.*, 2019).

#### **4. Ações gerais para a conservação das aves marinhas de Cabo Verde**

Em Cabo Verde a conservação da diversidade biológica e a utilização sustentável dos recursos naturais é uma responsabilidade de todos os cabo-verdianos e, é obrigação do Estado direcionar as políticas e as ações que interferem com a salvaguarda do património natural do país (MAHOT, 2014). A nível nacional, a coordenação e implementação do Plano de Ação para a Conservação de Aves Marinhas é da responsabilidade da Direção Nacional do Ambiente (DNA). A execução deve ser liderada pela entidade responsável pela área do ambiente (DNA) e com a participação dos vários ministérios (da Agricultura e Ambiente; das Infraestruturas, Ordenamento do Território e Habitação; da Economia Marítima; do Turismo e Transportes; da Indústria, Comércio e Energia) que de forma direta ou indireta interferem com o ambiente. Para que a execução do plano seja transversal a todos os sectores, devem ser envolvidos, o Setor Privado, as Câmaras Municipais, as ONGs e as Associações Comunitárias. É ainda importante referir que numa perspetiva de gestão adaptativa, é necessário monitorizar a implementação de qualquer plano de ação e ajustar o plano a novas fontes de informação.

As ações gerais propostas a desenvolver neste plano de ação são as seguintes atividades:

### **a) Monitorização e investigação**

Para determinar o estatuto de conservação das aves marinhas é fundamental realizar censos (contagem de ninhos ativos) ao nível do arquipélago para todas as espécies de forma sistemática. Em algumas colónias como o ilhéu Raso tal é fazível (Capítulo I), contudo em locais inacessíveis, apenas métodos indiretos poderão ser aplicados. Para os procellariiformes que vocalizam quando regressam aos ninhos à noite, o método de escuta de indivíduos durante o período de reprodução, à semelhança do nosso estudo (Capítulo I), mostrou ser uma ferramenta crucial para a localização de novas colónias no arquipélago. Contudo, é necessário verificar quais os métodos mais adequados para avaliar o tamanho da população, sendo uma opção o censo de cantos através de gravações com dispositivos automáticos. Um outro método é a contagem do número de indivíduos nas zonas rafting (jangadas - zonas onde algumas espécies aglomeram em grande número no mar, geralmente ao final do dia à espera do anoitecer para entrar na colónia, p.e. Cagarra) ou nas zonas de cortejos (áreas onde a espécie realiza voos nupciais para encontrar um parceiro e formar casal reprodutor, que no caso do Gongon são as áreas montanhosas). Para os sulídeos e Phaethontidae poderão ser efetuados censos de indivíduos ao longo da costa, quer através de caminhadas em redor das áreas de reprodução ou censos de barco em redor de ilhas e ilhéus. Para complementar essas duas metodologias recomenda-se a realização de contagem de indivíduos no ninho nas áreas de reprodução, à semelhança do que fizemos para as Cagarras no ilhéu Raso (Capítulo IV). A captura, marcação (anilhagem) e recaptura de indivíduos das diferentes espécies de aves marinhas, será crucial para poder estimar tendências populacionais, sobrevivência ou taxas de recrutamento na população reprodutora, entre outros parâmetros demográficos essenciais.

Monitorizar ninhos de aves marinhas e usar câmaras com sensores de movimento para determinar a presença de predadores nas principais áreas de reprodução, assim como o seu impacto nas colónias de aves marinhas. Tal estudo permitirá determinar a estratégia ideal para avaliar o seu impacto e a estratégia a ser adotada em cada caso. Recomenda-se o esforço de investigação para clarificar a fenologia de reprodução de *Hidrobates jabejabe* em diferentes áreas do arquipélago, assim como a interação entre aves marinhas e as diferentes artes de pesca utilizadas. É preciso dar continuidade aos estudos sobre a relação entre a fenologia de reprodução das aves marinhas e os parâmetros oceanográficas, sobretudo porque o nosso trabalho estabelece haver alguma relação entre

a fenologia e medidas de sucesso reprodutor da Cagarra e João Preto e as variações inter-  
anuais na concentração de clorofila *a* e da temperatura da superfície da água do mar ao  
nível do arquipélago (Capítulo II), o que permitirá também investigar o impacto das  
mudanças climáticas a larga escala e temporalmente mais prevalentes nas populações de  
aves marinhas.

### **b) Controlo de predadores**

Para fazer face às ameaças que a introdução de espécies tem nas populações de aves  
marinhas a nível nacional (Murphy, 1924; Bourne, 1955; Hazevoet, 1995) deve haver  
uma maior coordenação da DNA com a polícia marítima na vigilância dos pescadores e  
turistas que visitam as áreas integrais. Ainda que as ONGs não tenham nenhuma  
autoridade para fiscalizar as ações dos infratores, porém a sua ação quer através de  
persuasão dos pescadores, assim como agente sensibilizador da necessidade de preservar  
as aves marinhas tem sido crucial para os ganhos alcançados, principalmente nas Ilhas  
Desertas (Santa Luzia, Branco e Raso) e Laje Branca. Neste sentido a inclusão das OGNs  
será fundamental.

Deve-se fazer cumprir a lei para que os pescadores não atraiam onde não é  
permitido e criar normas de biossegurança para evitar a introdução de espécies e fiscalizar  
os barcos antes de atracarem onde é permitido por lei. Na realidade as Desertas por lei  
são reserva integral e nem deveria ser permitido aos pescadores pernoitarem em terra,  
dado que este comportamento representa um risco muito elevado de introdução de  
espécies invasoras. Desta forma, recomenda-se a fiscalização rigorosa e efetiva da  
presença de pescadores nos ilhéus assim como o aumento do número de vigilantes nestes  
locais.

A gestão de espécies invasoras nas áreas de nidificação de aves marinhas é  
extremamente complexa e depende do tipo de predador e do local onde se encontra. Em  
ilhas ou ilhéus desabitados o ideal é a erradicação dos predadores introduzidos, sendo que  
para isso é necessário um estudo prévio para determinar quando e quais os melhores  
métodos a aplicar para erradicar esse (s) predador (es) nesse habitat específico. Tal  
estratégia deve ser implementada em toda a ilha ou ilhéu e caso isso não seja exequível  
então restringir as principais áreas de nidificação. Para que a estratégia seja realmente  
eficaz, deve-se controlar os desembarques para evitar reintroduções, à semelhança do que  
está a ser implementado na ilha de Santa Luzia pelas ONGs SPEA, Biosfera I e DNA

(Medina *et al.*, 2012). Nas ilhas habitadas, a castração de gatos e cães (domésticos e abandonados) das povoações perto de áreas de nidificação de aves marinhas permitirá controlar as populações desses animais a longo prazo. Recomenda-se o controlo de predadores encontrados nas áreas de reprodução de aves marinhas através da erradicação ou da construção de canil/gatil municipais para recolher estes indivíduos que poderão já ter adquirido hábitos de predação de aves marinhas. As medidas de gestão das populações de gatos devem ser realizadas em simultâneo com a erradicação de roedores, dado que uma diminuição da população de gatos poderá levar a um aumento dos roedores e consequentemente um incremento na predação de ovos e filhotes de aves marinhas por parte destes.

### **c) Sensibilização e inclusão social**

Para reduzir a captura humana de aves marinhas, é necessário realizar atividades de sensibilização da população, principalmente nas escolas, comunidades de pescadores e comunidades rurais que vivem perto de colónias de aves marinhas. É importante realizar atividades de consciencialização da população através de palestras, anúncios publicitários sobre a necessidade de proteger aves marinhas e adotar uma postura cívica como não abandonar gatos, cães e não caçar as aves marinhas. Sensibilizar a população a adotar boas práticas de higiene, assim como as Câmaras Municipais a melhorar o sistema de recolha e tratamentos dos resíduos (lixos) o que permitirá de certa forma controlar a proliferação de ratos nas ilhas e reabilitar potenciais áreas de nidificação.

Para que a sensibilização tenha realmente impacto deve-se em simultâneo criar alternativas às comunidades mais carenciadas dando-lhes ferramentas e outras alternativas financeiras. De uma forma geral, as populações que vivem nas imediações das áreas de reprodução de aves marinhas, assim como as comunidades de São Vicente (Salamansa, São Pedro e Calhau), de Santo Antão (Sinagoga e Ponta do Sol) e de São Nicolau (Tarrafal), que exploram os recursos das Ilhas Desertas, têm como atividade base de sustento a pesca, criação de gado, agricultura, comércio e atividades turística (como transportar pessoas até Santa Luzia) que proporcionam rendimentos às famílias (MADRRM, 2010). Para tal, cabe ao estado a elaboração de políticas públicas direcionadas a essas comunidades e a aquisição de recursos financeiros. A criação de novos postos de trabalhos nessas comunidades, como formação de vigilantes e guias turísticos, financiamento de atividades alternativas como a criação de explorações de

avicultura, suinicultura e instalações de estufas hidropónicas permitiria diminuir a pobreza e o risco de caça das aves marinhas. Cabe à DNA estabelecer as regras, o número de turistas que podem fazer saídas de barco para observar aves marinhas perto dos ilhéus sem que haja desembarque dos turistas nesses lugares. A presença de aves como o Alcatraz que é muito sensível à aproximação de pessoas e embarcações durante a reprodução, com risco de deixar ovos e os filhotes desprotegidos. Neste caso, recomenda que seja estabelecida uma distância mínima de segurança que as embarcações não se devem aproximar das colónias, para evitar colocar em risco as espécies, assim como o período das visitas e uma ecotaxa a ser paga por visitantes. O valor pago deve reverter para políticas de inclusão das populações que retiram o seu sustento nos ilhéus e para custear ações de conservação da biodiversidade a nível do arquipélago. Esta restrição não se deve aplicar a investigadores, que para aceder a esses locais deverão continuar a pedir credencial de acesso e justificação de propósito dos trabalhos de investigação à DNA, como atualmente sucede.

#### **d) Legislação**

Em Cabo Verde não existe uma legislação específica para as aves marinhas, no entanto, o decreto-regulamentar nº 7/2002 de 30 de dezembro confere-lhes proteção, sobretudo porque estão enquadradas como fauna ameaçada de extinção. O atual diploma encontra-se em fase de revisão e atualização e posterior aprovação pelo conselho de Ministros. Apesar da existência de leis que conferem proteção às aves marinhas no arquipélago de Cabo Verde (decreto-regulamentar nº 7/2002 de 30 de dezembro), existe uma grande distância entre a existência da lei e sua efetivação na prática. Nesse sentido, recomenda-se a aplicação das leis que protegem as aves marinhas, assim como a penalização judicial dos infratores. É importante salientar que, além da captura de aves marinhas ser uma atividade ilícita, por se tratarem de espécies protegidas por lei, a utilização de embarcações de boca aberta nas deslocações entre ilhas (p.e. Sinagoga em Santo Antão) para as ilhas Desertas, incumpra a portaria nº31/2001 de 9 de julho, artigo 2º alínea b) que estabelece que tais embarcações de pesca não podem afastar-se mais de 5 milhas da costa e 10 milhas de um porto de abrigo (MADRRM, 2010).

É importante reavaliar os limites das áreas protegidas para incluir as novas áreas de reprodução das aves marinhas identificadas em Cabo Verde, sobretudo para controlar ações dos seres humanos como a caça, introdução de predadores (gatos, cães e ratos),

controlar a poluição luminosa, aumentar a consciencialização cívica das pessoas e proteger as espécies de aves marinhas e os seus locais de reprodução por legislação.

## 5. Ameaças e ações específicas para a conservação das aves marinhas de Cabo Verde

Para proteger as aves marinhas em Cabo Verde é fundamental traçar ações específicas para cada espécie assim como seu habitat. Para tal, apresentamos a definição das escalas de atuação (Tabela 2), as ameaças que as aves marinhas estão sujeitas e as ações específicas a serem implementadas no arquipélago (Tabela 3).

**Tabela 2.** Definição de escalas de atuação, adaptado de SPEA, (2018).

Avaliação da ameaça	Prioridade da ação	Escala temporal
<b>Crítica</b> - causa ou provável causa de declínio rápido e/ou extinção.	<b>Urgente</b> - as ameaças afetam diretamente a sobrevivência adulta da espécie, (p.e. predação de adultos por gatos e cães), aliado a falta de dados (biologia, distribuição e ecologia) que afeta tomada de decisão para a proteção da espécie.	<b>Imediata</b> – com início no próximo ano.
<b>Elevada</b> - causa ou provável causa de declínio rápido e/ou depleção.	<b>Elevada</b> - as ameaças afetam diretamente os ovos e os filhotes da espécie, (p.e. predação de ovos e filhotes de aves marinhas pelos roedores).	<b>Curta</b> – com início dentro de 3 anos.
<b>Média</b> - causa ou provável causa de declínio relativamente lento, mas significativo.	<b>Média</b> - ameaças que afetam a alteração de habitat a longo prazo, (p.e. construção de infraestruturas próximo de áreas de nidificação).	<b>Média</b> – com início dentro de 5 anos.
<b>Baixa</b> - causa ou provável causa de flutuações ou alterações mínimas.	<b>Baixa</b> - ameaças que afetam a sobrevivência da espécie de forma indireta, (p.e. morte de aves atropelados por carros após ser encadeado por iluminação pública).	<b>Longa</b> – com início dentro de mais de 5 anos.
<b>Em curso</b> – atualmente implementada e para continuar.		
<b>A decorrer</b> – implementada para sempre.		

**Tabela 3.** Plano de ação para as aves marinhas que reproduzem no arquipélago de Cabo Verde.

<b>Espécies</b>	<b>Problemas subjacentes</b>	<b>Resultados</b>	<b>Ações a implementar</b>	<b>Avaliação da ameaça</b>	<b>Prioridade</b>	<b>Escala temporal</b>	<b>Organização responsável</b>
<i>Bulweria bulwerii</i> (João Preto)	Dados insuficientes	1-Determinar a distribuição da espécie ao nível do arquipélago. 2-Determinar o tamanho da população no arquipélago. 3-Determinar as ameaças que a espécie enfrenta em terra e no mar.	1.1-Prospeção para identificar novas áreas de reprodução. 2.1- Anualmente proceder à captura, anilhagem e recaptura de adultos e filhotes em todas as colónias possíveis e contabilizar o número de ninhos ativos. 3.1- Elaborar projeto de pesquisa para identificar e avaliar o impacto das ameaças que a espécie enfrenta em terra e no mar.	Média	Elevada	Curta	DNA/ Investigadores
	Risco de introdução de predadores acidentalmente nos ilhéus.	4-Impedir a entrada de predadores nos ilhéus onde esta espécie nidifica (Raso, Branco, Rabo de Junco e Rombo).	4.1 - Aumentar a fiscalização dos botes para que estes não ancorarem nos ilhéus que são reserva integral e onde esta espécie nidifica.	Critica	Urgente	Imediata	DNA/Polícia marítima
<i>Calonectris edwardsii</i> (Cagarra)	Dados insuficientes	1-Determinar o tamanho da população a nível do arquipélago. 2-Verificar a reprodução da espécie em São Vicente (Monte Verde) e em Santiago (Baía de Inferno) e em São Nicolau.	1.1- Anualmente proceder à captura, anilhagem e recaptura de adultos e filhotes em todas as colónias possíveis e contabilizar o número de ninhos ativos. 2.1-Realizar prospeção para confirmar a reprodução da espécie em São Vicente (Monte Verde) e em Santiago (Baía de Inferno) e em São Nicolau.	-	Elevada	Curta	DNA/ Investigadores

<b>Espécies</b>	<b>Problemas subjacentes</b>	<b>Resultados</b>	<b>Ações a implementar</b>	<b>Avaliação da ameaça</b>	<b>Prioridade</b>	<b>Escala temporal</b>	<b>Organização responsável</b>
	Predadores introduzidos (gatos, cães e ratos).	3-Eliminar predadores nas áreas de reprodução da Cagarra (Santo Antão, Santiago, Fogo e Brava).	3.1- Criar canil/gatil municipais para acolher cães e gatos. 3.2- Castrá-los para controlar a população. 3.3- Elaborar projeto de pesquisa para erradicar/controlar ratos nas áreas de reprodução da Cagarra.	Crítica	Urgente	Imediata	DNA, Câmaras Municipais e Investigadores
	Predação humana	4-Terminar com a captura humana de Cagarra nas ilhas de Santo Antão, Santiago, Fogo e Brava.	4.1-Aumentar a fiscalização e colocar vigias nas principais áreas de reprodução da Cagarra. 4.2-Sensibilizar a população local. 4.3-Punir os infratores judicialmente.	Elevada	Urgente	Imediata	DNA
	Perda de habitat	5-Restaurar habitat	5.1-Elaborar projetos de restauração de habitat por presença de predador (gatos, cães e ratos) e devido ao impacto das infraestruturas próximo das áreas de nidificação.	Média	Urgente	Imediata	DNA/ Investigadores
	Risco de introdução accidental de predadores nos ilhéus principais.	6-Manter os ilhéus livres de ratos, ratazanas e gatos.	6.1-Fiscalizar todos os botes que encoram nos ilhéus (Branco, Raso, Curral Velho e Rabo de Junco) sobretudo para impedir a entrada de espécies invasoras (ratos, ratazanas e gatos).	Crítica	Urgente	Imediata	DNA/ONGs,
	Captura accidental de Cagarra	7-Reduzir a captura accidental de	7.1-Aumentar a fiscalização das frotas de pesca.	Elevada	Urgente	Imediata	DNA, Policia marítima e ONGs

<b>Espécies</b>	<b>Problemas subjacentes</b>	<b>Resultados</b>	<b>Ações a implementar</b>	<b>Avaliação da ameaça</b>	<b>Prioridade</b>	<b>Escala temporal</b>	<b>Organização responsável</b>
	pelas artes de pesca.	Cagarra com as frotas de pesca.	7.2-Usar utensílios de pesca com menor risco para espécie. 7.3-Sensibilizar os pescadores para essa problemática.				
	Poluição luminosa	8-Identificar os principais lugares onde a iluminação artificial afeta à espécie nas ilhas. 9-Reduzir a poluição luminosa próximo das áreas de reprodução da Cagarra nas ilhas (Santo Antão, Santiago e Brava). 10-Reabilitar as aves afetadas pela poluição luminosa.	8.1-Realizar prospeção para identificar os lugares onde a iluminação artificial afeta espécie nas ilhas. 9.1-Mudar as lâmpadas (tipo e potência) de iluminação públicas próximo das áreas de nidificação para mitigar o efeito da poluição luminosa. 10.1-Criar um programa de recolha de aves afetadas pela poluição luminosa.	Média	Elevada	Imediata	DNA, Câmaras Municipais
	Introdução accidental de formigas no ilhéu Raso, que atacam as crias de Cagarra, (MADRRM, 2010).	11-Determinar o impacto da introdução das formigas no ilhéu Raso nos filhotes da Cagarra e propor medida de controlo.	11.1-Elaborar projeto de pesquisa para determinar o impacto da introdução de formigas no ilhéu Raso, sobre os filhotes de Cagarras e propor medida de controlo.	Média	Elevada	Curta	DNA/ Investigadores
<i>Hydrobates jabejabe</i> (Pedreirinho)	Dados insuficientes	1-Determinar o tamanho da população da espécie no arquipélago, a fenologia, a taxonomia e as ameaças que sofrem em terra e no mar. 2-Confirmar a reprodução da espécie em Santa Luzia, Santiago (Baía de Inferno).	1.1-Realizar projetos de pesquisas para determinar o tamanho da população da espécie no arquipélago, a fenologia, a taxonomia e as ameaças que sofrem em terra e no mar. 2.1-Realizar prospeção para	Média	Urgente	Imediata	DNA/ Investigadores

<b>Espécies</b>	<b>Problemas subjacentes</b>	<b>Resultados</b>	<b>Ações a implementar</b>	<b>Avaliação da ameaça</b>	<b>Prioridade</b>	<b>Escala temporal</b>	<b>Organização responsável</b>
			confirmar a reprodução da espécie em Santa Luzia, Santiago (Baía de Inferno).				
	Predadores introduzidos	3-Eliminar predadores (ratos) nas áreas de nidificação (ilhéus Rombo).	3.1-Realizar pesquisas e projetos para erradicar/controlar predadores nos ilhéus Rombo (Cima e Grande).	Critica	Elevada	Curta	DNA/ Investigadores
	Perda de habitat devido a presença de predadores introduzidos (gatos e ratos)	4-Restaurar habitats devido a presença de roedores nos ilhéus Rombo como está sendo feito em Santa Luzia; 5-Introduzir espécie noutras áreas da ilha de Santa Luzia (identificar lugares com potencialidade de albergar ninhos da espécie).	4.1-Elaborar projetos de restauração de habitat.  5.1- Estudar a possibilidade de introduzir ninhos artificiais na ilha de Santa Luzia.	Elevado	Média	Longo	DNA
	Poluição luminosa	6-Identificar os principais lugares onde a iluminação artificial afeta a espécie nas ilhas. 7-Reduzir a poluição luminosa. 8-Reabilitar as aves afetadas pela poluição luminosa.	6.1-Realizar prospeção para identificar os lugares onde a iluminação artificial afeta a espécie nas ilhas. 7.1-Adotar iluminação que reduza o risco de encadear a espécie nos locais identificados como mais críticos, nomeadamente na proximidade das colónias e das áreas de cortejo e nas zonas de passagem das colónias para o mar.  8.1-Criar programas para recolher as aves afetadas pela poluição luminosa.	Média	Média	Curta	DNA, Câmara Municipal

<b>Espécies</b>	<b>Problemas subjacentes</b>	<b>Resultados</b>	<b>Ações a implementar</b>	<b>Avaliação da ameaça</b>	<b>Prioridade</b>	<b>Escala temporal</b>	<b>Organização responsável</b>
<i>Pelagodroma marina eadesorum</i> (Pedreiro-azul)	Dados insuficientes	1-Determinar o tamanho da população no arquipélago e a fenologia. 2-Identificar novas áreas de reprodução nos ilhéus Rombo.	1.1-Realizar projeto de pesquisa para determinar o tamanho da população a nível do arquipélago e a fenologia da espécie. 2.1-Realizar prospeção aos ilhéus Rombo (Sapado e Luiz Carneiro) para identificar áreas de reprodução da espécie.	-	Urgente	Imediata	DNA, Investigadores
	Destruição de ninhos por pisoteio.	3-Diminuir a perda de ninhos por pisoteio. 4-Aumentar o sucesso de reprodução da espécie.	3.1-Aumentar a fiscalização de pescadores que frequentam as áreas de nidificação da espécie nos ilhéus (Branco, Pássaros, Laje Branca e Rombo). 3.2-Proibir o acesso de pessoas (pescadores e turistas) aos ilhéus durante o período de reprodução. 4.1-Colocar alguns ninhos artificiais (caixas de madeiras) e monitorizar a sua eficácia nos ilhéus Laje Branca, Pássaros e Cima.	Elevada	Elevada	Imediata	DNA, ONGs, Investigadores
	Risco de introdução accidental de predador nos ilhéus (gatos, ratos, ratazanas e formigas).	5-Manter os ilhéus livres de gatos, ratos, ratazanas e formigas.	5.1-Aumentar a fiscalização dos ilhéus (Laje Branca, Pássaros, Branco e dos botes que ali ancoram).	Critica	Elevada	Imediata	DNA

<b>Espécies</b>	<b>Problemas subjacentes</b>	<b>Resultados</b>	<b>Ações a implementar</b>	<b>Avaliação da ameaça</b>	<b>Prioridade</b>	<b>Escala temporal</b>	<b>Organização responsável</b>
	Destruição de ninhos nos ilhéus com menor altitude, como Laje Branca, ilhéu dos Pássaros devido a subida do nível do mar.	6-Diminuir a perda de ninhos e encontrar alternativas para mitigar o problema nesses ilhéus.	6.1-Elaborar projetos de pesquisa para encontrar uma solução viável para mitigar o problema.	Média	Elevada	Curta	DNA / investigadores
<i>Pterodroma feae</i> (Gongon)	Dados insuficientes	1-Identificar as ameaças que a espécie sofre em terra (Santo Antão, São Nicolau, Santiago e Fogo) e no mar. 2-Incluir as principais áreas de nidificação do Gongon dentro das áreas protegidas.	1.1-Realizar projeto de pesquisa sobre as ameaças que o Gongon sofre em terra e no mar. 2.1-Prospectar potenciais áreas de nidificação do Gongon e reavaliar limites de áreas protegidas para incluir as novas áreas de reprodução da espécie no país.	Elavada	Urgente	Curta	DNA / Investigadores
	Predação por mamíferos introduzidos	3-Reduzir a predação da espécie. 4-Controlar gatos e cães nas áreas de reprodução da espécie. 5-Terminar com o abandono de animais próximo das áreas de reprodução da espécie nas ilhas onde a espécie nidifica. 6-Controlar população de ratos nas áreas de reprodução.	3.1-Construir canil/gatil municipais para acolher cães e gatos capturados próximos das áreas de reprodução. 4.1-Castrar gatos e cães domésticos das povoações perto de áreas de nidificação desta espécie. 5.1-Sensibilizar as pessoas para a problemática do abandono de animais e os deixados vagando livremente próximo das áreas nidificação da espécie.	Critica	Urgente	Imediata	DNA Câmaras Municipais, /Investigadores

Espécies	Problemas subjacentes	Resultados	Ações a implementar	Avaliação da ameaça	Prioridade	Escala temporal	Organização responsável
			6.1-Elaborar projeto de pesquisa para identificar formas de controlo de ratos nas áreas de reprodução da espécie.				
	Predação humana	7-Acabar com a captura humana de Gongon	7.1-Fiscalizar as áreas de reprodução da espécie. 7.2-Sensibilizar a população local. 7.3-Punir judicialmente os infratores.	Critica	Urgente	Imediata	DNA,/ ONGs
	Poluição luminosa	8-Identificar os principais lugares onde a iluminação artificial afeta a espécie nas ilhas. 9-Reduzir a poluição luminosa. 10-Reabilitar as aves afetadas pela poluição luminosa.	8.1-Realizar prospeção para identificar os lugares onde a iluminação artificial afeta a espécie nas ilhas. 9.1-Adotar iluminação que reduza o risco de encadear a espécie nos locais identificados como mais críticos, nomeadamente na proximidade das colónias e das áreas de cortejo e nas zonas de passagem das colónias para o mar. 10.1-Criar programas para recolher as aves afetadas pela poluição luminosa.	Média	Média	Curta	DNA / Câmaras Municipais
<i>Puffinus lherminieri boydi</i> (Pedreiro)	Dados insuficientes	1-Determinar o tamanho da população a nível do arquipélago, as ameaças que enfrentam em terra e no mar.	1.1-Realizar projeto de pesquisa para determinar o tamanho da população e as ameaças que a espécie enfrenta em terra e no mar.	Média	Urgente	Imediata	DNA,/ Investigadores

<b>Espécies</b>	<b>Problemas subjacentes</b>	<b>Resultados</b>	<b>Ações a implementar</b>	<b>Avaliação da ameaça</b>	<b>Prioridade</b>	<b>Escala temporal</b>	<b>Organização responsável</b>
	Predadores introduzidos	2-Controlear os roedores nos ilhéus Rombo. 3-Aumentar o sucesso de reprodução de espécie nas ilhas onde nidificam.	2.1-Elaborar projeto de pesquisa para controlo de roedores nos ilhéus Rombo. 3.1-Realizar pesquisas e projetos para identificar e traçar estratégias direcionadas para controlar predador (gato) nas áreas de reprodução, à semelhança do que está sendo realizado em Santa Luzia (Medina <i>et al.</i> , 2012).	Critica	Urgente	Imediata	DNA, Câmaras Municipais, Investigadores
	Destruição de ninhos por pisoteio	5-Reduzir a perda de ninhos por pisoteio.	5.1-Proibir a entrada de pessoas não autorizadas nos ilhéus Rombo durante o período de reprodução.	Média	Elevada	Curta	DNA, ONGs
	Poluição luminosa	6-Identificar os principais lugares onde a iluminação artificial afeta a espécie nas ilhas. 7-Reduzir a poluição luminosa próximo das áreas de reprodução (nas ilhas). 8-Reabilitar as aves afetadas pela poluição luminosa.	6.1-Realizar prospeção para identificar os lugares onde a iluminação artificial afeta a espécie nas ilhas. 7.1-As Câmaras Municipais devem adotar iluminação pública que reduza o risco de encadear a espécie no regresso à colónia, principalmente próximo das áreas onde a espécie se reproduz, (durante o período que os filhotes abandonam o ninho). 8.1-Criação de um programa de recolha de aves encadeadas.	Média	Média	Curta	DNA, Câmaras Municipais

<b>Espécies</b>	<b>Problemas subjacentes</b>	<b>Resultados</b>	<b>Ações a implementar</b>	<b>Avaliação da ameaça</b>	<b>Prioridade</b>	<b>Escala temporal</b>	<b>Organização responsável</b>
<i>Sula leucogaster</i> (Alcatraz)	Dados insuficientes	1-Determinar o tamanho da população no arquipélago. 2-Determinar as causas de mortalidade massiva de filhotes. 3-Confirmar a reprodução da espécie em São Nicolau. 4-Identificar as ameaças que a espécie sofre em terra e no mar.	1.1-Realizar dois a três censos anual durante os picos de reprodução da espécie em Cabo Verde. 2.1-Realizar projeto de pesquisa para determinar as causas da mortalidade massiva de filhotes no ilhéu de Curral Velho. 3.1-Realizar prospeção de barco em redor da ilha de São Nicolau ao longo do ano para confirmar a reprodução da espécie. 4.1-Realizar projeto de pesquisa sobre as ameaças que a espécie enfrenta em terra e no mar.	Elevada	Urgente	Curta	DNA/ Investigadores
	Predação humana	5-Acabar com a predação humana.	5.1-Colocar vigias nas principais áreas de reprodução da espécie sobretudo para fazer fase a captura humana. 5.2-Sensibilizar a população local para a necessidade de proteger a espécie. 5.3-Punir judicialmente os infratores.	Critica	Urgente	Imediata	DNA
	Perturbação Humana devido a presença das embarcações de pesca e pesca desportiva que não respeitam a distância	5-Controlar a visita ilegais de pescadores e turistas aos ilhéus (Curral Velho e Baluarte).	5.1-Proibir o acesso aos ilhéus principalmente durante o período de nidificação de Alcatraz. 5.2-Determinar uma distância mínima que as atividades pesqueiras e	Média	Elevada	Imediata	DNA/ Investigadores

<b>Espécies</b>	<b>Problemas subjacentes</b>	<b>Resultados</b>	<b>Ações a implementar</b>	<b>Avaliação da ameaça</b>	<b>Prioridade</b>	<b>Escala temporal</b>	<b>Organização responsável</b>
	mínima dos ilhéus onde Alcatraz nidifica		observação de aves devem distar dos ilhéus onde a espécie reproduz.				
	Captura acidental	6-Diminuir a captura acidental com as artes de pesca.	6.1-Fiscalizar as frotas de pesca. 6.2-Criar legislação que obriga as embarcações a usar artes de pesca que reduzem os riscos de captura acidental. 6.3-Realizar projeto de pesquisa para reduzir a capturar acidental.	Elevada	Urgente	Imediata	DNA, Câmara Municipal
	Poluição por plástico	7-Reduzir as mortes de filhotes emaranhado em fios (p.e. restos de materiais de pesca) e outros matérias e que espécie pode ingerir como alimento.	7.1-Realizar projeto de pesquisa para mitigar essa problemática. 7.2-Realizar campanhas de limpeza das áreas de nidificação da espécie. 7.3-Sensibilizar as pessoas (principalmente os pescadores) para o risco que os restos de pesca (linhas e redes pesca e outros materiais) trazem para espécie.	Média	Elevado	Imediato	DNA, Policia marítima
<i>Phaethon aethereus</i> (Rabo-de-junco)	Dados insuficientes	1-Determinar o tamanho da população no arquipélago. 2-Determinar as ameaças que espécie enfrenta no mar.	1.1-Elaborar projetos de pesquisas para determinar o tamanho da população no arquipélago. 2.1-Elaborar projeto de pesquisa para	Média	Urgente	Curta	DNA/ Investigadores

<b>Espécies</b>	<b>Problemas subjacentes</b>	<b>Resultados</b>	<b>Ações a implementar</b>	<b>Avaliação da ameaça</b>	<b>Prioridade</b>	<b>Escala temporal</b>	<b>Organização responsável</b>
		3-Incluir outras áreas de reprodução nas áreas protegidas.	determinar as ameaças que enfrentam no mar.  3.1-Monitorizar e reavaliar limites de áreas protegidas para incluir as novas áreas de reprodução da espécie no país.				
	Predadores introduzidos	4-Controlar os predadores introduzidos nas áreas de reprodução da Boavista (Ponta do Sal, Ponta Rincão, Varandinha, Morro Negro e Ponta do Roque), Sal (Serra Negra, Furna, Cadjetinha e Monte Leão).	4.1-Criar canil/gatil municipais para acolher gatos e cães capturados nas áreas de reprodução.  4.2-Castrar gatos e cães encontrados nas áreas de reprodução da espécie.  4.3-Sensibilizar a população local para não abandonar os animais.  4.4-Realizar projeto de pesquisa para controlar ratos nas áreas de reprodução.	Critica	Urgente	Imediata	DNA/ Câmaras Municipais, Investigadores
	Predação humana	5-Acabar com a captura humana nas ilhas: Boavista, Sal e Brava	5.1-Colocar vigias nas principais áreas de reprodução da espécie sobretudo para acabar com a captura da espécie pelo homem.  5.2-Sensibilizar a população local para a necessidade de proteger a espécie.  5.3-Punir judicialmente os infratores.	Critica	Urgente	Imediata	DNA

<b>Espécies</b>	<b>Problemas subjacentes</b>	<b>Resultados</b>	<b>Ações a implementar</b>	<b>Avaliação da ameaça</b>	<b>Prioridade</b>	<b>Escala temporal</b>	<b>Organização responsável</b>
	Captura acidental	6-Diminuir a captura acidental com as artes de pesca.	6.1-Fiscalizar as frotas de pesca. 6.2-Criar legislação que obriga as embarcações a usar artes de pesca que reduzem os riscos de captura acidental. 6.3-Realizar projeto de pesquisa para reduzir a captura acidental.	Elevada	Urgente	Imediata	DNA, Policia marítima

## Referências

Abraham, C. L., & Sydeman, W. J. (2004). Ocean climate, euphausiids and auklet nesting: inter-annual trends and variation in phenology, diet and growth of a planktivorous seabird, *Ptychoramphus aleuticus*. *Marine Ecology Progress Series*, 274: 235-250.

Abraham, E. R., Berkenbusch, K. N., & Richard, Y. (2010). The capture of seabirds and marine mammals in New Zealand non-commercial fisheries. *New Zealand Aquatic Environment and Biodiversity Report No. 64*.

African Bird Club. (2020). Working for birds and conservation in Africa: Cape Verde Islands. Retrieved from [www.africanbirdclub.org](http://www.africanbirdclub.org).

Agnew, P., Lalas, C., Wright, J., & Dawson, S. (2015). Variation in breeding success and survival of little penguins *Eudyptula minor* in response to environmental variation. *Mar Ecol Prog Ser*, 219-229. doi:10.3354/meps11538.

Aguilar, R., Simeone, A., Rottmann, J., Perucci, M., & Luna-Jorquera, G. (2016). Unusual Coastal Breeding in the Desert-nesting Gray Gull (*Leucophaeus modestus*) in Northern Chile. *Waterbirds*, 39 (1): 69 -73.

Alcyon. (2020). Aves marinhas de Cabo Verde. (Universitat de Barcelona) Retrieved from Espécies reprodutoras: <https://avesmarinhasdecaboverde.info/>.

Almeida, N. M., & Rabaça, J. E. (2014). Análise de Métodos de Monitorização de Comunidades de Aves Marinhas no ilhéu Raso, Cabo Verde. Universidade de Évora, Departamento de Biologia.

Alonso, H., Granadeiro, J. P., Paiva, V. H., Dias, A. S., Ramos, J. A., & Catry, P. (2012). Parent–offspring dietary segregation of Cory’s shearwaters breeding in contrasting environments. *Marine Biology*, 159 (6): 1197-1207.

Alvarez-Romero, J. G., Pressey, R. L., Ban, N. C., Vance-Borland, K., Willer, C., Klein, C. J., & Gaines, S. D. (2011). Integrated Land-Sea Conservation Planning: The Missing Links. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42: 381-409.

Anderson, O. R., Small, C. J., Croxall, J. P., Dunn, E. K., Sullivan, B. J., Yates, O., & Black, A. (2011). Global seabird bycatch in longline fisheries. *Endangered Species Research*, 14: 91-106.

Aoyama, Y., Kawakami, K., & Chiba, S. (2012). Seabirds as adhesive seed dispersers of alien and native plants in the oceanic Ogasawara Islands, Japan. *Biodiversity conservation*, 21: 2787-2801.

Atkinson, I. A. (1996). Introductions of wildlife as a cause of species extinctions. *Wildlife Biology*, 2 (3): 135-141. doi:10.2981/wlb.1996.011.

Bartle, J. A. (1991). Incidental capture of seabirds in the New Zealand subantarctic squid trawl fishery, 1990. *Bird Conservation International*, 1: 351-359.

Belhabib, D., Koutob, V., Sall, A., Lam, V. W., & Pauly, D. (2014). Fisheries catch misreporting and its implications: The case of Senegal. *Fisheries Research*, 151: 1-11.

Bellingham, P. J., Towns, D. R., Cameron, E. K., Davis, J. J., Wardle, D. A., Wilmshurst, J. M., & Mulde, C. P. (2010). New Zealand island restoration: seabirds, predators, and the importance of history. *New Zealand Journal of Ecology*, 34 (1): 115-136.

Benson, J., Suryan, R. M., & Piatt, J. F. (2003). Assessing chick growth from a single visit to a seabird colony. *Marine Ornithology*, 31 (2): 181-184.

BirdLife International. (2017). Key Biodiversity Areas (KBAs). Retrieved from <http://www.birdlife.org>.

BirdLife International. (2019). Important Bird Areas factsheet. Retrieved from Islets of Rombo: <http://www.birdlife.org>.

BirdLife International. (2020). Data Zone: Cape Verde Shearwater *Calonectris edwardsii*. Retrieved from <http://datazone.birdlife.org>.

Bocage, J. V. (1902). Aves e répteis de Cabo Verde. *Journal Sciencias Mathematicas Physicas E Naturaes*, 6: 206-210.

Boessneckt, J., & Kinzelbach, R. (1993). A prehistoric breeding site of seabirds on the Island of Sal (Cape Verde Islands). *Journal Fur Ornithologie*, 134: 245-271.

Bolle, C. (1856). Die Vogelwelt an den Inseln des ghrhen Vorgcbirges. *Journal fur Ornithologie*, 4: 17-31.

Bolton, M., Stanbury, A., Baylis, A. M., & Cuthbert, R. (2014). Impact of introduced house mice (*Mus musculus*) on burrowing seabirds on Steeple Jason and Grand Jason Islands, Falklands, South Atlantic. *Polar Biology*, 37: 1659-1668. doi: 10.1007/s00300-014-1554-2.

Bolton, M., Medeiros, R., Hothersall, B., & Campos, A. (2004). The use of artificial breeding chambers as a conservation measure for cavity-nesting procellariiform seabirds: a case study of the Madeiran storm petrel (*Oceanodroma castro*). *Biological Conservation*, 116: 73-80. doi: 10.1016/S0006-3207(03)00178-2.

Bolton, M., Smith, A. L., Gómez-Díaz, E., Friesen, V. L., Medeiros, R., Bried, J. and Roscales, J. L. (2008) Monteiro's Storm-petrel *Oceanodroma monteiroi* a new species from the Azores. *Ibis*, 150 (4): 717 -727.

Bourgeois, K., & Vidal, É. (2007). Yelkouan shearwater nest-cavity selection and breeding success. *ELSEVIER*, 330: 205-214.

Bourne, W. R. (1955). The Birds of the Cape Verde Island. *Ibis*, 97: 508-556.

Bried, J., Dubois, M-P., Jarne, P., Jouventin, P., & Santos, R. S. (2010). Does competition for nests affect genetic monogamy in Cory's shearwater *Calonectris diomedea*? *Journal of Avian Biology*, 41 (1): 1-12.

Brooke, M. d., Bonnaud, E., Dilley, B. J., Flint, E. N., Holmes, N. O., Jones, H. P., Provost, P., Rocamora, G., Ryan, P. G., Surman, C., & Buxton, R. T. (2017). Seabird population changes following mammal eradications on islands. *Animal Conservation*, 21 (1): 1-10.

Brooks, T. M., Pimm, S. L., & Collar, N. J. (1997). Deforestation Predicts the Number of Threatened Birds in Insular Southeast Asia. *Conservation Biology*, 11 (2): 382-394.

Buxton, R. T. & Jones, I. L. (2011). Measuring nocturnal seabird activity and status using acoustic recording devices: applications for island restoration. *Journal of Field Ornithology*, 83 (1): 47-60.

Bruyn, D. D., & Koedijk, O. (1990). Bird Watching during the Great Drought on the Cape Verde Islands. *Courier For schungsinst Senckenberg*, 129: 191-196.

Bugoni, L. N., Leite, T. S., Carvalho, N. O., Sales, D., Furness, G., Stein, R. W., Peppes, F. V., Giffoni, B., Monteiro, D. S. (2008). Potential bycatch of seabirds and turtles in hook-and-line fisheries of the Itaipava Fleet, Brazil. *Fisheries Research* 90 (1-3): 217-224.

Burger, J., & Gochfeld, M. (2004). Marine Birds as Sentinels of Environmental Pollution. *Eco Health*, 1: 263-274.

Buxton, R. T., & Jones, I. L. (2011). Measuring nocturnal seabird activity and status using acoustic recording devices: applications for island restoration. *Journal of Field Ornithology*, 83 (1): 47-60. doi:10.1111/j.1557-9263.2011.00355. x.

Cabral, M. J., Queiroz, A. I., Palmeirim, J., Almeida, J., Rogado, L., Santos-Reis, M., Denlinger, T., *et al.*, (2005). Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal: Peixes Dulciaquícolas e Migradores, Anfíbios, Répteis, Aves e Mamíferos. Portugal.

Cairns, D. K. (1987). Seabirds as Indicators of Marine Food Supplies. *Biological Oceanography*, 261-271.

Calil, R., & Sabatini, T. (Producers). (2018). No mar: Bioma marinho (Documentário). Brasil.

Caniato, B. J. (2006). Cabo Verde: a fome em sua literatura. *Veredas*, 131-144.

Castillo-Guerrero, J. A., Guevara-Medina, M. A., & Mellink, E. (2011). Breeding Ecology of the Red-Billed Tropicbird *Phaethon aethereus* Under Contrasting Environmental Conditions in the Gulf of California. *Netherlands Ornithologists' Union*, 99 (1): 61-71. doi:10.5253/078.099.0108.

Catry, T., Ramos, J. A., Sampson, E., & Le Corre, M. (2009). Does interference competition explain why White Terns of Aride Island, Seychelles, breed predominantly when marine productivity is lower? *Ibis*, 151 (2): 265-273.

Catry, T., Ramos, J. A., Catry, I., Monticelli, D., & Granadeiro, J. P. (2013). Inter-annual variability in the breeding performance of six tropical seabird species: Influence of life-history traits and relationship with oceanographic parameters. *Marine Biology*, 160: 1189-1201.

CDB. (2010). Panorama da Biodiversidade Global 3. Secretariado da Convenção sobre Diversidade Biológica.

Chambers, Y. E., Devney, C. A., Congdon, B. C., Dunlop, N., Woehler, E. J., & Dann, P. (2011). Observed and predicted effects of climate on Australian seabirds. *Emu*, 111: 235-251.

Chaurand, T., & Weimerskirch, H. (1994). The Regular Alternation of Short and Long Foraging Trips in the Blue Petrel *Halobaena caerulea*: A Previously Undescribed Strategy of Food Provisioning in a Pelagic Seabird. *Journal of Animal Ecology*, 63 (2): 275-282.

Clark, J. T., Matthiopoulos, J., Bonnet-Lebrun, S. A., Campioni, L., Catry, P., Marengo, I., Poncet, S., & Wakefield, E. (2019). Integrating habitat and partial survey data to estimate the regional population of a globally declining seabird species, the sooty shearwater. *Global Ecology and Conservation*, 17: 1-15. doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00554.

Clark, T. J., Anne-Sophie, Bonnet-Lebrun, Campioni, L., Catry, P., & Wakefield, E. (2019). The depth of Sooty Shearwater *Ardenna grisea* burrows varies with habitat and increases with competition for space. *Ibis*, 161: 192-197.

Codina-García, M., Militão, T., Moreno, J., & González-Solís, J. (2013). Plastic debris in Mediterranean seabirds. *Marine Pollution Bulletin*, 77: 220-226.

Corsolinia, S., Borghesia, N., Ademollo, N., & Focardi, S. (2011). Chlorinated biphenyls and pesticides in migrating and resident seabirds from East and West Antarctica. *Environment International*, 37: 1329-1335.

Coulson, J. C. (2016). A Review of Philopatry in Seabirds and Comparisons with Other Waterbird Species. *Waterbirds*, 39 (3): 229-326.

Croxall, J. P. (2008). Seabird mortality and trawl fisheries. *Animal Conservation*, 11: 255-256. doi:10.1111/j.1469-1795.2008.00196. x.

Croxall, J. P., Butchart, S. H., Lascelles, B., Stattersfield, A. J., Sullivan, B., Symes, A., & Taylor, P. (2012). Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International*, 22 (1): 1-34.

Cruz-Flores M, Militão T, Ramos R, González-Solís J (2018). Using marine isoscapes to infer movements of oceanic migrants: The case of Bulwer's petrel, *Bulweria bulwerii*, in the Atlantic Ocean. *PLoS ONE* 13 (6): e0198667.

Dauphiné, 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*, 205-219.

del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D. A. and Kirwan, G. (eds.) (2014). *Handbook of the birds of the world alive*. Barcelona: Lynx Edicions.

Diamond, A. W., & Devlin, C. M. (2003). Seabirds as indicators of changes in marine ecosystems: Ecological monitoring on machias seal. *Environmental Monitoring and Assessment*, 88: 153-175.

Dias, M. P., Martin, R., Pearmain, E. J., Burfield, I. J., Small, C., Phillips, R. A., Yates, O., Lascelles, B., Borboroglu, P. G., & Croxal, J. P. (2019). Threats to seabirds: A global assessment. *Biological Conservation*, 237: 525-537. doi: 10.1016/j.biocon.2019.06.033.

Doherty, T. S., Glen, A. S., Nimmo, D. G., Ritchie, E. G., & Dickman, C. R. (2016). Invasive predators and global biodiversity loss. *PNAS*, 113 (40): 11261-11265.

Donlan, C. J., Luque, G. M., & Wilcox, C. (2014). Maximizing Return on Investment for Island Restoration and Species Conservation. *Conservation Letters*, 8 (3): 171-179. doi:10.1111/conl.12126.

Duffy, D. C. (1983). Competition for nesting space among Peruvian Guano birds. *The Auk*, 100 (3): 680-688.

Duhr. M., Flint. E. N., Hunter. S. A., Taylor. R. V., Flanders. B., Howald. G. & Norwood. D. (2019). Control of house mice preying on adult albatrosses at Midway Atoll National Wildlife Refuge. C.R. Veitch, M.N. Clout, A.R. Martin, J.C. Russell and C.J. West (eds.) *Island invasives: scaling up to meet the challenge*, pp. 21-25. Occasional Paper SSC no. 62. Gland, Switzerland: IUCN.

Fagundes, A. I., Ramos, J. A., Ramos, U., Medeiros, R., & Paiva, V. H. (2016). Breeding biology of a winter-breeding procellariiform in the North Atlantic, the Macaronesian shearwater *Puffinus lherminieri baroli*. *Zoology*, 119 (5): 421-429.

Fischer, A., & Wal, R. V. (2007). Invasive plant suppresses charismatic seabird - the construction of attitudes towards biodiversity management options. *Biological Conservation*, 135 (2): 256-267.

Fischer, J. H., Debski, I., Taylor, G. A., & Wittmer, H. U. (2017). Nest site selection of South Georgia Diving-petrels *Pelecanoides georgicus* on Codfish Island, New Zealand: implications for conservation management. *Bird Conservation International*, 28 (2): 216-227.

Fletcher, D., Moller, H., Clucas, R., Bragg, C., Scott, D., Scofield, P., Hunter, C. M., Win, I., Newman, J., McKechnie, S., de Cruz, J., & Lyver, P., (2013). Age at First

Return to the Breeding Colony and Juvenile Survival of Sooty. *The Condor*, 115 (3): 465-476.

Flood, R. L., & Vliet, R. V. (2019). Variation and identification of Barolo Shearwater and Boyd's Shearwater. *Dutch Birding*, 41 (4): 215-237.

Freitas, R., Hazevoet, C. J., & Vasconcelos, R. (2015). Geografia e Geologia. In A. Rocha, C. Hazevoet, R. Freitas, E. Lopes, R. Vasconcelos, & C. Almeida, *The Natural History of the Desertas Islands: Santa Luzia, Branco and Raso*. (pp. 16-35).

Freitas, R., Romeiras, M., Silva, L., Cordeiro, R., Madeira P., González; J. A., Wirtz, P., falcón, J. M., Brito, A., floeter, S. R., Afonso, P., Porteiro, F., Viera-Rodriguez, M. S., Neto, A. S., Haroun, R., Farminhão, J. N. M., *et al.*, (2019). Restructuring of the 'Macaronesia' biogeographic unit: A marine multi-taxon biogeographical approach. *Scientific Reports*, 9: 1-19. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-51786-6>.

Friesen, M. R., Ross, J. R., Maitland, M., & Gaskin, C. P. (2016). First record of a petrel species killed by penguins: outcome of competition for artificial nesting boxes. *The Ornithological Society of New Zealand Inc*, 63: 109-11.

Furness, R. W. (1982). Competition between Fisheries and Seabird Communities. *Advances in Marine Biology*, 20: 225-307. doi: 10.1016/S0065-2881(08)60141-8.

Furness, R. W., & Camphuysen, K. C. (1997). Seabirds as monitors of the marine environment. *ICES Journal of Marine Science*, 54: 726-737.

Furness, R. W., & Taske, M. L. (2000). Seabird-fishery interactions: quantifying the sensitivity of seabirds to reductions in sandeel abundance, and identification of key areas for sensitive seabirds in the North Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 202: 253-264.

Furtado, R., Menezes, D., Santos, C. J., & Catry, P. (2016). White-faced storm-petrels *Pelagodroma marina* predated by gulls as biological monitors of plastic pollution in the pelagic subtropical Northeast Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 112: 117-122. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.08.031.

Game, E. T., Grantham, H. S., Hobday, A. J., Pressey, R. L., Lombard, A. T., Beckley, L. E., Gjerde, K., Bustamante, R., Possingham, H. P., & Richardson, A. J. (2009). Pelagic protected areas: the missing dimension in ocean conservation. *Elsevier*, 24 (7): 360-369. doi.org/10.1016/j.tree.2009.01.011.

Gangloff, B., F., Z., Shirihai, H., González-Solís, J., Couloux, A., Pasquet, E., & Bretagnolle, V. (2013). The evolution of north-east Atlantic gadfly petrels using statistical phylogeography. *Molecular Ecology*, 22: 495-507. doi:10.1111/mec.12119.

Geraldes, P., Paiva, V., Rodrigues, I., Melo, T., Donald, P., & Alves, C. (2016). Donald 2016. The Restoration of Santa Luzia, Republic of Cabo Verde. Protecting Threatened and Endemic.

Gomes, N., Neves, R., Kenov, I. A., Campuzano, F. J., & Pinto, L. (2015). Tide and Tidal Currents in the Cape Verde Archipelago. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 15 (3): 395-408.

Gonçalves, H. J., Ramos, J. A., & Paiva, V. H. (2016). Demographic parameters of seabirds in the North Atlantic along a marine productivity gradient. University of Coimbra.

González-Solís, J., Felicísimo, A., Fox, J. W., Afanasyev, V., Kolbeinsson, Y., & Muñoz, J. (2009). Influence of sea surface winds on shearwater migration detours. *Marine Ecology Progress Series*, 391: 221-230. doi:10.3354/meps08128.

Granadeiro, J. P., Dias, M. P., Rebelo, R., Santos, C. D., & Catry, P. (2006). Numbers and Population Trends of Cory's Shearwater *Calonectris diomedea* at Selvagem Grande, Northeast Atlantic. *Waterbirds*, 29 (1): 56-60.

Grant, M. L., Lavers, J. L., Stuckenbrock, S., Sharp, P. B., & Bond, A. L. (2018). The use of anthropogenic marine debris as a nesting material by brown boobies (*Sula leucogaster*). *Marine Pollution Bulletin*, 138: 96-103.

Greenwell, C. N., Calver, M. C., & Loneragan, N. R. (2019). Cat Gets Its Tern: A Case Study of Predation on a Threatened Coastal Seabird. *Animals*, 9 (445): 2-15.

Grémillet, D., Lewis, S., Drapeau, L., Lingen, C. D., Huggett, J. A., Coetzee, J. C., Verheye, H. M., Daunt, F., Wanless, S. & Ryan, P. G. (2008). Spatial match–mismatch in the Benguela upwelling zone: should we expect chlorophyll and sea-surface temperature to predict marine predator distributions? *Journal of Applied Ecology*, 45: 610-621, doi:10.1111/j.1365-2664.2007.01447. x.

Haney, J. C., Jodice, P. G., Montevecchi, W. A., & Evers, D. C. (2017). Challenges to Oil Spill Assessment for Seabirds in the Deep Ocean. *Arch Environ Contam Toxicol*, 73: 33-39.

Hazevoet, C. J. (1994). Status and conservation of seabirds in the Cape Verde Islands. *Birdlife Conservation Series*, 1: 279-293.

Hazevoet, C. J. (1995). *The birds of the Cape Verde Islands*. Tring, UK: British Ornithologists Union. (BOU check List No. 13).

Hazevoet, C. J. (1996). Lista Vermelha para as Aves que nidificam em Cabo Verde. Pp. 128-135 *in* T. Leyens, and W. Lobin, eds. *Primeira Lista Vermelha de Cabo Verde*. Publisher: Forschungsinstitut Senckenberg, Frankfurt, 1996.

Hazevoet, C. J. (1997). Notes on distribution, conservation, and taxonomy of Birds from the Cape Verde Islands, including records of six species new to the archipelago. *University of Amsterdam*, 15 (13): 90-100.

Hazevoet, C. J. (2010). Sixth report on birds from the Cape Verde Islands, including records of 25 taxa new to the archipelago. *Zoologia Caboverdiana*, 1 (1): 3-44.

Hazevoet, C. J., & Masseti, M. (2011). On the history of the green monkey *Chlorocebus sabaues* (L., 1766) in the Cape Verde Islands, with notes on other introduced mammals. *Zoologia Caboverdiana*, 12-24.

Hazevoet, C. J. (2014). Eighth report on birds from the Cape Verde Islands, including records of nine taxa new to the archipelago. *Zoologia Caboverdiana*, 5 (1): 29-56.

Hazevoet, C. J. (2015). Aves Reprodutoras. *In* R. Vasconcelos, A. C. Rocha, C. M. Afonso, C. Almeida, E. Lopes, I. C. Loura, & J. A. Ferreira, *The Natural History of the Desertas Islands: Santa Luzia, Branco and Raso*. (pp. 208 - 242). Cabo Verde.

Hedd, A., Montevecchi, W. A., Phillips, R. A., & Fifield, D. A. (2014). Seasonal Sexual Segregation by Monomorphic Sooty Shearwaters *Puffinus griseus* Reflects Different Reproductive Roles during the Pre-Laying Period. *Plos One*, 9 (1): 85572. doi: 10.1371/journal.pone.0085572.

Hernández-Montoya, J. C., Luna-Mendoza, L., Aguirre-Muñoz, A., Méndez-Sánchez, F., Félix-Lizárraga, M., & Barredo-Barberena, J. (2014). Laysan Albatross on Guadalupe Island, México: Current status and conservation actions. *Monographs of the Western North American Naturalist* 7: 543-554.

Hijmans, R. J. (2020). raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 3.1-5. Retrieved from <https://CRAN.R-project.org/package=raster>

Horsssen, P. V. (2005). Large numbers of Cape Verde Shearwaters *Calonectris edwardsii* off Santo Antão, Cape Verde Islands in July 2005. *Atlantic Seabirds*, 7 (3): 121-126.

Hughes, B. J., Martin, G. R., & Reynolds, S. J. (2008). Cats and seabirds: effects of feral Domestic Cat *Felis silvestris catus* eradication on the population of Sooty Terns *Onychoprion fuscatus* on Ascension Island, South Atlantic. *Ibis*, 150: 122-131.

Igual, J. M., Forero, M. G., Gomez, T., Orueta, J. F., & Oro, D. (2005). Rat control and breeding performance in Cory's shearwater (*Calonectris diomedea*): effects of poisoning effort and habitat features. *Animal Conservation*, 1-7. doi:10.1111/j.1469-1795.2005.00005.x.

Instituto Nacional de Estatística (INE). (2017). Anuário Estatístico Cabo Verde 2017. Praia, Santiago, Cabo Verde.

Instituto Nacional de Estatística (INE). (2018). Estatísticas do Ambiente - 2016. Praia, Santiago, Cabo Verde.

Ito, H., Sudo-Yamaji, A., Abe, M., Murase, T., & Tsubota, T. (2003). Sex Identification by Alternative Polymerase Chain Reaction Methods in Falconiformes. *Zoological Science*, 20 (3): 339-344.

Jamshidi, S., & Bakar, N. B. (2011). A study on distribution of chlorophyll-a in the coastal waters of Anzali Port, south Caspian Sea. *Ocean Science Discussions*, 8: 435-451.

Jaquemet, S., Le Corre, M., & Quartly, G. (2007). Ocean control of the breeding regime of the sooty tern in the southwest Indian Ocean. *Elsevier*, 54 (1): 130-142. doi: 0.1016/j.dsr.2006.10.003. hal-01367532.

Jenouvrier, S., Weimerskirch, H., Barbraud, C., Park, Y. H., & Cazelles, B. (2005). Evidence of a shift in the cyclicity of Antarctic seabird dynamics linked to climate. *Proceedings of the Royal Society B*, 272: 887-895.

Jesus, J., Menezes, D., Gomes, S., Oliveira, P., Nogales, M., & Brehn, A. (2009). Phylogenetic relationships of gadfly petrels *Pterodroma spp.* from the Northeastern Atlantic Ocean: molecular evidence for specific status of Bugio and Cape Verde petrels and implications for conservation. *Bird Conservation International*. 19:199-214. doi: 10.1017/S0959270909008296.

Jones, C. W., Risi, M. M., Cleeland, J., & Ryan, P. G. (2019). First evidence of mouse attacks on adult albatrosses and petrels breeding on sub Antarctic Marion and Gough Islands. *Polar Biology*, 42: 619-623. doi:10.1007/s00300-018-02444-6.

Jones, H. P., Tershy, B. R., Zavaleta, E. S., Croll, D. A., Keitt, B. S., Finkelstein, M. E., & Howald, G. R. (2008). Severity of the Effects of Invasive Rats on Seabirds: A Global Review. *Conservation Biology*, 22 (1): 16-26. doi:10.1111/j.1523-1739.2007.00859. x.

Keitt, B. S., Bernie R, T., & Croll, D. A. (2003). Breeding biology and conservation of the Black-vented Shearwater *Puffinus opisthomelas*. *Ibis*, 145: 673 - 680.

Keogan, K., Daunt, F., & Phillips, R. A. (2018). Global phenological insensitivity to shifting ocean temperatures among seabirds. *Nature Climate Change*, 8 (4): 313-318. doi:10.1038/s41558-018-0115-z.

Keulemans, J. G. (1866). Opmerkingen over de vogels van de Kaapverdische Eilanden en van Prins Eiland (Ilha do Principe) in de Bogt van Guinea gelegen. *Nederl. Tijdsch. Dierkd*, 3: 363-401.

Krüger, L., Paiva, V. H., Petry, M. V., Montene, R. C., & Ramos, J. A. (2017). Population estimate of Trindade Petrel *Pterodroma arminjoniana* by the use of Predictive Nest Habitat Modelling. *Bird Conservation International*, 1-11.

Krüger, L., Pereira, J. M., Paiva, V. H., & Ramos, J. A. (2019). Personality influences foraging of a seabird under contrasting environmental conditions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 516: 123-131.

Latorre, L., Larrinaga, A. R., & Santamaría, L. (2013). Rats and Seabirds: effects of Egg Size on Predation Risk and the Potential of Conditioned Taste Aversion as a Mitigation Method. *PlosOne*, 1-11.

Le Corre, M. (2008). Cats, rats and seabirds. *Nature*, 451 (10): 134-135.

Lewis, S., Sherrett, T. N., Hamer, K. C., & Wanless, S. (2001). Evidence of intra-specific competition for food in a pelagic seabird. *Nature*, 412: 816-819.

Lewison, R. L., Crowder, L. B., Wallace, B. P., Moor, J. E., Cox, T., Zydalis, R., McDolnal, S., Di Mateo, A., Dunn, D. C., Kot, C. Y., Bjorkland, R., Kelez, Shaleyyla, K., Soykan, C., Stewart, K. R., Sims, M., Boustany, A., Read, A. J., Halpin, P., Nichols, W.

J., & Safina, C., (2014). Global patterns of marine mammal, seabird, and seaturtle bycatch reveal taxa-specific and cumulative megafauna hotspots. *PNAS*, 111 (14): 5271-5276.

Leyens, T., & Lobin, W. (1996). Primeira Lista Vermelha de Cabo Verde.

Lopes, J. F., Ferreira, J. A., & Rocha, A. C. (2015). Circulação de Correntes. *In* R. Vasconcelos, A. C. Rocha, C. M. Afonso, C. Almeida, E. Lopes, I. C. Loura, & J. A. Ferreira, *The Natural History of the Desertas Islands: Santa Luzia, Branco and Raso*.

Lopes, R. J., Pinho, C. J., Santos, B., Seguro, M., Mata, V. A., Egeter, B., & Vasconcelos, R. (2019). Intricate trophic links between threatened vertebrates confined to a small island in the Atlantic Ocean. *Ecology and Evolution*, 9: 4994-5002. doi:10.1002/ece3.5105.

López-Suárez, P., Cruz, N. V., Hazevoet, C. J., & Jurado, L. F. (2005). Restricted nesting habitat and reproductive failure of Magnificent Frigatebirds *Fregata magnificens* in the Cape Verde Islands. *Atlantic Seabirds*, 7 (3): 107-120.

López-Suárez, P. (2012). Bird Population Monitoring Report: Ospreys and Red-Billed Tropicbirds. ONG Cabo Verde Natura 2000.

López-Suárez, P., Hazevoet, C. J., & Palma, L. (2012). Has the magnificent frigatebird *Fregata magnificens* in the Cape Verde Islands reached the end of the road? *Zoologia Caboverdiana*, 3 (2): 82-86.

Louzao, M., Bécares, J., Rodríguez, B., Hyrenbach, K., Ruiz, A., & Arcos, J. M. (2009). Combining vessel-based surveys and tracking data to identify key marine areas for seabirds. *Marine Ecology Progress Series*, 183-197.

Luzarda, J., López-Darias, M., Suárez, V., Calabuig, P., Garcia, E. A., & Martini, C. (2008). First breeding population of Bulwer's Petrel *Bulweria bulwerii* recorded on Gran Canaria (Canary Islands)-population size and morphometric data. *Marine Ornithology*, 36 (2):159-162.

MADRRM. (2010). Proposta do Plano de Gestão da Reserva Natural de Santa Luzia, ilhéus Branco e Raso. Ministério do Ambiente, Desenvolvimento Rural e Recursos Marinheiros.

MaghrebOrnitho. (2020). Cape Verde Shearwater in the Canary Islands and Morocco. Retrieved from <https://www.magornitho.org/2019/08/cape-verde-shearwater-canary-islands-morocco>.

MAHOT. (2014). Estratégia e Plano de Ação Nacional sobre a Biodiversidade 2015-2030. Direção Geral do Ambiente, Praia, República de Cabo Verde.

Manne, L. L., Brooks, T. M., & Pimm, S. L. (1999). Relative risk of extinction of passerine birds on continents and Islands. *Nature*, 399: 258-261.

Masden, E. A., Haydon, D. T., Fox, A. D., & Furness, R. W. (2010). Barriers to movement: Modelling energetic costs of avoiding marine wind farms amongst breeding seabirds. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 1085-1091.

Matias, R., & Catry, P. (2010). The diet of Atlantic Yellow-legged Gulls (*Larus michahellis atlantis*) at an oceanic seabird colony: estimating predatory impact upon breeding petrels. *European Journal of Wildlife Research*, 56: 861-869. doi:10.1007/s10344-010-0384-y.

Mcduie, F., Weeks, S. J., Miller, M. G., & Congdon, B. C. (2015). Breeding tropical shearwaters use distant foraging sites when self-provisioning. *Marine Ornithology*, 43: 123-129.

Medina, F. M., Oliveira, P., Geraldés, P., Melo, J., & Barros, N. (2012). Diet of feral cats *Felis catus* L., 1758 on Santa Luzia, Cape Verde Islands. *Zoologia Caboverdiana*, 3 (2): 67-73.

Meirinho, A., Barros, N., Oliveira, N., Catry, P., Lecoq, M., Paiva, V., Geraldés, P., Granadeiro, J. P., Ramírez, I., & Andrade, J. (2014). Atlas das aves marinhas de Portugal. Lisboa, Portugal: Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves.

Melo, J. (2011). Work done at the Marine Reserve of Santa Luzia, Cape Verde. Obtido de livros de resumo de Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves (SPEA).

Melo, J., Melo, J., Cabral, J. J. and Loura, I. C. (2015) Presença humana. Pp. 40-60 in R., Vasconcelos, A. C. Rocha, C. M. Afonso, C. Almeida, E. Lopes, I. C. Loura and J. A. Ferreira. The natural history of the Desertas Islands: Santa Luzia Branco and Raso. Publisher: Global Environment Facility Small Grants Programme – Sociedade Caboverdiana de Zoologia.

Merkel, B., Descamps, S., Yoccoz, N., Danielsen, J., & Daunt, F. (2019). Earlier colony arrival but no trend in hatching timing in two congeneric seabirds (*Uria spp.*) across the North Atlantic. *Biology letters*, 15 (10). doi:10.1098/rsbl.2019.0634.

Militão, T., Dinis, H. A., Zango, L., Calabuig, P., Stefan, L. M., & Gonzalez-Solis, J. (2017). Population size, breeding biology and on-land threats of Cape Verde petrel (*Pterodroma feae*) in Fogo Island, Cape Verde. Plos One. doi:doi.org/10.1371/journal.pone.0174803.

Millán, J. (2010). Feeding habits of feral cats *Felis silvestris catus* in the countryside of Majorca Island, Spain. Wildlife Biology in Practice, 6 (1): 32-28.

Milne-Edwards, A. (1883). Description d'espèces nouvelles d'oiseaux provenant des Iles du Cap Vert. Annales des Sciences Naturelles. Zoologie et Paléontologie, 1-2.

Moe, B., Stempniewicz, L., Jakubas, D., Angelier, F., Chastel, O., Dinessen, F., Gabrielsen, G. W., Hanssen, F., Karnovsky, N. J., Ronning, B., Welcker, J., Wojczulanis-Jakubas, K., & Bech, C. (2009). Climate change and phenological responses of two seabird species breeding in the high-Arctic. Marine Ecology Progress Series, 393: 235-246.

Monteiro, L. R., Ramos, J. A., & Furness, R. W. (1996). Past and Present Status and Conservation of the Seabirds Breeding in the Azores Archipelago. Biological Conservation, 78 (3): 319-328.

Monteiro, L. R., Ramos, J. A., Furness, R. W., & Nevo, A. J. (1996). Movements, Morphology, Breeding, Molt, Diet and Feeding of Seabirds in the Azores. Colonial Waterbirds, 19 (1): 82-97.

Monteiro, L. R., Ramos, J. A., Pereira, J. C., Feio, R. S., Rthompson, D., Bearhop, S., Furness, R. W., Laranjo, M., Hilton, G., Neves, V. C., Graz, M. P., & Thompson, K. R., (1999). Status and distribution of Fea's Petrel, Bulwer's Petrel, Manx Shearwater, Little Shearwater and Band-Rumped Storm-Petrel in the Azores Archipelago. Waterbirds, 22 (3): 358-366.

Monticelli, D., Ramos, J. A., & Quartly, G. D. (2007). Effects of annual changes in primary productivity and ocean indices on the breeding performance of tropical roseate terns in the western Indian Ocean. Marine Ecology Progress, 351: 273-286.

Morris-Pocock, J. A., Steeves, T. E., Estela, F. A., Anderson, D. J., & Friesen, V. L. (2010). Comparative phylogeography of brown (*Sula leucogaster*) and red-footed boobies (*S. sula*): the influence of physical barriers and habitat preference on gene flow

in pelagic seabirds. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 54 (3): 883-896. doi:10.1016/j.ympev.2009.11.013.

Murphy, R. C. (1924). The marine ornithology of the Cape Verde Island, with a list of all the birds of the archipelago. *Bulletin American Museum of Natural History*, 50 (3): 211-278.

Naimi, B., & Araujo, M. B. (2016). sdm: a reproducible and extensible R platform for species distribution modelling. *Ecography*, 39: 368-375. doi:10.1111/ecog.01881.

Naurois, R. d. (1969). Notes brèves sur l'avifaune de l'archipel du Cap-Vert. Faunistique, endémisme, écologie. *Bulletin de l'Institut Fondamental d'Afrique Noire*, 31 (1): 143-218.

Naurois, R. D. (1970). Muséum National d'Histoire naturelle, Paris (France) Collection: Birds (ZO) Specimen MNHN-ZO-MO-1970-48. France museum data.

Nava, C. P., Kim, S.-Y., Magalhães, M. C., & Neves, V. (2014). Do Cory's Shearwaters *Calonectris borealis* choose mates based on size? *Journal of Ornithology*, 155: 869-875.

Navarro, J., González-Solís, J., & Viscor, G. (2007). Nutritional and feeding ecology in Cory's shearwater *Calonectris diomedea* during breeding. *Marine Ecology Progress Series*, 351: 261-271. doi: 10.3354/meps07115.

Neves, V. C., Bried, J., González-Solís, J., Roscales, J. L., & Clarke, M. R. (2012). Feeding ecology and movements of the Barolo shearwater *Puffinus baroli baroli* in the Azores, NE Atlantic. *Marine Ecology Progress Series*, 269-285. doi:10.3354/meps09670

Neves, V. C., Nolf, D., & Clarke, M. R. (2011). Diet of Bulwer's Petrel (*Bulweria bulwerii*) in the Azores, NE Atlantic. *The Waterbird Society*, 34 (3): 357-362. doi:10.1675/063.034.0310.

Newton, I. (1998). Nest - Sites. In I. Newton, *Population Limitation in Birds* (pp. 192-210). London: Academic Press.

Nogales, M., Vidal, E., Medina, F. M., Bonnaud, E., Tershy, B. R., Campbell, K. J., & Zavaleta, E. S. (2013). Feral Cats and Biodiversity Conservation: The Urgent Prioritization of Island Management. *BioScience*, 63 (10): 804-810.

Nogales, M., Martín, A., Tershy, B. R., Donlan, C. J., Veitch, D., Puerta, N., Wood B., & Alonso, J. (2004). A review of feral cat eradication on islands. *Conservation Biology*, 18 (2): 310-319.

Norman, F. I. (1975). The Murine Rodents *Rattus rattus*, *Exulans* and *Norvergicus* as Avian Predators. *Atol Research Bulletin*, 182: 1-13.

Norrevang, A., & Hartog, J. C. (1984). Birds observations in the Cape Verde Islands (4-22 June 1982). *Courier Forschungsinst Senckenberg*, 107-134.

Nunes, M., & Vicente, L. (1998). Breeding Cycle and Nestling Growth of Bulwer's Petrel on the Desertas Islands, Portugal. *Waterbirds*, 21 (82): 198-204.

Nunes, G. T., Bertrand, S., & Bugoni, L. (2018). Seabirds fighting for land: phenotypic consequences of breeding area constraints at a small remote archipelago. *Scientific Reports*, 8 (665), 1-12. doi:10.1038/s41598-017-18808-7.

Nurdin, S., M.A. Mustapha, & Lihan, T. (2013). The Relationship between Sea Surface Temperature and Chlorophyll-a Concentration in Fisheries Aggregation Area in the Archipelagic Waters of Spermonde Using Satellite Images. *AIP Conference Proceedings* 1571: 466-472. doi:10.1063/1.4858699.

Oliveira, a., Nunes, G. T., Marques, F. P., & Bugoni, L. (2019). Scopoli's shearwater, *Calonectris diomedea*, in the southwest Atlantic Ocean. *Marine Biodiversity*, 49: 531-537.

Oliveira, N., Oliveira, J., Melo, T., Melo, J., & Geraldés, P. L. (2013). Possible breeding of Cape Verde storm-petrel *Oceanodroma jabejabe* (Bocage, 1875) on Santa Luzia, Cape Verde Islands. *Zoologia Caboverdiana*, 4 (1): 17-20.

Oppel, S., Hervías, S., Oliveira, N., Pipa, T., Silva, C., Geraldés, P., Goh, M., Immler, E., & McKown, M. (2014). Estimating population size of a nocturnal burrow-nesting seabird using acoustic monitoring and habitat mapping. *Nature Conservation*, 7: 1-13. doi:10.3897/natureconservation.7.6890.

Paiva, V. H., Geraldés, P., Marques, V., Rodríguez, R., Garthe, S., & Ramos, J. A. (2013). Effects of environmental variability on different trophic levels of the North Atlantic food web. *Marine Ecology Progress Series* 477: 15-28. doi:10.3354/meps10180.

Paiva, V. H., Geraldés, P., Melo, T., Fortes, B., & Ramos, J. A. (2015). The foraging ecology of the endangered Cape Verde shearwater, a sentinel species for marine conservation off West Africa. *Plos One*, 10 (10): 1-19. doi: 10.1371/journal.pone.0139390

Paleczny, M., Hammill, E., Karpouzi, V., & Pauly, D. (2015). Population Trend of the World's Monitored Seabirds, 1950-2010. *PLoS ONE*, 10 (6): 1-11.

Parsons, M., Mitchell, I., Butler, A., Ratcliffe, N., Frederiksen, M., Foster, S., & Reid, J. B. (2008). Seabirds as indicators of the marine environment. *CES Journal of Marine Science*, 65: 1520-1526.

Patrick, S. C., & Weimerskirch, H. (2014). Personality, Foraging and Fitness Consequences in a Long Lived Seabird. *PLoS ONE*, 9 (2): 87269-87269. 10.1371/journal.pone.0087269.

Patteson, J. B. (2004). First record of Cape Verde Shearwater (*Calonectris edwardsii*) for North America. *North American Birds journal*, 58 (4): 468-473.

Pauly, D., Belhabib, D., Blomeyer, R., Cheung, W. W., Cisneros-Montemayor, A. M., Copeland, D. Harper, S., Lam, V. W. Y., Mai, Y., Le Manach, F., Osterblom, H., Mok, K. M., van der Meer, L., Sanz, A., Shon, S., Swartz, W., Watson, R., Zhai, Y. & Zeller, D. (2013). China's distant-water fisheries in the 21st century. *Fish and Fisheries*, 15: 474-488. doi: 10.1111/faf. 12032.

Peck, D. R., Smithers, B. V., Krockenberger, A. K., & Congdon, B. C. (2004). Sea surface temperature constrains wedge-tailed shearwater foraging success within breeding seasons. *Marine Ecology Progress Series*, 281: 259-266.

Perrins, C. M. (1966). Survival of young Manx Shearwaters *Puffinus Puffinus* in relation to their presumed date of hatching. *Ibis*, 108 (1): 132-135. doi:10.1111/j.1474-919X.1966.tb07259. x.

Petry, M. V., Kruger, L., Fonseca, V. S., Brummelhaus, J., & Piuco, R. d. (2009). Diet and ingestion of synthetics by Cory's Shearwater *Calonectris diomedea* off southern Brazil. *Journal of Ornithology*, 150: 601-606. doi:10.1007/s10336-009-0373-7.

Piatt, J. F., Harding, A. M., Shultz, M., Speckman, S. G., Pelt, T. I., Drew, G. S., & Kettle, A. B. (2007). Seabirds as indicators of marine food supplies: Cairns revisited. *Marine Ecology Progress Series*, 352: 221-234.

Pina, A. F. (2010). Passadores de Pau. Praia, Cabo Verde.

Pina-ortiz, A., Hernández-vázquez, S., Fernández, G., & Castillo, J. A. (2018). Distribution and Population Size of the Red-billed Tropicbird (*Phaethon aethereus*) in Mexico. *Waterbirds*, 41 (2): 135-144.

Pinet, P., Jaeger, A., Cordier, E., Potin, G., & Corre, M. L. (2011). Celestial Moderation of Tropical Seabird Behavior. *PLoS ONE*, 6 (11): e27663. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0027663>.

Pontier, D., Fouchet, D., & Bried, J. J. (2009). Can cat predation help competitors coexist in seabird communities? *Journal of Theoretical Biology*, 262 (1): 90-  
<https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2009.09.00696>.

Probst, J.-M., Le Corre, M., & Thébau, C. (2000). Breeding habitat and conservation priorities in *Pterodroma barau*, an endangered gadfly petrel of the Mascarene archipelago. *Biological Conservation*, 93 (1): 135-138.

R Core Team. (2020). A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

R Core Team. (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Retrieved from <https://www.R-project.org/>.

Raine, A. F., Driskill, S., Vynne, M., Harvey, D., & Pias, K. (2020). Managing the Effects of Introduced Predators on Hawaiian Endangered Seabirds. *The Journal of Wildlife Management*, 84 (3): 425-435. doi: 10.1002/jwmg.21824.

Ramalho, R., Helffrich, G., Schmidt, D., & Vance, D. (2010). Tracers of uplift and subsidence in the Cape Verde archipelago. *Journal of the Geological Society* 167 (3): 519-538.

Ramírez, F., Afán, I., Tavecchia, G., Catalán, I. A., Oro, D., & Sanz-Aguilar, A. (2016). Oceanographic drivers and mistiming processes shape breeding success in a seabird. *The Royal Society*, 283 (1826): 1-7. doi: <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2015.2287>.

Ramos, J. A., Monteiro, L. R., Sola, E., & Moniz, Z. (1997). Characteristics and Competition for nest cavities in burrowing procellariiformes. *The Condor*, 99: 634-641.

Ramos, J. A., Moniz, Z., Sola, E., & Monteiro, L. R. (2003). Reproductive measures and chick provisioning of Cory's Shearwater (*Calonectris diomedea borealis*) in the Azores. *Bird Study*, 50 (1): 47-54. doi.org/10.1080/00063650309461289.

Ramos, J. A., Rodrigues, I., Melo, T., Geraldés, P., & Paiva, V. H. (2018). Variation in ocean conditions affects chick growth, trophic ecology and foraging range of the Cape Verde Shearwaters. *The Condor* 120: 283-290. doi:10.1650/CONDOR-17-220.1.

Ramos, R., & Grémillet, D. (2013). Overfishing in West Africa by EU vessels. *Nature*, 496: 300. doi:10.1038/496300a PMID: 23598328.

Ramos, R., Sanz, V., Militão, T., Bried, J., Neves, V. C., Biscoito, M., Philips R. A., Zino, F. & Gonzalez-Solis, J. (2015). Leapfrog migration and habitat preferences of a small oceanic seabird, Bulwer's petrel (*Bulweria bulwerii*). *Journal of Biogeography*, 42 (9): 1-14. doi:10.1111/jbi.12541.

Ratcliffe, N., Zino, F. J., Oliveira, P., Vasconcelos, A., Hazevoet, C. J., Neves, H. C., Monteiro, L. R. & Zino, E. A. (2000). The status and distribution of Fea's Petrel *Pterodroma feae* in the Cape Verde islands. *Atlantic Seabirds*, 2 (2): 73-86.

Rayner, M. J., Hauber, M. E., & Clout, M. N. (2007a). Breeding habitat of the Cook's Petrel (*Pterodroma cookii*) on Little Barrier Island (Hauturu): implications for the conservation of a New Zealand endemic. *Emu - Austral Ornithology*, 107: 59-68. doi:doi.org/10.1071/MU06038.

Rayner, M. J., Clout, M. N., Stamp, R. K., Imber, M. J., Brunton, D. H., & Hauber, M. E. (2007b). Predictive habitat modelling for the population census of a burrowing seabird: A study of the endangered Cook's petrel. *Biological Conservation*, 138 (1-2): 235-247. doi: 10.1016/j.biocon.2007.04.021.

Rendall, A., & Correia, C. (2005). Aves marinhas e os pescadores. Santiago, Cabo Verde: Instituto Nacional de Investigação e Desenvolvimento Agrário; Universidade de Cabo Verde (UNICV).

Rendall, A., & Pile, E. (2007). Plano de Conservação de Aves Marinhas para Cabo Verde. Instituto Nacional de Investigação e Desenvolvimento Agrário (INIDA), Santiago, Cabo Verde.

Ricklefs, R. E. (1983). Some considerations on the reproductive energetics of pelagic seabirds. *Studies in Avian Biology*, 8: 84-94.

Riofrío-Lazo, M., & Páez-Rosas, D. (2015). Feeding Habits of Introduced Black Rats, *Rattus rattus*, in Nesting Colonies of Galapagos Petrel on San Cristóbal Island Galapagos. PLoS ONE 10 (5): e0127901. doi: 10.1371/journal.pone.0127901.

Rivas-Martínez, S., Lousã, M., Costa, J. C., & Duarte, M. C. (2017). Geobotanical survey of Cabo Verde Islands (West Africa). International Journal of Geobotanical Research, 7: 1-103. doi:10.5616/ijgr 170001.

Robert, A., Paiva, V. H., Bolton, M., Jiguet, F., & Bried, J. (2014). Nest fidelity is driven by multi-scale information in a long-lived seabird. The Royal Society, 281: 20141692. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2014.1692>.

Rodrigues, I., Oliveira, N., Freitas, R., Melo, T., & Geraldes, P. (2015). Feeding Ecology of the Cape Verdean Shearwater (*Calonectris edwardsii*) Population of Raso Islet, Cape Verde. Second World Seabird Conference "Seabirds: Global Ocean Sentinels", (p. 1).

Rodrigues, P., Aubrecht, C., Gil, A., Longcore, T., & Elvidge, C. (2012). Remote sensing to map influence of light pollution on Cory's shearwater in São Miguel Island, Azores Archipelago. European Journal of Wildlife Research, 58 (1): 147-155. doi:10.1007/s10344-011-0555-5.

Rodríguez, A., Rodríguez, B., & Lucas, M. (2012). Trends in numbers of petrels attracted to artificial lights suggest population declines in Tenerife, Canary Islands. Ibis, 154 (1): 167-172. doi.org/10.1111/j.1474-919X.2011.01175. x.

Rodríguez, A., García, D., Rodríguez, B., Cardona, E., Parpal, L., & Pons, P. (2015a). Artificial lights and seabirds: is light pollution a threat for the threatened Balearic petrels. Journal of Ornithology, 156 (4): 893-902.

Rodríguez, A., Rodríguez, B., & Negro, J. J. (2015b). GPS tracking for mapping seabird mortality induced by light pollution. Scientific Reports, 5 (10670): 1-11. doi:10.1038/srep10670.

Rodriguez, A., Moffett, J., Revoltós, A., Wasiak, P., McIntosh, R. R., & Sutherland, D. R. (2017a). Light Pollution and Seabird Fledglings: Targeting Efforts in Rescue Programs. Journal of Wildlife Management, 81 (1): 1-8. doi:10.1002/jwmg.21237.

Rodríguez, A., Holmes, N. D., Ryan, P. G., Wilson, K.-J., Faulquier, L., Murillo, Y., Raine, A. F., Penniman, J. F., Neves, V., Rodríguez, B., Negro, J. J., Chiaradia, A.,

Dann, P., Anderson, T., Metzger, B., *et al.* (2017b). Seabird Mortality Induced by Land-Based Artificial Lights. *Conservation Biology*, 31 (5): 986-1001. doi:10.1111/cobi.12900.

Rodríguez, A., Arcos, J. M., Bretagnolle, V., Dias, M. P., Holmes, N. D., Louzao, M., Provencher, J., Raine, A. F., Ramírez, F., Rodríguez, B., Ronconi R. A., Taylor, R. S., Bonnaud, E., Borrelle, S. B., Cortés, V., Descamps, S., *et al.*, (2019). Future Directions in Conservation Research on Petrels and Shearwaters. 6 (94): 1-27. doi:10.3389/fmars.2019.00094.

Roman, L., Bell, E., Wilcox, C., Hardesty, B. D., & Hindell, M. (2019). Ecological drivers of marine debris ingestion in Procellariiform Seabirds. *Scientific Reports*, 9 (916): 1-8.

Romano, H., Correia-Fagundes, C., Zino, F., & Biscoito, M. (2010). Birds of the archipelagos of Madeira and the Selvagens. *Boletim do Museu Municipal do Funchal*, 60 (326): 5-44.

Ronconi, R. A., G. Lascelles, B., Langham, G. M., B. Reid, J., & Oro, D. (2012). The role of seabirds in Marine Protected Area identification, delineation, and monitoring: Introduction and synthesis. *Biological Conservation*, 156: 1-4. doi: 10.1016/j.biocon.2012.02.016.

Roque, A. C. and Torrão, M. M. (2013). Relação dos produtos naturais da Ilha do Fogo Remetidos na presente expedição para o Real Gabinete do Príncipe Nosso Senhor em 11 de agosto de 1786. Pp. 60-73. De Cabo Verde para Lisboa: Cartas e Remessas Científicas da Expedição Naturalista de João da Silva Feijo (1783-1796). Lisboa: Instituto de Investigação Científica Tropical.

Roscales, J. L., Gómez-Díaz, E., Neves, V., & González-Solís, J. (2011). Trophic versus geographic structure in stable isotope signatures of pelagic seabirds breeding in the northeast Atlantic. *Marine Ecology Progress Series* 434: 1-13. doi:10.3354/meps09211.

Roscales, J. L., Munoz-Arnanz, J., González-Solís, J. & Jiménez, B. (2010). Geographical PCB and DDT Patterns in Shearwaters (*Calonectris sp.*) Breeding Across the NE Atlantic and the Mediterranean Archipelagos. *Environmental Science & Technology*, 44 (7): 2328-2334.

Ruffino, L., Bourgeois, K., Vidal, E., Duhem, C., Paracuellos, M., Escribano, F., Sposimo, P., Baccetti, N., Pascal, M., & Oro, D. (2009). Invasive rats and seabirds after 2000 years of an unwanted coexistence on Mediterranean islands. *Biol Invasions* 11: 1631-1651. doi:10.1007/s10530-008-9394-z.

Sabat, P. (2000). Birds in marine and saline environments: living in dry habitats. *Revista Chilena de Historia Natural*, 73: 243-252.

Salvadori, T. (1899). Collezioni ornitologiche fatte nelle isole del Capo Verde do Leonardo Fea. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale di Genova*. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale di Genova*, 283-312.

Santos, A. R., & Semedo, J. M. (2006). Subsídios para um plano de desenvolvimento integrado da ilha do Maio. Licenciatura em Geografia, Instituto Superior de Educação, Departamento de Geo-Ciências, Cidade de Praia, Cabo Verde.

Santos, K., Brás, N., Rodrigues, I., & Santos, M. d. (2017). Analysis of population size and distribution of *Phaeton aethereus* (Linnaeus, 1758) on Raso Islet, Cabo Verde. *Zoologia Caboverdiana*, 6: 25-31.

Sarmento, R., Brito, D., Ladle, R. J., Leal, G. d., & Efe, M. A. (2014). Invasive house (*Rattus rattus*) and brown rats (*Rattus norvegicus*) threaten the viability of red-billed tropicbird (*Phaethon aethereus*) in Abrolhos National Park, Brazil. *Tropical Conservation Science*, 7 (4): 614-627.

Schreiber, E. A., & Burger, J. (2001). *Biology of Marine Birds* (Vol. III). (P. L. Lutz, Eds.) CRC Press LLC.

Schreiber, E., & Norton, R. (2002). Brown Booby: *Sula leucogaster*. *The Birds of North America*.

Scott, D., Moller, H., Fletcher, D., Newman, J., Aryal, J., Bragg, C., & Charleton, K. (2009). Predictive habitat modelling to estimate petrel breeding colony sizes: Sooty shearwaters (*Puffinus griseus*) and mottled petrels (*Pterodroma inexpectata*) on Whenua Hou Island. *New Zealand Journal of Zoology*, 36: 291-306.

Semedo, G., Paiva, V. H., Militão, T., Rodrigues, I., Dinis, H., Pereira, J., Matos, D., Ceia, F. R., Almeida, N. M., Geraldés, P., Saldanha, S., Barbosa, N., Hernández-Monteiro, M., Fernandes, C., González-Sólis, J. & Ramos, J. A. (2020). Distribution,

abundance and on-land threats to Cabo Verde Seabirds. Bird Conservation International. (In Press).

Serrano, I. d., & Azevedo-Júnior, S. M. (2005). Dietas das Aves Marinhas no Parque Nacional dos Abrolhos, Bahia, Brasil. *Ornithologia*, 1 (1): 75-92.

Shirai, M., Niizuma, Y., Tsuchiya, K., Yamamoto, M., & Oka, N. (2013). Sexual Size Dimorphism in Streaked Shearwaters *Calonectris leucomelas*. *Ornithological Science*, 12 (1): 57-62 (2013). <https://doi.org/10.2326/osj.12.57>.

Silva, C. M., Costa, L. T., & Nunes, L. F. (2013). Restauração Ecológica do ilhéu de Vila Franca do Campo, Açores: A recuperação de habitat para as aves marinhas. Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agrária do Instituto Politécnico de Castelo Branco.

Simeone, A., Luna-Jorquera, G., Bernal, M., Garthe, S., Sepúlveda, F., Villablanca, R., & Ellenberg, U. (2003). Breeding distribution and abundance of seabirds on islands off north-central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76 (2): 323-333. doi:10.4067/S0716-078X2003000200016.

Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves (SPEA). (2018). International Single Species Action Plan for the Conservation of Monteiro's Storm-petrel *Hydrobates monteiroi* (2018 - 2028). Lisbon, Portugal: European Commission Technical Report.

Soriano-Redondo, A., Cortés, V., Reyes-González, J. M., Guallar, S., Bécares, J., Rodríguez, B., & González-Solís, J. (2016). Relative abundance and distribution of fisheries influence risk of seabird bycatch. *Scientific Reports*, 6: 37373. doi:10.1038/srep37373.

Steele, W. K., Klages, N. T. (1986). Diet of the blue petrel at sub-Antarctic Marion Island. *South African journal of zoology*, 21 (3): 253-256.

Stock, C. A., John, G., Rykaczewski, R. R., Aschd, R. G., Cheung, W. W., Dunne, J. P., Friendland, K. D., Lam, V. W. Y., Sarmiento, J. L. & Watson, R. A. (2017). Reconciling fisheries catch and ocean productivity. *PNAS*, 1441-1449. <https://doi.org/10.1073/pnas.1610238114>.

Sullivan, B. J., Kibel, B., Kibel, P., Yates, O., Potts, J. M., Ingham, B., Domingo, D., Gianunca, D., Jiménez, B., Lebepe, B., Maree, B. A., Neves, T., Peppes, F., Rasehlomi, T., Silva-Costa, A. & Wanless, R. M. (2018). At-sea trialling of the Hookpod:

a 'one-stop' mitigation solution for seabird bycatch in pelagic longline fisheries. *Animal Conservation*, 21: 159-167. doi:10.1111/acv.12388.

Suryan, R. M., Santora, J. A., & Sydeman, W. J. (2012). New approach for using remotely sensed chlorophyll a to identify seabird hotspots. *Marine Ecology Progress Series*, 451: 213-225. doi: 10.3354/meps09597.

Sydeman, W. J., Thompson, S. A., & Kitaysky, A. (2012). Seabirds and climate change: roadmap for the future. *Marine Ecology Progress Series*, 454: 107-117. doi:10.3354/meps09806.

Sydeman, W. J., Poloczanska, E., Reed, T. E., & Thompson, S. A. (2015). Climate change and marine vertebrates. *Science*, 350 (6262): 772-777. doi:10.1126/science.aac9874.

Tan, C. K., Mansor, S., Ibrahim, H. M., & Rashid, A. (2002). Studies of Sea Surface Temperature and Chlorophyll-a Variations in East Coast of Peninsular Malaysia. *Pertanika Journal of Science and Technology*, 1-14.

Tasker, M. L., & Becker, P. H. (1992). Influences of Human Activities on Seabird Populations in the North Sea. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 26 (1): 59-73.

Tasker, M. L., Camphuysen, C. J., Cooper, J., Garthe, S., Montevecchi, W. A., & Blaber, S. J. (2000). The impacts of fishing on marine birds. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 531-547.

Tavares, A., & Ratão, S. S. (2017). First monitoring of white-faced storm petrel *Pelagodroma marina* in Maio's island, Cape Verde, West Africa. *Fundação Maio Biodiversidade*.

Telailia, S., Boutabia, L., Bensouilah, M-A., & Houhamdi, M. (2014). Breeding biology of Cory's Shearwater (*Calonectris diomedea*) in North East Algeria. *Current Science Journal*, 11: 120-127.

Tershly, B. R., Shen, K-W., Newton, K. M., Holmes, N. D., & Croll, D. A. (2015). The Importance of Islands for the Protection of Biological and Linguistic Diversity. *BioScience*, 65 (6): 592-597.

Thibault, J. C. (1994). Nest-site tenacity and mate fidelity in relation to breeding success in Cory's Shearwater *Calonectris diomedea*. *Bird Study*, 41: 25-28. doi:10.1080/00063659409477193.

Tosco, R. B., Castro, G. D., and Anderson, M. F. (2000) La Avifauna Nidificante Del Archipiélago de Cabo Verde. Makaronesia, 2: 43-55.

Towns, D., Byrd, G., Jones, H., Rauzon, M., Russell, J., & Wilcox, C. (2011). Impacts of Introduced Predators on Seabirds. In C. P. Mulder, W. B. Anderson, D. R. Towns, & P. J. Bellingham, Seabird Islands: Ecology, Invasion, and Restoration (pp.56-90). Oxford Scholarship Online. doi: 10.1093/acprof: osobl/9780199735693.003.000.

Tremblay, Y., Bertrand, S., Henry, R. W., Kappes, M. A., Costa, D. P., & Shaffer, S. A. (2009). Analytical approaches to investigating seabird-environment interactions: a review. Marine Ecology Progress Series, 391: 153-163. doi:10.3354/meps08146.

Underwood, M., & Bunce, A. (2016). The breeding biology of the White-faced Storm Petrel (*Pelagodroma marina*) on Mud Islands, Port Phillip Bay, Victoria. Emu - Austral Ornithology, 104 (3): 213-220. doi:10.1071/MU03029.

Valvo, M. L. (2001). Sexing adult Cory's Shearwater *Calonectris diomedea* by Discriminant Analysis of body measurements on Linosa Island (Sicilian Channel), Italy. Waterbirds, 169-174.

Vasconcelos, R., Rocha, A. C., Afonso, C. M., Hazevoet, C. J., Almeida, C., Lopes, E., Brooke, M. D. *et al.* (2015). História Natural Das Ilhas Desertas: Santa Luzia, Branco e Raso. CIBIO-inBIO, Universidade do Porto; IBE, CSIC - Universitat Pompeu Fabra; DECM, Universidade de Cabo Verde; IICT, Jardim Botânico Tropical.

Venables, N., & Ripley, B. D. (2002). Modern Applied Statistics with S. Fourth Edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0.

Verlis, K. M., Campbell, M. L., & Wilson, S. P. (2014). Marine debris is selected as nesting material by the brown booby (*Sula leucogaster*) within the Swain Reefs, Great Barrier Reef, Australia. Marine pollution bulletin, 87: 180-190. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.07.060.

Was, N., Sullivan, W. & Wilson, K-J. (2000). Burrow competition between broad-billed prions (*Pachyptila vittata*) and the endangered Chathan petrel (*Pterodroma axillaris*). Science for Conservation 167. 41p.

Watson, H., Bolton, M., & Monaghan, P. (2014). Out of sight but not out of harm's way: Human disturbance reduces reproductive success of a cavity-nesting seabird. Biological Conservation, 174: 127-133. doi: 10.1016/j.biocon.2014.03.020.

Waugh, S. M., Filippi, D. P., Kirby, D. S., Abraham, E., & Walke, N. (2012). Ecological Risk Assessment for seabird interactions in Western and Central Pacific longline fisheries. *Mar. Policy*, 36 (4): 933-946.

Weimerskirch, H. (2001). Seabird Demography and Its Relationship with the Marine Environment. doi: 10.1201/9781420036305.ch5.

Werner, A. C., Paiva, V. H., & Ramos, J. A. (2014). On the “real estate market”: Individual quality and the foraging ecology of male Cory’s Shearwaters. *The Auk Ornithological Advances*, 131: 265-274. doi:10.1642/AUK-13-172.1.

Xu, L., Liu, X., Wu, L., Sun, L., Zhao, J., & Chen, L. (2016). Decline of recent seabirds inferred from a composite 1000-year record of population dynamics. *Scientific Reports*, 6 (35191): 1-10. doi: 10.1038/srep35191.

Zajková, Z., Militão, T., & González-Solís, J. (2017). Year-round movements of a small seabird and oceanic isotopic gradient in the tropical Atlantic. *Marine Ecology Progress Series*, 579: 169-183. doi.org/10.3354/meps12269.

Zino, P. A. (1971). The breeding of Cory’s Shearwater *Calonectris diomedea borealis* on the Salvage Islands. *Ibis* 113: 212 - 217.

Zino, P. A., Zino, M. F., & Biscoito, M. J. (1987). The laying, incubation and fledging periods of Cory's Shearwater *Calonectris diomedea borealis* on Selvagem Grande in 1984. *Ibis*, 129: 393-398.