



UNIVERSIDADE DE ÉVORA

ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

**Análise de Métodos de Monitorização de
Comunidades de Aves Marinhas no Ilhéu Raso,
Cabo Verde**

Nathalie Monteiro Almeida

Orientador: Prof. João E. Rabaça

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

Évora, 2014

Esta dissertação não inclui as críticas e as sugestões feitas pelo júri

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

Análise de Métodos de Monitorização de Comunidades de
Aves Marinhas no Ilhéu Raso, Cabo Verde

Nathalie Monteiro Almeida

Orientador: Prof. João E. Rabaça

“Esta dissertação não inclui as críticas e as sugestões feitas pelo júri”

Agradecimentos



Este trabalho teve apoio financeiro no âmbito do projeto nº 61459 "Protecting Threatened and Endemic species in Cape Verde: Phase 1 of a major Island Restoration Project" financiado pelo Fundo de Parceria para os Ecossistemas Críticos – CEPF.

Um agradecimento à ONG Biosfera I e SPEA em especial ao José Melo, Tommy Melo e Pedro Geraldês pela ajuda e oportunidade de realizar o meu trabalho num local tão espetacular como é o ilhéu Raso e à excelente equipa de pessoas e amigos que me ajudaram durante os trabalhos de campo, Isabela Rodrigues, Kenny Delgado, Jailson Oliveira, Patrick Almeida, Jorge Melo, pela amizade, dedicação, assistência, e por todos os momentos que passamos durante este processo.

Um enorme obrigado ao Vítor Paiva e Jaime Ramos, pela preciosa ajuda na parte de análise dos dados e escrita da tese.

Ao professor João Eduardo Rabaça, por ter aceitado orientar este trabalho e pela motivação, encorajamento e orientação durante o processo, e ao Carlos Godinho pela ajuda na organização inicial da escrita.

Ao Dr. Cornelis Hazevoet, pela preciosa ajuda na procura do tema de dissertação, pelo fornecimento de bibliografia importante e difícil de encontrar sobre as ilhas de Cabo Verde.

Aos meus amigos e colegas que me apoiaram em todos os momentos do meu percurso académico estando longe da minha terra, sem os quais não teria conseguido terminar, pela amizade, carinho e motivação, em especial à Tânia Abelha, Ana Teresa Pereira, Daniela Anselmo, Joana Romero e Andreia Murta.

Aos professores que contribuíram para o meu percurso académico.

À minha irmã Erika Almeida por todo o apoio, mesmo estando longe, sempre presente, sempre disposta a aconselhar, e sempre com os melhores conselhos.

Ao meu irmão Ayrton Almeida, por encher a minha vida de artes.

Aos meus pais que me apoiaram durante todo o meu processo académico em Portugal e em Cabo Verde, por serem o meu porto seguro e por me disponibilizar a maravilhosa oportunidade de estudar fora, e por estarem sempre presentes de qualquer maneira em todos os momentos da minha vida.

A todos os meus familiares e amigos que de alguma forma apoiaram-me no meu caminho.

À minha Lana e Ginny.

Índice

Índice de Tabelas -----	I
Índice de Figuras -----	II
Índice de Equações -----	III
Resumo -----	V
Abstract -----	VI
1 – Introdução -----	1
1.1 - Aves marinhas insulares -----	1
1.2 - História da Conservação de aves em Cabo Verde -----	2
1.3 – Estimativas Populacionais -----	3
1.4 – Fenologia das espécies alvo -----	5
1.5 – Objetivos -----	7
2 – Metodologia -----	8
2.1 - Área de Estudo -----	8
2.1.1 - Localização e Caracterização -----	8
2.1.2 - Fauna e Flora -----	9
2.1.3 – Clima -----	10
2.2 - Materiais e Métodos -----	11
2.2.1 - Descrição do Habitat -----	14
2.2.2 - Análise de dados -----	14
2.2.3 - Regressão Múltipla -----	15
2.2.4 – Estimativa da população reprodutora e extrapolação -----	16
3 – Resultados -----	17
3.1 - <i>Bulweria bulwerii</i> -----	17
3.2 - <i>Calonectris edwardsii</i> -----	19
3.3 – Estimativa populacional de <i>C.edwardsii</i> e <i>B. bulwerii</i> -----	20
4 – Discussão -----	21
4.1 – Estimativa populacional e possíveis causas de mortalidade-----	21

4.2 – Seleção de habitat de nidificação e contributos futuros-----	26
5- Considerações finais e perspetivas futuras-----	28
6 – Bibliografia -----	29

Índice de tabelas

Tabela 1- Variáveis independentes consideradas na análise da densidade de ninhos nos *plots* do ilhéu Raso -----14

Tabela 2 – Coeficientes e estatística dos parâmetros selecionados no modelo final explicativo da abundância de *Bulweria bulwerii*. PVEG – Percentagem de vegetação. NRSG – Número de rochas soltas grandes -----18

Tabela 3 – Coeficientes e estatística dos parâmetros selecionados no modelo final explicativo da abundância de *Calonectris edwardsii*. PVEG – Percentagem de vegetação -----19

Índice de figuras

- Figura 1.** Distribuição geográfica mundial da espécie *Calonectris edwardsii*. (figura obtida de <http://www.iucnredlist.org/>) -----5
- Figura 2.** Distribuição geográfica mundial da espécie *Bulweria bulwerii* (figura obtida de <http://www.iucnredlist.org/>) -----6
- Figura 3.** Mapa de localização geográfica do Ilhéu Raso Fonte: <http://avesdecaboverde.blogspot.com/p/cabo-verde>-----9
- Figura 4.** Ilustração esquemática dos diferentes *plots* de amostragem de cavidades de *Calonectris edwardsii* e *Bulweria bulwerii* e características do habitat -----12
- Figura 5.** Fotografias de campo dos *plots*. Marcador de tinta no centro de cada *plot* --12
- Figura 6.** Representação das áreas de ocupação de colónias de *Calonectris edwardsii* a amarelo, e áreas desocupadas a castanho; com as coordenadas GPS para os 28 *plots* marcados. O ponto P3 encontra-se fora do seu local original por erro de marcação de coordenadas e por isso encontra-se marcado a vermelho (Fonte: Lecoq,2009) -----13
- Figura 7.** Gráfico de contagem de nº de ninhos de *Calonectris edwardsii* e *Bulweria bulwerii* por *plots* -----17
- Figura 8** – Cavidade com ninho de *Phaethon aethereus* (primeiro plano) e *Calonectris edwardsii* (segundo plano) -----25

Índice de equações

$A = \pi \times r^2$ -----14

$Y = a + b_1X_1 + \dots + b_nX_n$ -----15

$Y = a + b_1X_1 + b_2X_2 + b_3X_3 + b_4X_4 + b_5X_5$ -----15

$N = D \times A$ -----16

Abundância de *Bulweria bulwerii* = $-0.041 + 0.020 * NRS + 0.026 * PVEG$ -----18

Abundância de *Calonectris edwardsii* = $1.006 + 0.160 * PVEG$ -----18

Análise de Métodos de Monitorização de Comunidades de Aves Marinhas no Ilhéu Raso, Cabo Verde

Resumo

O Ilhéu Raso é um autêntico santuário para aves marinhas, algumas delas endémicas de Cabo Verde. Realizámos um estudo de estimativas populacionais com marcação de *plots* circulares ao longo do ilhéu, entre Agosto a Novembro de 2013. Foram amostrados 28 *plots*, obtendo uma previsão da densidade de ninhos para combinações de variáveis ambientais descritas através de uma regressão múltipla, e recorreu-se a uma extrapolação da área das colónias pela densidade de ninhos para obter uma estimativa populacional. Para *Bulweria bulwerii* obtivemos uma estimativa de 8 600 pares reprodutores, demonstrando claramente o aumento da população relativamente ao número referido em outros trabalhos; para *Calonectris edwardsii* os 27 869 pares reprodutores obtidos, é efetivamente um valor elevado relativamente aos primeiros censos, mas claramente enviesado devido aos constrangimentos ambientais enfrentados. Identificámos a percentagem de vegetação e o número de rochas soltas grandes como as variáveis mais importantes na seleção do habitat nidificante das espécies.

Palavras-chave: Ilhéu Raso, estimativas populacionais, *Bulweria bulwerii*, *Calonectris edwardsii*, *plots*, caracterização de habitat, monitorização.

Analysis of Monitoring Methods of Seabird Communities of Raso Islet, Cape Verde.

Abstract

The Raso Islet is an authentic sanctuary for seabirds, some of them endemic to Cape Verde. We conducted a study of population estimates through circular plots marking between August and November of 2013. Twenty eight plots were sampled, predicting nest densities for a combination of environmental variables described, through multiple regression, and resorted to an extrapolation of the colony area by the nest densities to obtain a population estimate. For *Bulweria bulwerii* we obtained an estimate of 8 600 reproductive pairs, which clearly demonstrates the increasing population, comparatively to the number referred in other studies; for *Calonectris edwardsii* the obtained estimate of 27 869 reproductive pairs, is effectively a high value comparative to the first census, but clearly skewed because of environmental constraints faced. We identified the percentage of vegetation and the number of large loose rocks as the most important variables in the nesting habitat selection for these species.

Key-words: Raso Islet, population estimates, *Bulweria bulwerii*, *Calonectris edwardsii*, plots, habitat characterization, monitoring.

Introdução

Aves marinhas insulares

As aves marinhas constituem um grupo antigo e diversificado de espécies que se adaptaram com grande eficiência a ambientes costeiros e oceânicos, ao mesmo tempo que constituem o grupo de aves mais ameaçado globalmente (Oppel *et al.*, 2014; Peterson, 2003). Um número relativamente pequeno de espécies de aves, em torno de 3,2% de um total de 9 970 espécies conhecidas, está adaptado à vida no mar, apesar da quantidade e diversidade de alimento disponível neste ambiente (Peterson, 2003). Consideram-se aves marinhas as espécies que obtêm seu alimento, desde a linha da baixa-mar, até ao oceano aberto (Branco *et al.*, 2007), estando bem adaptados a longos períodos de voo contínuo neste ambiente. O mesmo não acontece na época de reprodução quando regressam a terra para nidificar, tornando-as vulneráveis a perturbações do ambiente terrestre, como resultado dos baixos mecanismos de fuga e comportamento de guarda do ninho. Isto pode conferir uma desvantagem perante possíveis predadores introduzidos, reduzindo o sucesso reprodutor e a sobrevivência de adultos (Russel & Le Corre, 2009). Encontram-se vastamente distribuídas e reproduzem-se colonialmente, alimentando as crias em territórios densamente agregados (Kildaw *et al.*, 2005) de populações insulares discretas e que tendem a exibir forte filopatria natal e fidelidade interanual aos locais de reprodução (Gómez-Díaz *et al.*, 2012). Juntamente com outros vertebrados marinhos como golfinhos, tubarões e tartarugas, desempenham o papel de predadores na cadeia trófica e alguns chegam até mesmo a ocupar o nicho de predadores de topo, como os albatrozes, pelicanos e cagarras (Martínez-Abraín, 2003).

As mudanças no mar induzidas pelo Homem, com as atividades pesqueiras em massa, mudanças globais e o aumento das concentrações de contaminantes, estão alterando a estrutura e estabilidade de toda a cadeia alimentar marinha. Medidas conservacionistas em consequência do aumento de consciência destes impactos tem conduzido ao desenvolvimento de medidas conservacionistas numa escala mais ampla, e o estabelecimento de áreas protegidas marinhas (MPAs), contribuindo para a proteção e sustentabilidade a longo prazo de importantes ecossistemas marinhos chave (Game *et al.* 2009; Ramos *et al.*, 2013).

A maioria das aves marinhas de Cabo Verde está fortemente ameaçada, sobretudo devido às atividades antropogénicas, e devido ao carácter migratório dessas espécies ameaçadas ou em perigo de extinção, muitas não só possuem valor científico como também valor económico e ecoturístico (DGA, 2009).

História da Conservação das aves marinhas em Cabo Verde

Em diários antigos dos primeiros visitantes de Cabo Verde, logo após a sua descoberta em 1456-1460, são mencionados enormes bandos de rolas e gansos encontrados, que eram facilmente agarrados ou mortos, tratando-se muito provavelmente de aves marinhas. É quase certo que os números de aves marinhas tenham diminuído drasticamente nos últimos 500 anos graças à perturbação e predação humana e pela introdução de mamíferos exóticos. Segundo Hazevoet (1994), terá também sido enfatizada a presença de enormes bandos de cagarras perto do Raso e Branco, de onde grandes quantidades de ovos de alcatrazes e rabos-de-junco (*Phaethon aethereus*) terão sido recolhidos e levados para os mercados em São Nicolau. O Ilhéu dos Pássaros em São Vicente também terá abrigado uma enorme colónia de aves marinhas, incluindo vários rabis (*Fregata magnificens*) até à segunda metade do séc. XIX. O uso deste ilhéu como alvo de prática militar poderá ser a razão pelo desaparecimento das aves marinhas deste local (Hazevoet, 1994).

A predação de colónias de aves marinhas por humanos em Cabo Verde, terá começado assim que as ilhas foram habitadas e aumentado durante períodos de seca e fome quando a taxa de mortalidade humana chegava aos 50%. Após a colonização, as demandas por madeira para o fogo e a introdução de grandes números de cabras e outros mamíferos exóticos, contribuiu para a destruição da cobertura vegetal natural e a produção de um ambiente completamente modificado. A primeira tentativa de proteção da avifauna de Cabo Verde parece ter sido o decreto de 1940, que proibia a captura de aves marinhas. Esta decisão do governo colonial possuía uma motivação económica, protegendo apenas as aves marinhas que produziam guano (Hazevoet, 1995). Em 1955, o governo português aplicou um segundo decreto para a estabilização de leis de proteção do solo, flora e fauna. No entanto, as únicas aves reprodutoras especialmente abrigadas pelo decreto eram *Alauda razae* e espécies dos géneros *Egretta* e *Coturnix*, e os da família Glareolidae (Hazevoet, 1995). Durante visitas às ilhas nos anos 1986 e

1987, foi reconhecida a importância de preservar e proteger as espécies endêmicas de aves marinhas e terrestres das ilhas, resultando na implementação em 1988 do “Programa de Parques Nacionais e Áreas Protegidas (PPNAP) sob o cuidado do Concelho Internacional para a Preservação de Aves (Netherlands Section) e o Instituto Nacional de Investigação Agrária (República de Cabo Verde) (Hazevoet, 1994). Em Novembro de 2005, Cabo Verde ratificou a Convenção das Zonas Húmidas (RAMSAR) cujo um dos objetivos é a conservação das aves migratórias, mostrando o grande interesse do país em conservar este grupo de espécies, pois, segundo IBAs (*Important Bird Areas* pela Birdlife International), Cabo Verde tem 12 áreas consideradas como importantes para as aves, sendo algumas já protegidas pelo Decreto Lei 3/2003 (DGA, 2009).

Estimativas populacionais

A estimativa de populações reprodutoras em escalas coloniais, regionais e globais e a deteção de mudanças nestas populações ao longo do tempo, são pré-requisitos importantes para a gestão e conservação de espécies de aves marinhas de modo a perceber se estas se encontram em declínio ou em aumento (Rodway & Lemon, 2011; Oppel *et al.*, 2014) No entanto, a obtenção de estimativas populacionais muito precisas, é na maioria das vezes muito laboriosa e dispendiosa, tornando por vezes a contagem e monitorização de todos os indivíduos de uma determinada colónia inexecutável (Walsh *et al.*, 1995; Rodway & Lemon, 2011). No entanto, as técnicas de censo e monitorização de aves marinhas reprodutoras têm avançado consideravelmente nos últimos vinte anos e para este grupo de aves, é importante fazer-se contagens ou estimativas das populações locais e dispersas para que se possam medir mudanças, ou identificar áreas reprodutoras que sejam importantes para a conservação. Seja ela uma contagem acurada, ou uma boa estimativa da colónia, a sua realização valerá sempre a pena, mesmo que haja poucas possibilidades de repetição num futuro próximo (Walsh *et al.*, 1995).

O método de censo usado no campo deve ir sempre de encontro ao comportamento da própria ave, e portanto a opção escolhida dependerá da espécie ou grupo de espécies em contagem, os habitats envolventes e o nível de detalhe requerido (Gregory *et al.*, 2004). Para as colónias ou espécies em que as contagens frequentes ou exaustivas sejam impraticáveis, a realização de contagens através *plots* amostrais, embora não usado

extensivamente para aves, poderá servir tanto para a detecção e quantificação de mudanças populacionais em amostras “representativas”, como para extrapolação de contagens amostrais da proporção de cavidades ocupadas para estimativas de toda a colônia; ou mesmo para ambos, como no caso das contagens de aves marinhas que nidificam em cavidades (ex: Procellariiformes como paínhos e cagaras), onde as contagens diretas de toda a colônia é raramente possível (Walsh *et al.*, 1995; Burger & Lawrence, 2001; Greene, 2012). Estas aves encontram-se na maioria das vezes ocultas visualmente no local onde nidificam e o comparecimento dos pares reprodutores da colônia perante o ninho, tanto pode variar ao longo de dias/horas, assim como podem somente ocorrer à noite (Steinkamp *et al.*, 2003), como é o caso da maioria das aves marinhas que nidificam no Ilhéu Raso em Cabo Verde. Como consequência de tais constrangimentos, a grande maioria dos tamanhos populacionais destas espécies é pouco conhecida (Oppel *et al.*, 2014).

Este método de amostragem surge como uma alternativa às técnicas de transetos lineares para estimativas de densidade populacional de aves. Assim como os transetos, pode ser usado a qualquer altura do ano e pode ser aplicado a uma única espécie de interesse ou a uma comunidade de avifauna. No entanto, são particularmente apropriados onde as áreas de estudo são pequenas, fragmentadas, ou onde o terreno é acidentado (como é o caso do Ilhéu Raso em Cabo Verde), tornando os transetos difíceis de seguir ou estabelecer. Este método pode também ser mais eficiente porque a atenção do observador não está dividida entre a procura de aves e o caminho (Wakeley, 1987).

Como descrito anteriormente, trata-se do método mais usado para contagens de Procellariiformes noturnos e nidificantes em buracos, notoriamente difíceis de contar (Soanes *et al.*, 2012). Este grupo de aves desperta o interesse de muitos biólogos, por serem diversos, dispersos a grande escala, e por serem normalmente encontrados na maior parte das regiões oceânicas do mundo (Kennedy & Page, 2002). Apresentam características extremas, colocando um único ovo, encubando-o e alimentando a cria durante um longo período de tempo, enquanto as crias demonstram crescimento lento e acumulam grandes quantidades de tecido adiposo (Ramos *et al.*, 2003).

Fenologia das espécies-alvo

No presente estudo estudámos as populações de aves marinhas pelágicas de cagarrias (também designadas de Cagarrias de Cabo Verde) *Calonectris edwardsii* (Oustalet, 1883) e joão preto (também designadas de Almas negras) *Bulweria bulwerii*, (Jardine & Selby, 1828) no ilhéu Raso.

A cagarra é uma espécie endémica do arquipélago nidificando somente em algumas ilhas de Cabo Verde, mas pode ser encontrada em várias partes do mundo durante o período de migração (fig. 1); Encontra-se classificada pela IUCN como Quase Ameaçada (<http://www.iucnredlist.org/>) e trata-se de uma espécie que se reproduz em colónias de dezenas a centenas de indivíduos. Regressa à colónia no mês de Março, colocando um único ovo que eclode a finais de Julho. A cria permanece no ninho, sendo alimentado regularmente pelos progenitores até que o abandone entre os finais de Outubro a início de Novembro (Horssen, 2005; Hazevoet, 1995, 1997). Ramos *et al* (2003) descreve a Cagarra (*Calonectris borealis*), que apresenta diferenças morfológicas e genéticas com *C. edwardsii* (Hazevoet, 1995), como predador pelágico de superfície, alimentando-se de pequenos peixes pelágicos ao longo de vastas áreas de oceano.

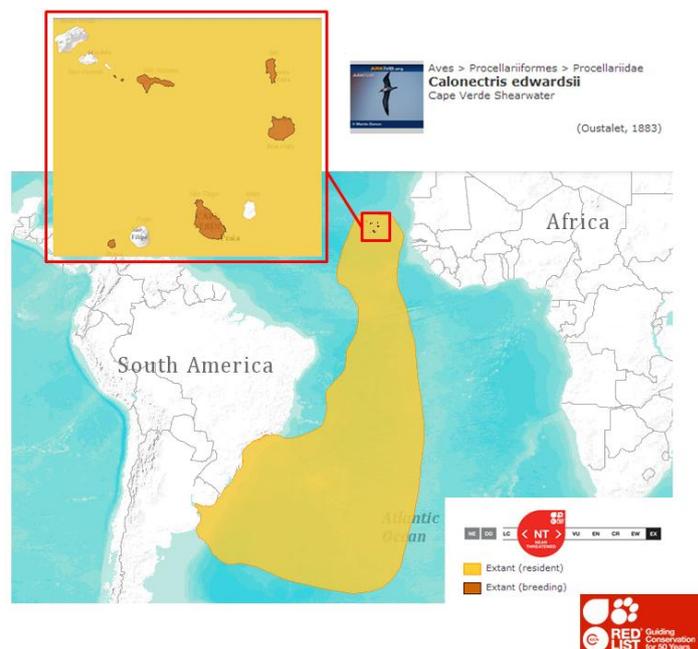


Figura 1. Distribuição geográfica mundial da espécie *Calonectris edwardsii*. (figura extraída de <http://www.iucnredlist.org/>)

Estudos recentes da dieta de cagarra com regurgito de juvenis, demonstram que esta também alimenta-se principalmente de recursos pelágicos, com maior incidência nas famílias Belonidae e Carangidae, pela sua maior disponibilidade no ambiente marinho (Rodrigues, 2014).

O João-preto encontra-se no estatuto Pouco Preocupante do IUCN (<http://www.iucnredlist.org/>), apresenta uma ampla distribuição geográfica, reproduzindo-se também em colónias, nas ilhas do Atlântico Este (fig. 2). Em Cabo Verde nidifica apenas nos ilhéus Raso e Cima, entre pedregulhos soltos ou cavidades de falésias perto do mar. Regressa às colónias à noite, não forma bandos, mas pequenos grupos podem ser vistos em alimentação (Hazevoet, 1995; Svensson *et al.*, 2012). Regressam às zonas de reprodução no final de Abril e colocam um ovo por par por ano, no final de Maio a início de Junho. As crias nascem no final de Julho, incubado por ambos progenitores, e estão prontas para voar em Setembro (Luzardo *et al.*, 2008). Estudos realizados nos Açores com regurgito desta espécie continham essencialmente peixes-lanterna, camarões e lulas, enquanto noutros locais a alimentação é constituída por organismos meso pelágicos (Monteiro *et al.*, 1996a).

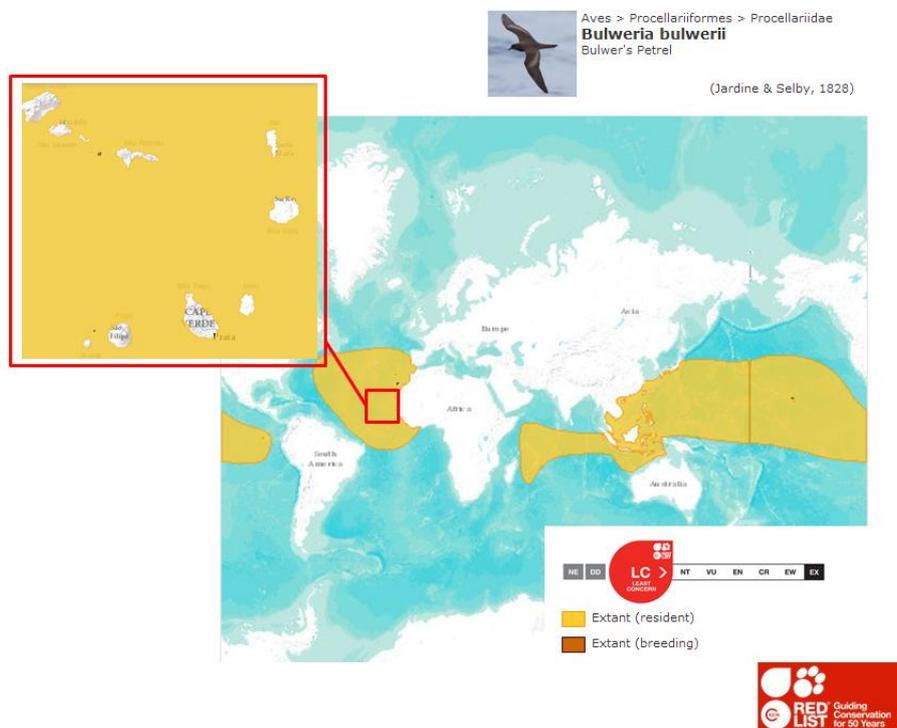


Figura 2. Distribuição geográfica mundial da espécie *Bulweria bulwerii* (figura extraída de <http://www.iucnredlist.org/>)

Segundo Lecoq (2009) a dimensão atual da população de cagaras no Ilhéu Raso não é muito bem conhecida, embora existam diversas estimativas do tamanho populacional no ilhéu que datam de vários anos, nunca tendo sido feito um censo dirigido exaustivo. O mesmo autor afirma também ser desconhecido o impacto que os sucessivos abates ilegais de juvenis terão tido sobre o efetivo reprodutor. Desta forma torna-se importante e essencial conhecer a dimensão da população reprodutora, tendo em conta que a maior parte da população mundial desta espécie se encontra na Área Marinha Protegida de Santa Luzia e dos Ilhéus Branco e Raso. Estas ações são identificadas como necessárias pela BirdLife International (2009) de forma a avaliar o seu estatuto de ameaça. No entanto a viabilidade de um censo da população reprodutora no ilhéu é discutível, tendo em conta os grandes desafios do terreno: áreas de difícil acesso ou escarpas, cavidades profundas e grutas, nas quais só seria possível alcançar através do uso de equipamento adequado (Lecoq, 2010). No entanto, segundo as duas visitas efetuadas por Lecoq em 2009 e 2010, verificou-se a possibilidade de obter-se uma estimativa fiável do número de casais reprodutores para a maior parte do ilhéu.

Para a população de João Preto não foi encontrada qualquer tipo de bibliografia relacionada com censos populacionais recentes nas ilhas de Cabo Verde, sendo esta espécie mais conhecida em termos de dinâmicas populacionais nas outras ilhas da Macaronésia, nomeadamente Açores, Madeira e Canárias (Luzardo *et al.*, 2008).

Objetivos

Para este estudo, pretendemos (1) identificar que características de habitat determinam a seleção de locais de nidificação por *Calonectris edwardsii* e *Bulweria bulwerii* no ilhéu Raso (Cabo Verde); (2) estabelecer uma nova estimativa de número de pares reprodutores de ambas as espécies para o ilhéu Raso; e (3) verificar as tendências populacionais ao longo dos anos, comparando os resultados deste estudo com os de estudos anteriores (*e.g.* Lecoq, 2009, 2010).

Metodologia

Área de Estudo (Ilhéu Raso)

Localização e Caracterização

O ilhéu Raso, juntamente com as restantes ilhas e ilhéus de Cabo Verde estão situadas do oceano Atlântico oriental (14°48', 17°22'N e 22°44', 25°22'W), a cerca de 450 Km da costa ocidental africana, a oeste do largo do Senegal e espalhados ao longo de 58 000 Km² de oceano (Fig. 3). Com apenas 5,76 km², o ilhéu Raso (16°37'N, 24°36'W) é considerado o maior ilhéu com 3,6 km de comprimento e 2,77 km de comprimento (SEPA, 2004), pertencendo ao grupo Barlavento do qual fazem parte as ilhas mais a norte, de Santo Antão a Boavista (Silva, 2005); formado por lavas basálticas possui uma altitude máxima de 164 m a Nordeste no Monte da Ribeira do Ladrão. Este insere-se num grupo de outros montes com mais de 100m de altitude cada (Monte da Selada e Lombo do Castelo) e que encerram um pequeno planalto de 80 metros de altitude média. Predominam habitats de zonas rochosas sem vegetação e zonas semi-abertas com vegetação de savana, podendo-se encontrar também habitats de cobertura arbustiva de 20 a 50% e zonas de vegetação herbácea escassa e de pequenos arbustos (Silva, 2012). O Raso faz parte do pequeno grupo a que pertence as últimas ilhas inabitadas de Cabo Verde (Pastor *et al.*, 2012). Encontra-se situada na Reserva Natural Integral (Reservas Naturais, Decreto Lei 3/II/03 de 24 Fevereiro) que inclui Santa Luzia e Branco e classificada como Área Protegida (Reservas Naturais, Decreto-Lei 97/III/90) (Silva 2012), sendo atualmente proibido o desembarque, salvo com uma autorização expressa emitida pelo Governo de Cabo Verde. No entanto, não existe vigilância, à exceção do trabalho realizado pela Biosfera I, uma ONG dedicada à conservação da natureza, que tem vindo a realizar campanhas intensivas *in situ* para evitar os abates ilegais anuais de aves marinhas que tradicionalmente ali ocorrem. As paisagens majestosas e selvagens da Reserva possuem marcas humanas praticamente inexistentes, excetuando-se algumas zonas de acumulação de lixo trazido pelos ventos e pelas correntes na orla marítima e em algumas zonas de instalação de pescadores. Por estas razões, Santa Luzia, Branco e Raso podem ser considerados como um conjunto insular que preserva uma amostra, quase original, do património natural e paisagístico do arquipélago de Cabo Verde. É uma zona explorada pela pesca artesanal de pescadores

das ilhas mais próximas, utilizada pelo sector do turismo, notando-se a presença de embarcações de pesca desportiva, iates de recreio, ou ainda um turismo nacional que organiza visitas ao sítio aos fins de semanas, embora esta seja mais voltada para a ilha principal (Santa Luzia) (Pastor *et al.*, 2012).



Figura 3. Mapa de localização geográfica do Ilhéu Raso. Fonte: <http://avesdecaboverde.blogspot.com/p/cabo-verde>

Fauna e Flora

É importante referir que em termos de biodiversidade, os endemismos são muito importantes para as ilhas de Cabo Verde em geral, pois para além de se restringirem ao arquipélago, ainda encontram-se restrições ao nível de ilhas ou até mesmo ilhéus. Esta constatação assume uma importância acrescida em termos de biodiversidade, pois revela o quanto a biodiversidade específica depende da biodiversidade ecológica e funcional, demonstrando assim que, a pressão sobre a biodiversidade, no geral, é de natureza múltipla e requer medidas integradas de proteção (SEPA, 2001).

Rodeadas de águas pouco profundas, as ilhas da Reserva representam cerca de 20% da plataforma insular do Arquipélago com presença de corais e de um número importante

de espécies de alto valor patrimonial. Essa parte marinha constitui um meio privilegiado para a reprodução, crescimento e habitat de recursos haliêuticos, com particular ênfase para as espécies demersais e os pequenos pelágicos extremamente importantes para a alimentação das aves marinhas, assim como numerosas espécies de baleias, golfinhos, e tartarugas marinhas (Pastor *et al.*, 2012). Para as colónias de aves marinhas, o ilhéu Raso é um dos três mais importantes locais de nidificação em Cabo Verde. Suporta números substanciais de pedreiro (*Puffinus assimilis boydi*) e pedreirinho (*Oceanodroma castro*), que se reproduzem juntamente com outras espécies, nomeadamente, João Preto (*Bulweria bulwerii*) em menor número, colónias de alcatraz (*Sula leucogaster*) e rabo-de-junco (*Phaeton aethereus*) (Hazevoet 1994). Outra espécie de grande importância é a cagarra de Cabo Verde (*Calonectris edwardsii*), bastante rara mundialmente, que se reproduz em colónias no ilhéu Raso (Pastor *et al.*, 2012). Quanto à restante fauna terrestre encontra-se o endemismo mais importante, calhandra do Raso (*Alauda rasae*) restrita ao ilhéu e com uma população estimada de 250 pares reprodutores; águia pescadora (*Pandion haliaetus*) com cerca de 3 pares reprodutores, e algumas outras espécies residentes. Para os invertebrados não existe um inventário sobre o tema, mas sabe-se a existência de muitas espécies endémicas (DGA, 2010). Na Classe dos répteis encontra-se espécies dos géneros *Hemidactylus*, *Chioninia* e *Tarentola* (*T. raziana* e *T. gigas gigas*) sendo a última endémica do Raso, depois de ter desaparecido em outras ilhas (Silva, 2012; DGA, 2010).

Não tendo ainda sido alvo de estudos específicos, a flora terrestre não é muito conhecida mas está nela representada uma amostra importante de espécies vegetais indígenas e endémicas adaptadas às condições de *stress* hídrico (DGA, 2010).

Clima

O clima do ilhéu é do tipo subtropical seco (SEPA, 2004), caracterizada por duas estações ao longo do ano: a estação seca de Novembro a Julho e a estação das chuvas de Agosto a Outubro (Silva, 2005). No entanto, a precipitação nestas ilhas é caracterizada por uma elevada irregularidade e variabilidade, causando períodos de seca prolongados, registados na história das ilhas (Martins & Rebelo, 2009) (“fome de 47” com um crescimento populacional de apenas 1.9%) (Tavares, 2012); ou sob a forma de aguaceiros fortíssimos que chegam a atingir valores iguais ou superiores aos valores

médios mensais, provocando grandes problemas de erosão. A precipitação média anual não ultrapassa os 300 mm nas zonas situadas a menos de 400 m de altitude e tem diminuído desde a década de sessenta. Acima dos 500m a precipitação pode ultrapassar os 700 mm (SEPA, 2004). A temperatura média anual ao nível do mar varia entre 23°-27°C a 18-20°C; no entanto, a elevadas altitudes podem ocorrer temperaturas elevadas entre 35-40°C nas regiões áridas mais interiores das ilhas orientais (Duarte & Romeiras, 2009). Os ventos predominantes sopram de nordeste, com uma velocidade entre 5 e 9,7 m/s (Silva, 2005).

O clima destas ilhas é ainda influenciado por 4 fatores dominantes: (1) a *Corrente quente das Canárias* que atinge as ilhas pelo norte de Dezembro a Julho, e tem um efeito moderador sob o segundo fator. De Julho a Novembro as ilhas são influenciadas pela contracorrente equatorial que atinge predominantemente o sul, sudeste das ilhas e a corrente equatorial norte que atinge o norte do arquipélago (Hazevoet, 1995); (2) os *Ventos Alísios do Nordeste* são de influências anticiclónicas constantes (Martins & Rebelo, 2009); (3) a *Monção do Sudoeste* que ocorre de Agosto a Outubro (por vezes em Novembro), que trás as chuvas mais importantes. Sendo que Cabo Verde está localizado a norte da Zona Intertropical de Convergência (ZITC), explica as chuvas imprevisíveis; e (4) o *Harmatão* que trás os ventos secos e quentes do Sahara, com duração curta, entre Outubro a Junho. Quando ocorre este fenómeno, o pó do Sahara enche a massa de ar superior e produz uma atmosfera brumosa (Hazevoet, 1995) mais conhecida no arquipélago como “*pó di terra*”.

Material e Métodos

Neste estudo, utilizámos uma série de *plots* (i.e. sub-áreas de estudo) circulares de ponto fixo, mais fáceis de marcar do que o uso transetos ou quadrados (Steinkamp *et al.*, 2003), para o tipo de terreno particularmente difícil (Wakeley, 1987) e por se tratar de espécies noturnas, que se encontram escondidas em buracos (Soanes *et al.*, 2012), o que implica uma inspeção mais cuidada que não seria possível durante um transeto. Em cada *plot* um observador manteve-se no centro segurando uma corda de 15m por uma ponta, enquanto o segundo observador segurava o final da corda e andava em círculo (superfície total do *plot* = 706,50 m²) contando todos os buracos com presenças de crias, progenitores ou ovos das espécies alvo (fig. 4) (Lormée *et al.*, 2012; Catry *et al.*, 2003).

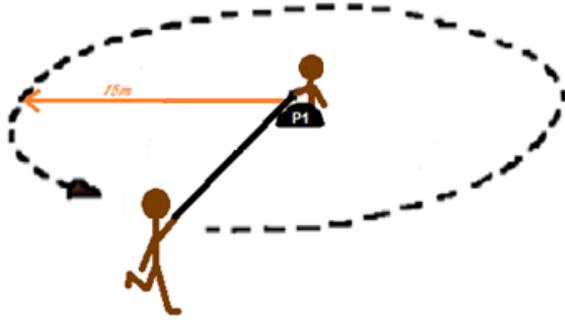


Figura 4. Ilustração esquemática dos diferentes *plots* de amostragem de cavidades de *Calonectris edwardsii* e *Bulweria bulwerii* e caracterização do habitat.

Os *plots* foram estratificados ao acaso relativamente às características do tipo de habitat, de forma a incluir áreas de elevada, moderada e baixa densidade de aves, sendo que o objetivo é verificar a eventual existência de um aumento ou diminuição do número de indivíduos. A escolha única de áreas muito saturadas poderia ocultar o aumento de indivíduos, o que não aconteceria em áreas menos saturadas (Steinkamp *et al.*, 2003). Tendo em conta o tamanho da colónia em estudo (Steinkamp *et al.*, 2003), foram escolhidos mais de 20 *plots*, sendo mais útil a seleção de *plots* extras caso algum dos *plots* seja considerado inútil (Walsh *et al.*, 1995); neste caso foram selecionados 28 *plots*. Coordenadas de GPS (*Global Positioning System*) foram registadas para o centro de cada *plot* de forma a garantir que o observador se aproxime o máximo possível do local, assim como fotografias para análises posteriores (fig 5).

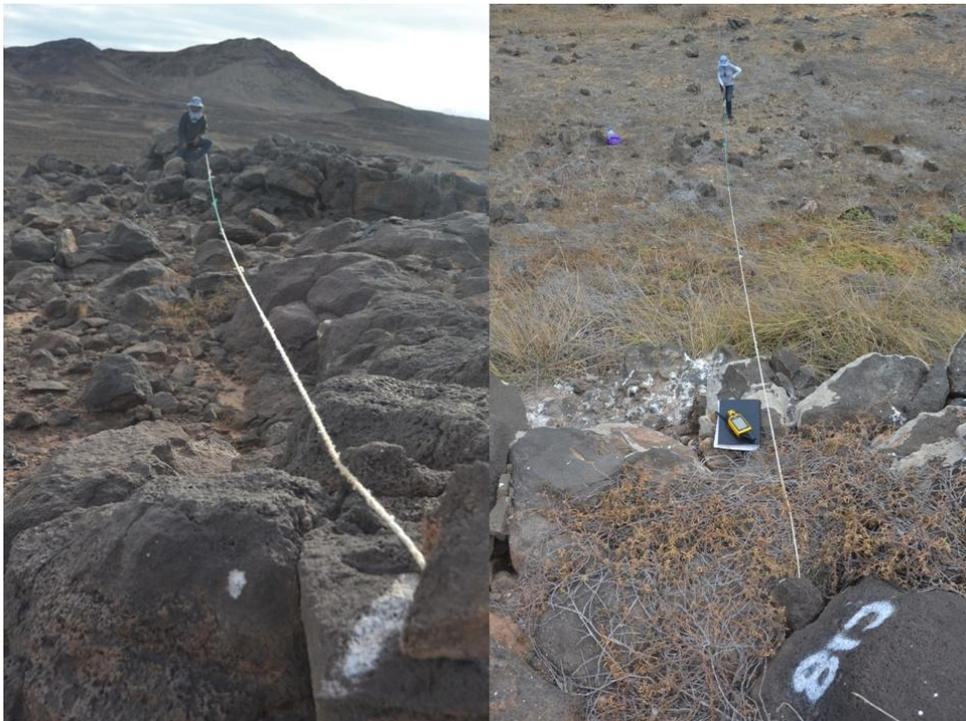


Figura 5. Fotografias de campo dos *plots*. O centro de cada *plot* foi marcado com tinta e assinalado com um código alfanumérico.

No entanto, assim como referido por Steinkamp *et al* (2003), marcadores de *plots* mais óbvios e permanentes são essenciais, tendo sido usada tinta de cores fortes para marcar cada *plot* (fig 5). Tendo em conta as várias espécies nidificantes no ilhéu, símbolos diferentes foram utilizados para os buracos de cada espécie, assim como para distinguir buracos ocupados e desocupados.

Desta forma, o ilhéu foi mapeado e dividido em quadrículas UTM onde os 28 *plots* foram distribuídos aleatoriamente nas áreas representativas das colónias (fig 6).

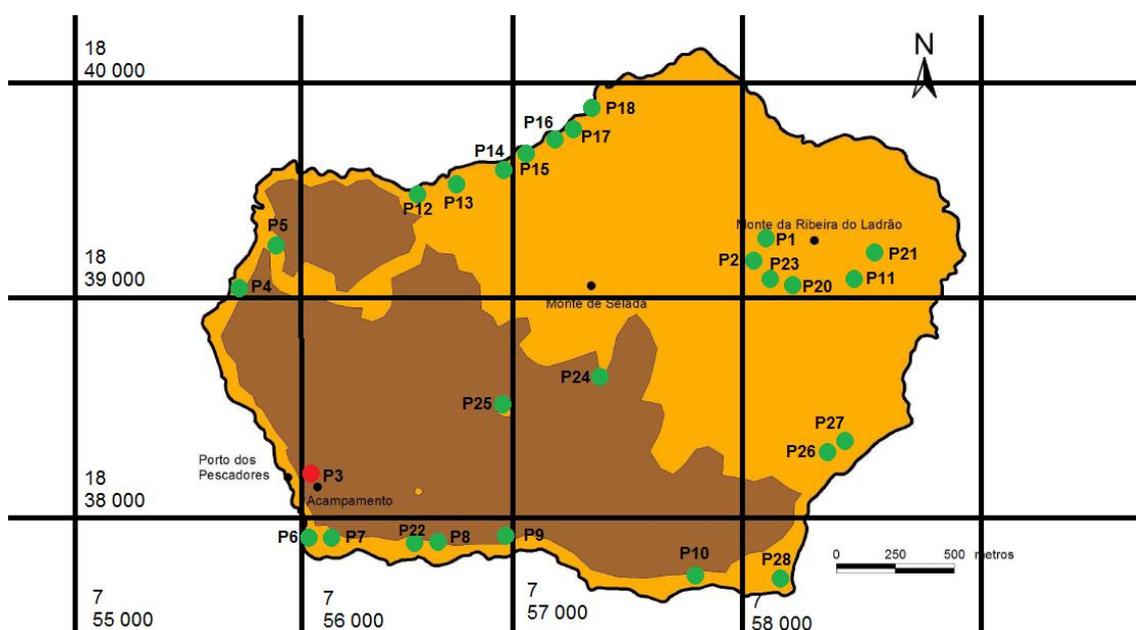


Figura 6. Representação das áreas de ocupação de colónias de *Calonectris edwardsii* a amarelo, e áreas desocupadas a castanho; com as coordenadas GPS para os 28 *plots* marcados. O ponto P3 encontra-se fora do seu local original por erro de marcação de coordenadas e por isso encontra-se marcado a vermelho (Fonte: Lecoq, 2009)

No caderno de campo foram marcadas as contagens, coordenadas UTM dos pontos, dia, mês, ano, a descrição do tipo de habitat, as espécies em foco (*Calonectris edwardsii* e *Bulweria bulwerii*) e presenças de crias, ovos ou progenitores. Inicialmente no mês de Agosto foi feito um esforço de marcação de ninhos das várias espécies encontradas ao longo das áreas de colónia com os marcadores de tinta, e no mês de Setembro, foi feita a marcação dos *plots*, contagem de ninhos previamente marcados e descrição de habitat até Novembro de 2013.

Descrição do Habitat

Para cada *plot*, foram medidas 5 variáveis ambientais (ver tabela 1): (1) Tipo de substrato, classificados como maioritariamente pertencente a um de quatro tipos: terra, cascalho, rochas, ou misto; (2) Número de rochas soltas grandes (entre 40 e 60 cm), consideradas como potenciais locais de nidificação de ambas espécies; (3) Número de rochas soltas pequenas (entre 15 e 39 cm), consideradas como potenciais locais de nidificação para joão preto; (4) Percentagem de vegetação; (5) Inclinação em graus.

Tabela 1- Variáveis independentes consideradas na análise da densidade de ninhos nos *plots* do ilhéu Raso.

Variável	Código	Descrição	Categorias
Tipo de substrato	TSUB	Terra, Cascalho, Rochas	1-4
Nº de Rochas Soltas Grandes	NRSG	1-10, 11-100, > 101	1-3
Nº de Rochas Soltas Pequenas	NRSP	1-10, 11-100, > 101	1-3
% Vegetação	PVEG	0-25, 26-50, 51-75, 76-100	1-4
Inclinação	INC	0-15, 16-30, 31-45	1-3

Análise de dados

Para fazer-se uma estimativa populacional de ambas espécies e estudar a influência das variáveis ambientais na densidade e distribuição de aves ao longo do ilhéu, utilizámos o método das regressões múltiplas.

Para a densidade de ninhos por cada 10m² (NN10m²) de cada *plot*, calculou-se primeiramente a área do círculo ($A = \pi \times r^2$) (Eq. 1) com raio 15 m.

Foram feitas transformações à variável (NN10m²) para variáveis de resposta binária para Ocorrências (OC), assumindo dois valores $Y_i = 0$ (ausência) e $Y_i = 1$ (presença) e Nível de Abundância (NAB), assumindo dois valores $Y_i = 1$ (Abundância < 0,10 ninhos/10m²) e $Y_i = 2$ (Abundância > 0,11 ninhos/10m²). Estas foram posteriormente testadas uma de cada vez, para ver qual daria melhores resultados nos modelos. A recolha dos dados das variáveis ambientais foi feita tanto no campo, como através das fotografias. Desta forma, também foram testadas estas variáveis obtidas pelas fotografias e no campo, de modo a perceber-se qual seria o melhor método de recolha. Para efetuar a análise estatística utilizámos o *software* SPSS Statistics v.17.0, a um nível de significância de $P \leq 0,05$.

Regressão Múltipla

Utilizou-se uma regressão linear múltipla (Cohen *et al.*, 2003; McDonald, 2014) para relacionar a densidade de ninhos ocupados em *plots* de 15m espalhados ao longo das colónias de reprodução de aves marinhas do ilhéu Raso com alguns fatores ambientais que poderiam influenciar essa densidade. Desta forma, foi modelada a influência de 5 variáveis independentes ou explicativas (Tabela 1) no número de ninhos por 10 m² (NN10m²; variável dependente ou de resposta) para *B. bulwerii*; para *C. edwardsii*, usámos o modelo logístico de níveis de abundância (NAB; variável dependente ou de resposta) para estimar quais as variáveis significativas, e no final voltou-se a correr o modelo com n° ninhos/ 10m² como variável de resposta para obter a densidade média a partir das variáveis que se mostraram significativas.

Em teoria, o modelo de regressão múltipla possui a seguinte forma:

$$Y = a + b_1X_1 + \dots + b_nX_n \quad (\text{Eq.2})$$

Sendo **a** uma constante, e **b1...bn** os coeficientes das variáveis independentes (**x1,...xn**), interpretando o efeito destas na variável dependente. No caso deste estudo, a equação adquire o seguinte aspeto:

$$Y = a + b_1X_1 + b_2X_2 + b_3X_3 + b_4X_4 + b_5X_5 \quad (\text{Eq. 3})$$

Após o estabelecimento da melhor variável dependente para cada espécie, utilizámos o procedimento de seleção de variáveis adicionando uma a uma (*forward selection*) do SPSS, para selecionar as melhores variáveis ambientais explicativas para introduzir no modelo, e obteve-se a equação quantificadora da densidade.

Estimativa da população reprodutora e extrapolação

Após o cálculo da densidade de ninhos locais de todos os *plots* e o estabelecimento das melhores variáveis de habitat preditivas, obteve-se então uma previsão da densidade de ninhos para cada combinação de variáveis (Opper *et al.*, 2014).

O tamanho populacional foi obtido executando uma extrapolação destas estimativas preditivas de densidade com a área onde foi realizada a contagem, neste caso definida como a área de habitat potencial de nidificação de *C. edwardsii* do ilhéu, estabelecida por Lecoq em 2009 (fig 6), e onde os pontos foram selecionados ao acaso. Para este cálculo usou-se a seguinte equação:

$$N = D \times A \quad (\text{Eq.4})$$

Sendo N o tamanho populacional, D a estimativa de densidade e A a área (Rivera-Milán *et al.*, 2005). Para o cálculo da área utilizámos o *Google Earth* para a construção de polígonos representativos das áreas de habitat potencial referido anteriormente, e o sítio de internet www.earthpoint.us para o cálculo das áreas. Partindo do princípio que a área total do ilhéu é de 5,76 km², a área do habitat potencial de cagarras é de 3,51 km² ou 351 ha, tendo esta sido usada para extrapolação e obtenção do tamanho populacional.

De forma a comparar dados de censos anteriores, utilizámos algumas das áreas pré-definidas por Lecoq em 2009 e 2010 de contagens de números de pares reprodutores, onde foram colocados os *plots*, e a partir dos resultados de densidade e estimativa populacional obtidos, estabeleceu-se uma comparação com os dados de Lecoq (2010).

Resultados

Obtivémos 209 deteções de ninhos ativos (49 *B. bulwerii* e 160 *C. edwardsii*) em 28 *plots* de contagem no ilhéu Raso em 2013 (área total monitorizada: $k\pi^2 = 28 \times 3,14 \times 15^2 = 19\,782 \text{ m}^2 / 10\,000 = 1,9782 \text{ ha}$) (Eq.5) (Rivera-Milán *et al.*, 2005), representando cerca de 0,56% da área total das colónias, com 35,7 % de ninhos de *B. bulwerii* e 92,8 % de ninhos de *C. edwardsii* nos *plots* em estudo. O maior número registado de ninhos em $706,5 \text{ m}^2$ foi de 17 e 19 para *C. edwardsii* e *B. bulwerii* respetivamente (Fig 7).

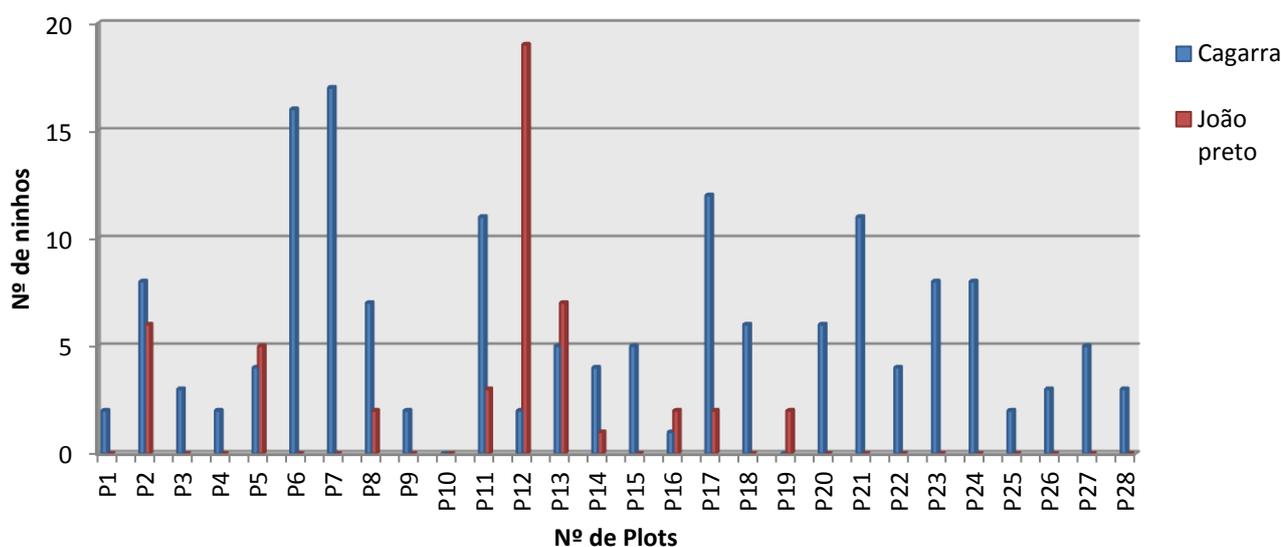


Figura 7. Gráfico de contagem de nº de ninhos de *Calonectris edwardsii* e *Bulweria bulwerii* por *plots*.

O melhor método de recolha recorrido revelou ser a partir do campo, sendo que as variáveis obtidas através de fotografias não se revelaram significativas ($p \leq 0,05$) perante a variável explicativa.

Bulweria bulwerii

Para a obtenção da regressão final obtiveram-se resultados de significância das variáveis através do método de *forward selection*, que descreveu as variáveis PVEG e NRSG como as variáveis mais significativas a explicar a variância do modelo. No primeiro modelo foi introduzida a variável independente PVEG com $R^2 = 0,237$ indicando que 23,7% da variável dependente consegue ser explicada pelo modelo contendo apenas esta variável ($F_{1,26} = 8,098$, $P = 0,009$). No segundo modelo, a inclusão da variável explicativa NRSG aumentou a capacidade explicativa do modelo (35,2%) e a

significância global do mesmo ($F_{2,25} = 6,791$, $P = 0,004$). A inclusão das variáveis número de rochas pequenas soltas, inclinação e tipo de substrato não melhorou significativamente a capacidade explicativa do modelo.

A equação obtida foi a seguinte:

$$\text{Densidade de } \textit{Bulweria bulwerii} = -0,041 + 0,020 * \text{NRSG} + 0,026 * \text{PVEG}$$

(Tabela 2) (Eq.5)

Tabela 2 – Coeficientes e estatística dos parâmetros selecionados no modelo final explicativo da densidade de *Bulweria bulwerii*. PVEG – Percentagem de vegetação. NRSG – Número de rochas soltas grandes.

Modelo final	Coeficientes		Estatística	
	β	SE	T	P
Constante	-0,041	0,020	-2,066	0,049
PVEG	0,026	0,008	3,172	0,004
NRSG	0,020	0,009	2,102	0,046

Portanto, com estes resultados obtivemos que a espécie *B. bulwerii* é mais abundante em zonas onde há presença de rochas soltas grandes, ou seja, em locais onde existam grandes desabamentos rochosos, tanto em ravinas costeiras como paredes rochosas encontradas no interior, e em zonas onde haja presença de vegetação, funcionando como cobertura das rochas e cavidades onde esta espécie ocorre.

Calonectris edwardsii

O mesmo método de *Forward selection* foi aplicado nos dados de cagarra, que somente introduziu a variável PVEG como explicativa de 37,4 % da variável dependente abundância de cagarra ($F_{1,26} = 4,233$, $P = 0,050$). A inclusão das quatro restantes variáveis não melhorou significativamente a capacidade explicativa do modelo.

A equação obtida foi:

$$\text{Densidade de } \textit{Calonectris edwardsii} = 0,060 + 0,011 * \text{PVEG (Tabela 3) (Eq.6)}$$

Tabela 3 – Coeficientes e estatística dos parâmetros selecionados no modelo final explicativo da densidade de *Calonectris edwardsii*. PVEG – Percentagem de vegetação.

Modelo final	Coeficientes		Estatística	
	β	SE	T	P
Constante	0,060	0,023	6,326	<0,000
PVEG	0,011	0,011	2,057	0,050

Com este resultado podemos concluir que, para o habitat nidificante de *C. edwardsii* são mais importantes zonas com vegetação. Esta característica poderá funcionar como uma forma de proteção contra as chuvas torrenciais, reduzindo a sua força e impedindo os desabamentos rochosos e a inundação do ninho que pode provocar a mortalidade das crias.

Estimativa Populacional de C. edwardsii e B. bulwerii

A densidade média de *C. edwardsii* no conjunto de *plots* da área de estudo foi de 0,0794 pares reprodutores 10m^{-2} , o que representa 79 pares reprodutores ha^{-1} (± 12 Erro Padrão). Substituindo os resultados na equação 4, e extrapolando para a área potencial de nidificação (~ 351 ha), ficou estabelecida uma estimativa média de 27 869 pares reprodutores (EP = 4233; IC 95% = 19 572 – 36 166) para o ilhéu Raso.

A densidade média de *B. bulwerii* (do conjunto de *plots*) foi de 0,0245 pares reprodutores 10m^{-2} , ou seja, 24 pares reprodutores ha^{-1} (± 10 Erro Padrão). Substituindo os resultados na equação 4, e extrapolando para a área potencial de nidificação (~ 351 ha), ficou estabelecida um tamanho populacional médio de 8 600 pares reprodutores (EP=3 583; IC 95% = 1 577 – 15 623).

Discussão

Estimativa populacional e possíveis causas de mortalidade

A estimação do tamanho populacional de cagaras e João Preto no Ilhéu Raso através da identificação e contagem de praticamente todos os ninhos (p.e. Ganadeiro *et al.* 2006) mostra-se muito complicada, tendo em conta a inacessibilidade de muitas zonas de falésia existentes no Ilhéu Raso. Como referido por Lecoq (2009), a maioria das áreas onde não foram detetadas nidificações de cagaras são aquelas mais acessíveis ao alcance humano, implicando que a maioria dos pares reprodutores se encontra em locais inacessíveis o que dificulta fortemente o uso deste método. Para que esta tentativa fosse possível, a necessidade de uma equipa grande de pessoas seria indispensável, assim como equipamento especializado em escaladas, etc (Lecoq, 2010). Por este motivo, a maioria das zonas selecionadas para os *plots*, são de fácil acesso, no entanto, algumas podem ser consideradas ravinas de baixa inclinação, possibilitando a chegada ao local e na tentativa de se aproximar o mais possível do habitat que ambas as espécies terão disponível nas áreas inacessíveis de falésia. O uso de gravações acústicas (Opperl *et al.*, 2014), também provou ser um método eficiente para a estimação do tamanho populacional, mas para esta área de estudo, como dito anteriormente, muitas das áreas da colónia não são acessíveis, e por causa da extensão das mesmas e da sua elevada densidade, poderia provocar uma sobrecarga nos algoritmos de deteção de chamamentos, se muitos fossem registados simultaneamente.

Segundo a BirdLife International (2004) a população reprodutora de João Preto está estimada em 7 000 – 9 000 pares reprodutores para os arquipélagos da Macaronésia, exceto para Cabo Verde. As únicas menções encontradas sobre o tamanho populacional desta espécie datam de 1994 e 1997 quando Hazevoet anota que o tamanho da população reprodutora total seria de 100 pares reprodutores nas ilhas de Cabo Verde. Nota-se desta forma que não existe qualquer censo recente feito para esta espécie nas ilhas, não sendo possível avaliar de forma precisa as mudanças populacionais ao longo do tempo, exceto afirmar que a população terá aumentado bastante desde as últimas tentativas de estimação populacional, com uma densidade de 24 pares reprodutores ha⁻¹, e um tamanho populacional estimado de 8 600 pares reprodutores só para o Ilhéu Raso. A dificuldade e falta de censos nesta espécie podem ser explicadas pelo seu pequeno porte, pela sua cor negra tornando mais difícil a sua visualização em terra durante a noite, e

pela quase total ausência de chamamentos quando em voo (Nunes & Vicente, 1998; Luzardo *et al.*, 2008). Alguns outros ninhos desta espécie podem também ser difíceis de descobrir porque as entradas são muitas vezes de pequena dimensão entre pedregulhos e com túneis labirínticos até chegar à câmara do ninho (Ramos *et al.*, 1997). Portanto, dados desta espécie são raros e dizem respeito maioritariamente a números de aves e cronologia de reprodução (Nunes, 2000).

Em 1988 -1993 estimou-se que o tamanho populacional de cagarras rondaria os 10 000 pares reprodutores em todo o arquipélago de Cabo Verde (Hazevoet, 1994, 1996, 1997; Nunes & Hazevoet, 2001; Horssen, 2005). No entanto, os ilhéus Branco e Raso englobariam a maioria da população de Cabo Verde, com uma estimativa de 5 000 – 7 500 pares feita neste mesmo período (Hazevoet, 1995; Birdlife International, 2009). No último censo levado a cabo por Lecoq em 2010, foram identificadas 70 áreas de reprodução de cagarras, onde foram contados 318 pares reprodutores, estimando-se a densidade populacional nestas áreas de 305,58 casais ha⁻¹. Neste trabalho, a densidade de pares reprodutores obtidos foi de 79 pares reprodutores ha⁻¹, com um tamanho populacional médio de 27 869 pares reprodutores só para o ilhéu Raso. Apesar desta estimativa populacional ser muito superior à reportada por Hazevoet (1994), há que ter em conta que a grande maioria de perdas de ovos de cagarras (*C. edwardsii* e *C. borealis*) acontece nas primeiras duas semanas da incubação (Maio a Julho) (Werner *et al.*, 2014), e portanto deverá haver uma clara subestimação da contagem de casais reprodutores na área de estudo. Para evitar possíveis enviesamentos nos dados, de futuro estas contagens deverão ser feitas na segunda semana de Junho, quando todos os reprodutores ativos já se encontrem a incubar o ovo (Ramos *et al.* 2003; Granadeiro *et al.*, 2006; Lecoq, 2010), o que não foi possível neste trabalho tendo em conta os constrangimentos ambientais no ano de 2013, impossibilitando a chegada e atracagem do barco no ilhéu antes de Agosto. O mesmo raciocínio se aplica na escolha da melhor época para estimar a população reprodutora de João Preto, sendo que o período de postura e incubação para esta espécie ocorre sensivelmente em Junho – Julho (Monteiro *et al.*, 1996a, 1996b).

No artigo de Newton (2003) explica-se que a dependência da densidade pode surgir através da competição por recursos alimentares, predação e parasitismo por agentes patogénicos. Por outro lado, aponta-se que as condições meteorológicas e outros fatores independentes da densidade, seriam de extrema importância para a limitação dos números animais.

Durante o trabalho de campo foi sempre possível verificar a ocorrência de alguma mortalidade de crias e adultos das duas espécies em questão, através da observação de carcaças ao longo das colônias. Esta mortalidade pode estar relacionada com fatores meteorológicos, como a chuva, que poderá provocar a morte do indivíduo por afogamento no próprio ninho, esmagamento pela queda de rochas, ou arrastamento para longe do ninho. No entanto, estas chuvas torrenciais parecem afetar apenas um número reduzido de juvenis, tendo provavelmente um impacto reduzido na população (Lecoq, 2010). Outro fator importante na mortalidade de crias é o mar do sul, que provoca o engrossamento e subida das águas do mar, com fortes correntes, e ondas de forte potencia que embatem contra as rochas. As aves mais prejudicadas por este fator são aquelas que utilizam rochas e cavidades junto à costa, nas áreas geralmente mais inacessíveis de ravinas, onde o impacto das ondas se faz sentir com maior intensidade. A título de exemplo, durante o trabalho de campo, foi encontrada uma cria de cagarra fora do ninho, com metade do corpo preso sob duas rochas que teriam sido movidas pela força do mar. Não se tendo encontrado o ninho de onde proviera, foi alimentada pela equipa até se ter tornado voadora e seguir em migração para se juntar aos seus congêneres no Atlântico Sul (González-Sólis *et al.*, 2007).

A predação poderia ser outro fator de mortalidade importante, sendo que as espécies de Procelariiformes são particularmente sensíveis a mudanças na mortalidade de adultos (Luzardo *et al.*, 2008). No entanto, as únicas espécies apontadas como predadores de pardelas são a subespécie de coruja-das-torres *Tyto alba detorta*, apesar da sua taxa de predação ser baixa e não afetar significativamente a população de aves marinhas e o lagarto gigante de Cabo Verde *Macrocincus coctei*, atualmente extinto nas ilhas desde o século XIX (Hazevoet, 1994). Outros possíveis predadores poderiam ser a águia-pesqueira *Pandion haliaetus*, o corvo *Corvus ruficollis* e a osga-gigante (*Tarentola gigas*) (Lecoq, 2010). No entanto, a primeira possui uma dieta especializada em peixes (Ontiveros, 2003; Siverio *et al.*, 2011) e portanto, se houver qualquer mortalidade provocada por esta espécie, será apenas de carácter competitivo por recursos alimentares. Mesmo assim, não é muito provável que os predadores naturais tenham um impacto significativo ao nível da dinâmica populacional da espécie, ao ponto de representarem uma ameaça à sua sobrevivência (Lecoq, 2010). É importante mencionar também a presença de outras espécies migradoras, que constituem predadores oportunistas e de carácter temporário de aves marinhas no ilhéu Raso, como por exemplo o moleiro-grande *Stercorarius skua*, tendo sido registado um possível

avistamento de um indivíduo desta espécie, durante os trabalhos de campo perto das colónias de alcatrazes no mês de Setembro. Outros avistamentos desta espécie têm sido registados pela equipa da Biosfera I, principalmente no mar à volta do ilhéu, em anos anteriores. É importante também referir a inexistência de espécies predadoras introduzidas no ilhéu até à data, o que afeta positivamente tanto as espécies de aves como de répteis, o que não acontece na maior ilha da Reserva (Santa Luzia), fortemente ameaçada pela presença de gatos assilvestrados (*Felis catus*) e ratos (*Mus musculus*). No entanto a maioria das carcaças encontradas não apresentaram sinais de predação e algumas vezes encontravam-se ainda no interior dos ninhos, o que torna a mortalidade por fatores meteorológicos e ambientais uma explicação mais plausível.

A mortalidade pela ação humana tem vindo a diminuir ao longo dos anos e com a presença da equipa da Biosfera I no local, juntamente com a sensibilização dos pescadores, pode-se considerar que recentemente a predação humana não seja um fator importante de mortalidade de cagarras no ilhéu Raso. No entanto, é de extrema importância referir que este fator afetou negativamente a população de cagarras e outras aves marinhas do ilhéu Raso ao longo dos anos, estimando-se a captura de cerca de 15 mil filhotes de cagarras anualmente (INIDA 2008), e não se conhecendo bem qual foi o impacto causado pelas inúmeras matanças (Lecoq, 2009).

As aves marinhas coloniais tendem a nidificar em colónias mistas, muitas vezes partilhando o local com grandes colónias de outras espécies (Schreiber & Burger 2001), e portanto os fatores sociais e físicos são importantes na seleção do local de nidificação (Ramos *et al.*, 1997). As colónias mistas de aves marinhas do ilhéu Raso são usualmente compostas por cagarras (*Calonectris edwardsii*), pedreiro (*Puffinus assimilis boydi*), João preto (*Bulweria bulwerii*), pedreirinho (*Oceanodroma castro*) e rabo-de-junco (*Phaethon aethereus*). Também é possível encontrar sobreposições de colónias de alcatraz (*Sula Leucogaster*) com cagarras e rabos-de-junco, embora estas duas últimas, não compitam com a primeira por locais de nidificação. As anteriores espécies de aves marinhas variam em tamanho e peso, e de certa forma, as suas épocas de reprodução encontram-se sobrepostas. Isto é, o uso do espaço e cavidades sobrepõe-se temporalmente de forma total (p.e. cagarra e João preto) ou parcial (cagarra e pedreiro). Para casos como estes, é importante estudar a competição que existe por locais de nidificação entre espécies, e como esta competição por espaço poderá afetar a comunidade reprodutora das diferentes espécies de aves marinhas (Ramos *et al.* 1997). Uma evidência da possível carência de cavidades de nidificação, é o facto da cavidade

nem sempre corresponder a uma única câmara, ou a um único casal nidificante. Encontra-se muitas vezes interligada a duas ou mais câmaras onde estão os ovos (Catry *et al.* 2011), e em muitos casos, nestas cavidades múltiplas encontram-se mais do que uma espécie. Outras cavidades que sejam muito profundas podem também conter sobreposição de espécies. Isto verificou-se muitas vezes, havendo sobreposições de ninhos de cagaras e rabos-de-junco (fig. 8). Embora não se tenha seguido estes casos de perto, existe forte probabilidade de que o sucesso reprodutor de uma ou ambas as espécies seja afetado, através da agressividade natural na defesa do espaço e da prol.



Figura 8 – Cavidade com ninho de *Phaethon aethereus* (primeiro plano) e *Calonectris edwardsii* (segundo plano).

Também os ovos encontrados abandonados dentro e fora dos ninhos poderão dever-se tanto a fatores de origem meteorológica ou predatória, como ser explicados pela competição entre espécies. Segundo trabalhos recentes (Ramos *et al.*, 1997; Paiva *et al.*, 2013; Werner *et al.*, 2014) os machos da espécie *Calonectris borealis* visitam repetidamente os ninhos (quase todas as noites) durante Abril – Maio (época de pré-postura) de forma a defender o seu ninho de conspécíficos e muitas vezes para escavar

ninhos de outras aves mais pequenas, enquanto as fêmeas passam mais tempo no mar a juntar recursos e nutrientes específicos para a produção do ovo.

Como comentado anteriormente, a existência de câmaras múltiplas dentro de uma única cavidade poderá causar uma contagem pouco precisa do número de ninhos se estas câmaras estiverem ocultas da entrada principal ou se forem muito profundas, impossibilitando a contagem de alguns ninhos. Noutras ocasiões, duas ou mais entradas estão interligadas num único ninho o que poderá implicar a contagem de um ninho extra inexistente (Granadeiro *et al.*, 2006; Catry *et al.*, 2011).

Todos estes fatores acima referidos podem causar a mortalidade e insucesso reprodutor destas espécies assim como a subestimação ou sobrestimação do tamanho populacional, e desta forma é importante que todos estes fatores considerados ao estimar o tamanho da população reprodutora.

Seleção de habitat de nidificação e contributos futuros

Apesar da imprecisa estimativa populacional, este trabalho permitiu determinar que áreas as duas espécies parecem selecionar para nidificar. Para ambas espécies verificámos que a percentagem de vegetação é importante nos locais de nidificação, principalmente para *B. bulwerii* pela sua preferência de nidificação em cavidades ou entre rochas cobertas por vegetação (Hazevoet, 1995; Svensson *et al.*, 2012). Também a presença de pedras soltas grandes pareceu ser selecionada pela espécie para escolha de local de nidificação, tendo sido encontrados maiores números de indivíduos em zonas com esta característica de habitat específica (Hazevoet, 1995).

Sugere-se ainda que, em estudos semelhantes futuros, se amplie o tamanho da amostragem, aumentando o número de *plots* de modo a estabelecer-se uma amostra que seja ainda mais representativa da área das colónias do ilhéu.

Apesar de apenas duas variáveis se mostrarem importantes na previsão das densidades destas espécies e seleção de habitats de nidificação, sugerimos a possibilidade de haver outras variáveis não consideradas nas análises, capazes de explicar a variância dos modelos e consequentemente serem relevantes na densidade e distribuição das espécies. Alguns exemplos de variáveis que poderão ser medidas em trabalhos semelhantes no futuro são, a altitude, sugerindo até que elevação seja possível encontrar ninhos; distância à costa, tendo em conta que as espécies podem ser encontradas tanto em zonas costeiras como em zonas interiores, verificando se existe alguma preferência nas

diferentes espécies; o quadrante dos ventos, tendo em conta que o ilhéu possui maioritariamente zonas de planícies, onde o vento terá uma influência maior, mas também zonas fechadas por cadeias de montes que poderão influenciar o habitat quanto à menor intensidade do vento. No entanto, talvez uma das variáveis mais importantes de se medir em trabalhos futuros, seriam características associadas ao tipo de cavidade potencial para nidificação de *C. edwardsii* (Catry *et al.*, 2003; Werner *et al.*, 2014) e *B. Bulwerii* (Ramos *et al.*, 1997), assim como para as outras espécies de aves marinhas nidificantes no Raso. Sendo que o ilhéu possui muitas cavidades, a maioria destas espécies, utiliza-as para nidificar. Isto seria uma proposta de trabalho futuro interessante, de forma a permitir relacionar o sucesso reprodutor das espécies com as características do ninho (Ramos *et al.*, 1997). Com as características do ninho ideal, seria possível construir-se ninhos artificiais para potenciar o aumento da população de ambas espécies e de outras, sendo que um bom ninho torna-se particularmente importante no aumento da aptidão dos indivíduos reprodutores, fornecendo proteção e um microclima ideal, especialmente para aves que nidificam em cavidades (Ramos *et al.*, 1997; Werner *et al.*, 2014). Tendo em conta que a competição por ninhos é comum nestas espécies, isto leva a crer que as aves reprodutoras de boa qualidade também ocupam ninhos que sejam de qualidade superior (Pearson *et al.*, 2005; Werner *et al.*, 2014). A partir desta informação, seria também possível verificar a ocorrência de competição intra- e inter-específica por locais de nidificação, quando muitas vezes isto é difícil de se verificar numa colónia onde os ninhos são muitas vezes profundos e de camaras múltiplas.

Segundo Ramos *et al* (1997), tendo a pressão de caça de *C. borealis* cessado para fins alimentares, o potencial aumento populacional desta ave de maior porte pode provocar uma maior pressão na competição por cavidades de nidificação com espécies mais pequenas. A possibilidade de usar estas características das cavidades ideais na construção de ninhos artificiais adaptados a cada espécie, por exemplo com entradas da cavidade de diferentes dimensões em materiais que não permitam alteração (p.e. cimento), deverá ser muito importante para potenciar o sucesso reprodutor de espécies de aves marinhas de pequeno e grande porte no ilhéu Raso. Na Berlenga (ilha na costa de Portugal continental) a construção de ninhos artificiais para *C. Borealis* potenciou de forma clara o aumento do efetivo reprodutor da espécie e sucesso na criação de filhotes (Lecoq *et al.*, 2010), em alguns ninhos apenas passados 2 anos da construção dos ninhos artificiais (VH Paiva comunicação pessoal, Setembro 25, 2014).

Outros estudos realizados com *C. borealis* também sugerem que o sucesso reprodutor da espécie está relacionado não só com as características do ninho mas também com o tamanho do ovo, indicando que os ovos maiores têm maior sucesso de eclosão (Ramos *et al.*, 1997, 2003). Estudos semelhantes com *C. edwardsii* podem ser executados com ninhos artificiais com características ideais de nidificação, também como uma forma de verificar a qualidade dos progenitores. Seriam igualmente importantes ações de reintrodução de cagarras na ilha de Santa Luzia, após a erradicação dos predadores introduzidos (gatos e ratos), de forma a garantir o sucesso reprodutor das primeiras aves introduzidas e locais de nidificação extra.

Considerações finais e perspectivas futuras

Os objetivos em geral foram alcançados, embora a densidade populacional de *C. edwardsii* e *B. bulwerii* possa estar subestimada. Os resultados são diferentes dos de Lecoq (2010) sendo que as densidades foram estimadas de acordo com as variáveis ambientais das quais dependem a densidade, mas ainda assim, é importante fazer-se uma nova estimativa no início de incubação de modo a ter-se em conta todo o insucesso de eclosão que ocorre durante este período, por enviesamentos dos dados através de ovos partidos não contabilizados. Em utilizações futuras, sugere-se uma contagem no início da incubação e um seguimento ou repetição da contagem no final, o que permite não só uma estimativa real do número de casais, como também permite quantificar o sucesso de eclosão. Sugere-se também que se aumente no número de plots de modo a obter uma amostra que seja ainda mais representativa das colónias.

Além do estudo de seleção de habitat de nidificação a meso-escala realizado, é importante fazer-se um a uma micro-escala/escala do ninho, medindo e estabelecendo as melhores características de um ninho ideal para reprodução das espécies, assim como foi feito em estudos anteriores com *C. borealis* nas Selvagens e Berlengas. Estes estudos poderão possibilitar a construção de ninhos artificiais os quais podem ser importantes em estudos de competição intra- e inter-específicas, sucesso reprodutor, qualidade de progenitores e na reintrodução de cagarras em Santa Luzia para potenciar o aumento da sua população, tendo em conta que esta espécie só nidifica nas ilhas de Cabo Verde.

Bibliografia

Branco JO, Barbieri E & Fracasso HAA (2007) Técnicas de pesquisa em aves marinhas. 219-235.

BirdLife International (2004) Birds in the European Union: a status assessment. Wageningen, The Netherlands: BirdLife International.

BirdLife International (2009) Species factsheet: *Calonectris edwardsii*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> em 25/09/2014.

Burger AE & Lawrence AD (2001) Census of Wedge-tailed Shearwaters *Puffinus pacificus* and Audubon's Shearwaters *P. lherminieri* on Cousin Island, Seychelles using call-playback. *Marine Ornithology* 29: 57–64.

Catry P, Campos A, Segurado P, Silva M & Strange I (2003) Population census and nesting habitat selection of thin-billed prion *Pachyptila belcheri* on New Island, Falkland Islands. *Polar Biology*. 26:202-207.

Cohen J, Cohen PC, West SG & Aiken LS (2003) Applied multiple regression/correlation analysis for the behavioral sciences (3rd Ed). Mahwah, NJ: Lawrence Erlbaum.

DGA (2009) Quarto Relatório do Estado de Biodiversidade em Cabo Verde, Direcção Geral do Ambiente, MAAP.

DGA (2010). DRAFT. Proposta do Plano de Gestão da Reserva Natural de Santa Luzia, Ilhéus Branco e Raso. Ministério do ambiente e do desenvolvimento e dos Recursos Marinhos, p167.

Duarte MC & Romeiras MM (2009) Encyclopedia of Islands. Vol. 2 de Encyclopedias of the Natural World Series. Eds. Rosemary G. Gillespie, David A. Clague. Edición ilustrada de Univ. of California Press, 1.074 pp.

Game ET, Grantham HS, Hobday AJ, Pressey RL, Lombard AT, Beckeley LE, Gjerde K, Bustamante R, Possingham HP & Richardson AJ (2009). "Pelagic protected areas: the missing dimension in ocean conservation." *Trends in Ecology & Evolution* 24(7): 360-369.

Gómez-Díaz E, Morris-Pocock JA, González-Solís J & McCoy KD (2012) Trans-oceanic host dispersal explains high seabird tick diversity on Cape Verde islands. *Biology Letters*, 8, 616-619.

Gonzalez-Solis J, Croxall JP, Oro D & Ruiz X (2007) Trans-equatorial migration and mixing in the wintering areas of a pelagic seabird. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5, 297 – 301.

Granadeiro JP, Dias MP, Rebelo R, Santos CD & Catry P (2006) Numbers and population of Cory's shearwater *Calonectris diomedea* at Selvagem Grande, Northeast Atlantic. *Waterbirds* 29 (1): 56-60.

Greene T (2012) Birds: complete counts – *plot* sampling (complete counts of a portion of a study area). Version 1.0. Department of Conservation Te Papa Atawhai.

Gregory RD, Gibbons DW & Donald PF (2004) Bird census and survey techniques. In: Sutherland WJ, Newton I *et* Green RE (eds.): *Bird Ecology and Conservation; a Handbook of Techniques*. Oxford University Press, Oxford: 17-56.

Hazevoet CJ (1994) Status and conservation of seabirds in the Cape Verde Islands. *BirdLife Conservation Series*, no.1: 279-293.

Hazevoet CJ (1995) The birds of the Cape Verde Islands. BOU Checklist 13. British Ornithologists' Union, Tring.

Hazevoet CJ, Fischer S & Deloison G (1996) Ornithological new from the Cape Verde Islands in 1995, including records of species new to the archipelago. *Bulletin Zoologisch Museum*, Vol. 15 No. 3.

Hazevoet CJ (1997) Notes on distribution, conservation, and taxonomy of birds of the Cape Verde Islands, including records of six species new to the archipelago. Bulletin Zoologisch Museum, Vol. 15 No. 13.

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

Kennedy M & Page RDM (2002) Seabird Supertree: Combining Partial Estimates of Procellariiform Phylogeny. The Auk 119 (1): 88-108.

Lecoq M (2009) Relatório sobre a ação de formação no ilhéu Raso (Cabo Verde) em Outubro de 2009. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves.

Lecoq M (2010) Relatório sobre a ação de formação e de monitorização no ilhéu Raso (Cabo Verde) em Julho de 2010. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves.

Lecoq M, Catry P & Granadeiro JP (2010) Population trends of Cory's Shearwaters *Calonectris diomedea borealis* breeding at Berlengas Islands, Portugal. Airo 20:36-41.

Lormée H, Delord K, Letournel B & Barbraud C (2012) Population Survey of Leache's Storm-Petrels Breeding at Grand Colombier Island, Saint-Pierre and Miquelon Archipelago. The Wilson Journal of Ornithology 124 (2): 245-252.

Luzardo J, López-Darias M, Suárez V, Calabuig P, García EA & Martín 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: 159-162.

Martínez-Abraín A (2003) Research applied to the conservation of seabirds breeding on islands of the western Mediterranean. Ph.D. thesis of the Biology Faculty. Barcelona: Department of Animal Biology - University of Barcelona.

Martins B & Rebelo F (2009) Erosão da paisagem em São Vicente e Santo Antão (Cabo Verde): O risco de desertificação. Territorium 16: 69-78.

McDonald JH (2014) Handbook of Biological Statistics (3rd ed.). Sparky House Publishing, Baltimore, Maryland.

Monteiro LR, Ramos JA, Furness RW & Del Nevo AJ (1996a). Movements, Morphology, Breeding, Molt, Diet and Feeding of Seabirds in the Azores. Colonial Waterbirds, 19(1): 82-97.

Monteiro LR, Ramos JA & Furness RW (1996b) Past and Present status and conservation of the seabirds breeding in the Azores archipelago. Biological Conservation 78: 319-328.

Newton I (2003) Population regulation in birds: is there anything new since David Lack? Avian Science Vol.3 No.: ISSN 1424-8743.

Nunes M (2000) New data on the bulwer's petrel (*Bulweria bulwvrii*) breeding biology in the Desertas Islands (Madeira Archipelago). Arquipélago. Life and Marine Sciences Supplement 2(Part A): 167-173.

Nunes M & Hazevoet CJ (2001) Aves marinhas ameaçadas em Cabo Verde. Pardela N°. 14.

Nunes M & Vicente L (1998) Breeding cycle and nestling growth of Bulwer's Petrel on the Desertas Islands, Portugal. Colonial Waterbirds 21: 198–204.

Ontiveros D (2003) Nesting distribution, food habits, and conservation of osprey on Boavita island (Archipelago of Cape Verde). J. Raptor Res. 37(1):67-70.

Oppel S, Hervías S, Oliveiro 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.

Paiva VH, Werner A, Geraldés P, Ramirez I, Garthe S & Ramos JA (2013) Overcoming difficult times: The behavioural resilience of a marine predator when facing environmental stochasticity. Marine Ecology Progress Series 486: 277-288.

Pastor OT, Correia MA, Delgado C & Monteiro R (2012) Proposta de Reclassificação e Delimitação da AMP de Santa Luzia, Ilhéus Branco e Raso. Instituto Nacional de Desenvolvimento das Pescas, São Vicente, Cabo Verde.

Pearson J, Nisbet IC & Ottinger MA (2005) Age related differences in nest defense in common terns: Relationship to other life-history parameters. *AGE* 27: 297-305.

Ramos JA, Monteiro LR, Solá E & Moniz Z (1997) Characteristics and competition for nest cavities in burrowing Procellariiformes. *The Condor* 99: 634-641.

Ramos JA, Moniz Z, Solá E & Monteiro LR (2003) Reproductive measures and chick provisioning of Cory's Shearwater *Calonectris diomedea borealis* in the Azores. *Bird Study* 50, 47-54.

Ramos R, Granadeiro JP, Rodríguez B, Navarro J, Paiva VH, Bécares J, Reyes-González JM, Fagundes I, Ruiz A, Arcos P, González-Solíz & Catry P (2013) Meta-population feeding grounds of Cory's shearwater in the subtropical Atlantic Ocean: implications for the definition of Marine Protected Areas based on tracking studies. *Diversity Distributions*, 19, 1284-1298.

Rodrigues IF (2014) Ecologia trófica/alimentar da Cagarra de Cabo Verde (*Calonectris edwardsii*) da População do Ilhéu Raso, Cabo Verde. Relatório de Estágio do Curso de Biologia Marinha e Pescas. Mindelo: Departamento de Engenharias e Ciências do Mar – Universidade de Cabo Verde.

Rodway MS & Lemon MJF (2011) Use of permanent plots to monitor trends in burrow-nesting seabird populations in British Columbia. *Marine Ornithology* 39: 243–253.

Russel JC & Le Corre M (2009) Introduced Mammal impacts on seabirds in the Îles Éparses, Western Indian Ocean. *Marine Ornithology* 37: 121-129.

Schreiber EA & Burger J (2001) *Biology of marine birds*. CRC Press, Boca Raton.

SEPA (2004) Livro Branco sobre o Estado do Ambiente em Cabo Verde. Ed. Secretariado Executivo para o Ambiente (SEPA), Ministério do Ambiente, Agricultura e Pescas. Direção Geral do Ambiente. República de Cabo Verde.

Silva MDNP (2005) Caracterização ambiental e proposta de gestão integrada para o litoral da cidade do Mindelo (S. Vicente – Cabo Verde). Tese de Mestrado. Caparica, Portugal: Universidade Nova de Lisboa.

Silva NG (2012) Estudo da Ecologia da osga gigante (*Tarentola gigas*) e da osga anã (*Tarentola raziana*) do Ilhéu Raso, Cabo Verde. Relatório de Estágio do Curso de Biologia Marinha e Pescas. Mindelo: Departamento de Engenharias e Ciências do Mar – Universidade de Cabo Verde.

Siverio M, Rodríguez B, Rodríguez A & Siverio (2011) Inter-insular variation of the diet of osprey *Pandion haliaetus* in the Canarian archipelago. *Wildlife Biology* 17: 240-247.

Soanes LM, Thomas RJ & Bolton M (2012) Evaluation of field and analytical methods for estimating the population size of burrow-nesting seabirds from playback surveys. *Bird Study*. DOI:10.1080/00063657.2012.695334

Steinkamp M, Peterjohn B, Byrd V, Carter H & Lowe R (2003) Breeding Season Survey Techniques for Seabirds and Colonial Waterbirds throughout North America. www.im.nbs.gov/cwb/manual/.

Svensson L, Mullarney K & Zetterström D (2012) Guia de Aves. (2ª ed.) Portugal: Assírio & Alvim.

Tavares E (2012) Cooperação Institucional e Gestão de Áreas Protegidas em Cabo Verde. Monografia de Licenciatura. Praia, Cabo Verde: Universidade Jean Piaget de Cabo Verde.

The IUCN Red List of threatened species (2014) *Calonectris edwardsii*. Acedido em Set. 6, 2014, em <http://www.iucnredlist.org/>

The IUCN Red List of threatened species (2014) *Bulweria bulwerii*. Acedido em Set. 6, 2014, em <http://www.iucnredlist.org/>

Wakeley JS (1987) Avian *Plot* Methods: Section 6.3.3, US Army Corps of Enginners Wildlife Resources Management Manual, Technical Report EL-87-6, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss.

Walsh PM, Halley DJ, Harris MP, del Nevo A, Sim IMW & Tasker ML (1995). Seabird monitoring handbook for Britain and Ireland. Published by JNCC / RSPB / ITE / Seabird Group, Peterborough.

Werner AC, Paiva VH & Ramos J (2014) On the “real estate market”: Individual quality and the foraging ecology of male Cory’s Shearwaters. *The Auk*, Ornithological Advances, Volume 131, pp. 265-274.