CARLOS ROBERTO ABRAHÃO

Estratégias para o manejo do teiú (*Salvator merianae* Duméril & Bibron, 1839), um lagarto invasor no arquipélago de Fernando de Noronha, PE, Brasil

São Paulo

2019

Estratégias para o manejo do teiú (*Salvator merianae* Duméril & Bibron, 1839), um lagarto invasor no arquipélago de Fernando de Noronha, PE, Brasil

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Epidemiologia Experimental Aplicada às Zoonoses da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecia da Universidade de São Paulo, para obtenção do título de Doutor em Ciências.

Departamento:

Medicina Veterinária Preventiva e Saúde Animal

Área de concentração:

Epidemiologia Experimental Aplicada às Zoonoses

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Augusto Dias

De acordo:

São Paulo

2019

Obs: A versão original encontra-se disponível na Biblioteca da FMVZ-USP

VERSÃO CORRIGIDA

DADOS INTERNACIONAIS DE CATALOGAÇÃO NA PUBLICAÇÃO

(Biblioteca Virginie Buff D'Ápice da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da Universidade de São Paulo)

T. 3769
FMVZ

Abrahão, Carlos Roberto

Estratégias para o manejo do teiú (*Salvator merianae* Duméril & Bibron, 1839), um lagarto invasor no arquipélago de Fernando de Noronha, PE, Brasil / Carlos Roberto Abrahão. – 2019.
124 f. : il.

Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo. Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia. Departamento de Medicina Veterinária Preventiva e Saúde Animal, São Paulo, 2019.

Programa de Pós-Graduação: Epidemiologia Experimental Aplicada às Zoonoses.

Área de concentração: Epidemiologia Experimental Aplicada às Zoonoses.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Augusto Dias.

1. Espécies invasoras. 2. Ilha. 3. Conservação. 4. Saúde única. 5. Répteis. I. Título.

Ficha catalográfica elaborada pela bibliotecária Maria Aparecida Laet, CRB 5673-8, da FMVZ/USP.

CERTIFICADO

Certificamos que o Projeto intitulado "Avaliação do impacto do teiú (*Tupinambis merianae*) na saúde e conservação da biodiversidade no Arquipélago de Fernando de Noronha", protocolado sob o CEUA nº 2724150515, sob a responsabilidade de **Ricardo Augusto Dias e equipe; Carlos Roberto Abrahão** - que envolve a produção, manutenção e/ou utilização de animais pertencentes ao filo Chordata, subfilo Vertebrata (exceto o homem), para fins de pesquisa científica (ou ensino) - encontra-se de acordo com os preceitos da Lei 11.794, de 8 de outubro de 2008, com o Decreto 6.899, de 15 de julho de 2009, com as normas editadas pelo Conselho Nacional de Controle da Experimentação Animal (CONCEA), e foi **aprovado** pela Comissão de Ética no Uso de Animais da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da Universidade de São Paulo (CEUA/FMZV) em reunião de 17/11/2015.

We certify that the proposal "Assessment of Teju (*Tupinambis merianae*) impact in health and biodiversity conservation in Fernando de Noronha Archipelago", utilizing 300 Reptiles (150 males and 150 females), protocol number CEUA 2724150515, under the responsibility of **Ricardo Augusto Dias and team; Carlos Roberto Abrahão** - which involves the production, maintenance and/or use of animals belonging to the phylum Chordata, subphylum Vertebrata (except human beings), for scientific research purposes (or teaching) - it's in accordance with Law 11.794, of October 8 2008, Decree 6899, of July 15, 2009, with the rules issued by the National Council for Control of Animal Experimentation (CONCEA), and was **approved** by the Ethic Committee on Animal Use of the School of Veterinary Medicine and Animal Science of São Paulo University (CEUA/FMZV) in the meeting of 11/17/2015.

Vigência da Proposta: de 10/2015 a 03/2019

Área: Medicina Veterinária Preventiva E Saúde Animal

Procedência: Animais oriundos de vida livre

Espécie: Réptil

Gênero: Machos

idade: 1

N: 150

Linhagem: 0

Peso: 1

Procedência: Animais oriundos de vida livre

Espécie: Réptil

Gênero: Fêmeas

idade: 1

N: 150

Linhagem: 0

Peso: 1

São Paulo, 30 de novembro de 2015

Prof. Dra. Denise Tabacchi Fantoni
Presidente da Comissão de Ética no Uso de Animais
Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia
Universidade de São Paulo

São Paulo, 20 de fevereiro de 2019

CEUA N [2724150515](#)

Ilmo(a). Sr(a).

Responsável: Ricardo Augusto Dias

Área: Medicina Veterinária Preventiva E Saúde Animal

Título da proposta: "Estratégias para o manejo do teiú (*Salvator merianae* Duméril & Bibron, 1839), um lagarto invasor no arquipélago de Fernando de Noronha, PE, Brasil".

Parecer Consubstanciado da Comissão de Ética no Uso de Animais FMVZ (ID 004348)

A Comissão de Ética no Uso de Animais da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da Universidade de São Paulo, no cumprimento das suas atribuições, analisou e **APROVOU** a Alteração do cadastro (versão de 21/janeiro/2019) da proposta acima referenciada.

Resumo apresentado pelo pesquisador: "Foi alterado apenas o título do projeto, visando melhor adequação aos resultados obtidos. O prazo final para depósito da tese será dia 09 de março de 2019. Todas as coletas já foram finalizadas."

Comentário da CEUA: "Solicitada alteração do título".

Profa. Dra. Anneliese de Souza Traldi

Presidente da Comissão de Ética no Uso de Animais

Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da Universidade
de São Paulo

Roseli da Costa Gomes

Secretária

Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da Universidade
de São Paulo

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 41682-3	Data da Emissão: 21/06/2016 19:39	Data para Revalidação*: 21/07/2017
* De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: PAULO ROGERIO MANGINI (CRMV-PR - 3347)	CPF: 720.944.949-34
Título do Projeto: Avaliação do impacto e manejo do teiú (Tupinambis merianae) no PARNAMAR e APA de Fernando de Noronha e suas consequências para a saúde e conservação da biodiversidade no arquipélago.	
Nome da Instituição : Inst. Bras. para Medicina da Conservação - Triade	CNPJ: 06.375.194/0001-96

Cronograma de atividades

#	Descrição da atividade	Início (mês/ano)	Fim (mês/ano)
1	Revisão de literatura e coleta de dados disponíveis sobre o teiú, mabuia e anfisbena área de estudo	04/2014	06/2018
2	Primeira saída a campo (JUL 2014): análise de paisagem, avaliação de métodos de captura, coleta de d	07/2014	08/2014
3	Segunda saída a campo (NOV 2014): coleta de dados e amostras	11/2014	12/2014
4	Redação de relatório com dados preliminares	11/2014	02/2015
5	Terceira saída a campo (JUL 2015): coleta de dados e amostras	07/2015	08/2015
6	Quarta saída a campo (NOV 2015): coleta de dados e amostras	11/2015	12/2015
7	Redação de relatório com dados preliminares	11/2015	01/2016
8	Quinta saída a campo (MAR 2016): coleta de dados e amostras	03/2016	04/2016
9	Sexta saída a campo (AGO 2016): coleta de dados e amostras	08/2016	08/2016
10	Redação de relatório com dados preliminares	09/2016	04/2017
11	Sétima saída a campo (MAR 2017): coleta de dados e amostras	03/2017	04/2017
12	Oitava saída a campo (OUT 2017): coleta de dados e amostras	10/2017	11/2017
13	Avaliação de dados finais, divulgação de resultados as UCs, workshop e reunião técnicas nas UCs.	11/2017	06/2018
14	Redação de relatório final com dados consolidados	11/2017	06/2018

Observações e ressalvas

1	As atividades de campo exercidas por pessoa natural ou jurídica estrangeira, em todo o território nacional, que impliquem o deslocamento de recursos humanos e materiais, tendo por objeto coletar dados, materiais, espécimes biológicos e minerais, peças integrantes da cultura nativa e cultura popular, presente e passada, obtidos por meio de recursos e técnicas que se destinem ao estudo, à difusão ou à pesquisa, estão sujeitas a autorização do Ministério de Ciência e Tecnologia.
2	Esta autorização NÃO exime o pesquisador titular e os membros de sua equipe da necessidade de obter as anuências previstas em outros instrumentos legais, bem como do consentimento do responsável pela área, pública ou privada, onde será realizada a atividade, inclusive do órgão gestor de terra indígena (FUNAI), da unidade de conservação estadual, distrital ou municipal, ou do proprietário, arrendatário, posseiro ou morador de área dentro dos limites de unidade de conservação federal cujo processo de regularização fundiária encontra-se em curso.
3	Este documento somente poderá ser utilizado para os fins previstos na Instrução Normativa ICMBio nº 03/2014 ou na Instrução Normativa ICMBio nº 10/2010, no que especifica esta Autorização, não podendo ser utilizado para fins comerciais, industriais ou esportivos. O material biológico coletado deverá ser utilizado para atividades científicas ou didáticas no âmbito do ensino superior.
4	A autorização para envio ao exterior de material biológico não consignado deverá ser requerida por meio do endereço eletrônico www.ibama.gov.br (Serviços on-line - Licença para importação ou exportação de flora e fauna - CITES e não CITES).
5	O titular de licença ou autorização e os membros da sua equipe deverão optar por métodos de coleta e instrumentos de captura direcionados, sempre que possível, ao grupo taxonômico de interesse, evitando a morte ou dano significativo a outros grupos; e empregar esforço de coleta ou captura que não comprometa a viabilidade de populações do grupo taxonômico de interesse em condição in situ.
6	O titular de autorização ou de licença permanente, assim como os membros de sua equipe, quando da violação da legislação vigente, ou quando da inadequação, omissão ou falsa descrição de informações relevantes que subsidiaram a expedição do ato, poderá, mediante decisão motivada, ter a autorização ou licença suspensa ou revogada pelo ICMBio, nos termos da legislação brasileira em vigor.
7	Este documento não dispensa o cumprimento da legislação que dispõe sobre acesso a componente do patrimônio genético existente no território nacional, na plataforma continental e na zona econômica exclusiva, ou ao conhecimento tradicional associado ao patrimônio genético, para fins de pesquisa científica, bioprospecção e desenvolvimento tecnológico. Veja maiores informações em www.mma.gov.br/cgen .
8	Em caso de pesquisa em UNIDADE DE CONSERVAÇÃO, o pesquisador titular desta autorização deverá contactar a administração da unidade a fim de CONFIRMAR AS DATAS das expedições, as condições para realização das coletas e de uso da infra-estrutura da unidade.

Outras ressalvas

Este documento (Autorização para atividades com finalidade científica) foi expedido com base na Instrução Normativa nº 03/2014. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 81446859

Página 1/5

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 41682-3	Data da Emissão: 21/06/2016 19:39	Data para Revalidação*: 21/07/2017
* De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: PAULO ROGERIO MANGINI (CRMV-PR - 3347)	CPF: 720.944.949-34
Título do Projeto: Avaliação do impacto e manejo do teiú (Tupinambis merianae) no PARNAMAR e APA de Fernando de Noronha e suas consequências para a saúde e conservação da biodiversidade no arquipélago.	
Nome da Instituição: Inst. Bras. para Medicina da Conservação - Triade	CNPJ: 06.375.194/0001-96

1	O responsável pela execução da pesquisa, quando em Fernando de Noronha, deverá fornecer a sede ICMBio/FN cronograma detalhado das ações de campo. As atividades de campo deverão ser acompanhadas por servidor indicado pela Coordenação de Manejo do PARNAMAR de Fernando de Noronha.
2	O pesquisador deverá procurar a chefia da APA para divulgação da pesquisa à comunidade de Fernando de Noronha com possível apresentação no auditório do Tamar-FN; O pesquisador deverá apresentar cronograma de atividades no escritório do ICMBio ao chegar em Fernando de Noronha; O pesquisador deverá encaminhar à APA de Fernando de Noronha cópia digital das publicações resultantes do Estudo.

Equipe

#	Nome	Função	CPF	Doc. Identidade	Nacionalidade
1	Ricardo Augusto Dias	Pesquisador	162.510.648-38	23428967-3 SSP-SP	Brasileira
2	Tatiane Micheletti Ribeiro Silva	Pesquisador / Aluno Doutorado	313.361.928-44	339815188 SSP-SP	Brasileira
3	CARLOS ROBERTO ABRAHAO	Pesquisador / Aluno Doutorado	027.552.659-30	70309432 SSP-PR	Brasileira
4	VINICIUS PERON DE OLIVEIRA GASPAROTTO	Pesquisador	352.232.208-89	426629620 SP-SSP-SP	Brasileira
5	Gabriel Prohaska Bighetti	Assistente	423.497.798-58	382297039 ssp-SP	Brasileira

Locais onde as atividades de campo serão executadas

#	Município	UF	Descrição do local	Tipo
1		PE	PARQUE NACIONAL MARINHO DE FERNANDO DE NORONHA	UC Federal
2		PE	ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DE FERNANDO DE NORONHA - ROCAS - SÃO PEDRO E SÃO PAULO	UC Federal

Atividades X Táxons

#	Atividade	Táxons
1	Captura de animais silvestres in situ	Tupinambis merianae, Hemidactylus mabouia, Trachylepis atlantica, Amphisbaena ridley
2	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Hemidactylus mabouia, Amphisbaena ridley, Tupinambis merianae, Trachylepis atlantica
3	Coleta/transporte de espécimes da fauna silvestre in situ	Amphisbaena ridley (*Qtde: 4), Hemidactylus mabouia (*Qtde: 20), Trachylepis atlantica (*Qtde: 20), Tupinambis merianae (*Qtde: 100)
4	Marcação de animais silvestres in situ	Tupinambis merianae

* Quantidade de indivíduos por espécie, por localidade ou unidade de conservação, a serem coletados durante um ano.

Material e métodos

1	Amostras biológicas (Répteis)	Animal encontrado morto ou partes (carcaça)/osso/pele, Ectoparasita, Sangue, Outras amostras biológicas (swab orofaríngeo e cloaca), Fragmento de tecido/órgão, Fezes, Regurgitação/conteúdo estomacal
2	Método de captura/coleta (Répteis)	Captura manual, Puçá, Armadilha tipo gaiola com atração por iscas ("Box Trap/Tomahawk/Sherman"), Funil trap
3	Método de marcação (Répteis)	Outros métodos de marcação (Corte de Escamas)

Este documento (Autorização para atividades com finalidade científica) foi expedido com base na Instrução Normativa nº 03/2014. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 81446859

Página 2/5

Ministério do Meio Ambiente - MMA
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio
Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 41682-3	Data da Emissão: 21/06/2016 19:39	Data para Revalidação*: 21/07/2017
* De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: PAULO ROGERIO MANGINI (CRMV-PR - 3347)	CPF: 720.944.949-34
Título do Projeto: Avaliação do impacto e manejo do teiú (Tupinambis merianae) no PARNAMAR e APA de Fernando de Noronha e suas consequências para a saúde e conservação da biodiversidade no arquipélago.	
Nome da Instituição : Inst. Bras. para Medicina da Conservação - Triade	CNPJ: 06.375.194/0001-96

Destino do material biológico coletado

#	Nome local destino	Tipo Destino
1	UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PE	coleção
2	UFRN - UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO G. NORTE	coleção
3	Inst. Bras. para Medicina da Conservação - Triade	

Este documento (Autorização para atividades com finalidade científica) foi expedido com base na Instrução Normativa nº 03/2014. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 81446859

Página 3/5

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 41682-3	Data da Emissão: 21/06/2016 19:39	Data para Revalidação*: 21/07/2017
* De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: PAULO ROGERIO MANGINI (CRMV-PR - 3347)	CPF: 720.944.949-34
Título do Projeto: Avaliação do impacto e manejo do teiú (Tupinambis merianae) no PARNAMAR e APA de Fernando de Noronha e suas consequências para a saúde e conservação da biodiversidade no arquipélago.	
Nome da Instituição : Inst. Bras. para Medicina da Conservação - Triade	CNPJ: 06.375.194/0001-96

Registro de coleta imprevista de material biológico

De acordo com a Instrução Normativa nº 03/2014, a coleta imprevista de material biológico ou de substrato não contemplado na autorização ou na licença permanente deverá ser anotada na mesma, em campo específico, por ocasião da coleta, devendo esta coleta imprevista ser comunicada por meio do relatório de atividades. O transporte do material biológico ou do substrato deverá ser acompanhado da autorização ou da licença permanente com a devida anotação. O material biológico coletado de forma imprevista, deverá ser destinado à instituição científica e, depositado, preferencialmente, em coleção biológica científica registrada no Cadastro Nacional de Coleções Biológicas (CCBIO).

Táxon*	Qtde.	Tipo de amostra	Qtde.	Data

Este documento (Autorização para atividades com finalidade científica) foi expedido com base na Instrução Normativa nº 03/2014. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 81446859

Página 4/5

Ministério do Meio Ambiente - MMA
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio
Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 41682-3	Data da Emissão: 21/06/2016 19:39	Data para Revalidação*: 21/07/2017
* De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: PAULO ROGERIO MANGINI (CRMV-PR - 3347)	CPF: 720.944.949-34
Título do Projeto: Avaliação do impacto e manejo do teiú (Tupinambis merianae) no PARNAMAR e APA de Fernando de Noronha e suas consequências para a saúde e conservação da biodiversidade no arquipélago.	
Nome da Instituição : Inst. Bras. para Medicina da Conservação - Triade	CNPJ: 06.375.194/0001-96

* Identificar o espécime no nível taxonômico possível.

Este documento (Autorização para atividades com finalidade científica) foi expedido com base na Instrução Normativa nº 03/2014. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 81446859

Página 5/5

FOLHA DE AVALIAÇÃO

Autor: ABRAHÃO, Carlos Roberto

Título: Estratégias para o manejo do teiú (*Salvator merianae* Duméril & Bibron, 1839), um lagarto invasor no arquipélago de Fernando de Noronha, PE, Brasil

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Epidemiologia Experimental Aplicada às Zoonoses da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecia da Universidade de São Paulo, para obtenção do título de Doutor em Ciências.

Data: ____/____/____

Banca Examinadora

Prof. Dr.: _____
Instituição: _____ Julgamento: _____

Prof. Dr.: _____
Instituição: _____ Julgamento: _____

Prof. Dr.: _____
Instituição: _____ Julgamento: _____

Prof. Dr.: _____
Instituição: _____ Julgamento: _____

Prof. Dr.: _____
Instituição: _____ Julgamento: _____

Dedico este trabalho a tudo o que viveu antes de mim, aos meus pais, avós e antepassados que tornaram meu ser possível.

À todas as vidas animais que deixaram e deixarão precocemente este mundo no meu tempo, sinto muito pelo meu saber e pelo pouco poder.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais Cristiane e Roberto, pela oportunidade de estudar e à minha tia Elza e avós Anna, Elias, Circe e Takeshi, pelo incentivo que sempre recebi.

Aos muitos mestres que tive ao longo da vida que entalharam os degraus que subi, em especial na UEL, no INPA, na UFG, no Butantan e na USP, onde me sinto em casa, mas também no mundo e no mato, onde sempre aprendi.

Aos amigos antigos e novos que me proporcionam paz ocasional, relativa sanidade e alguma vontade de seguir caminhando.

Ao pessoal de Noronha que foram importantes em todas as etapas deste trabalho e que fazem parte desta luta, alguns na ilha, outros espalhados pelo mundo.

Aos amigos que deixei do outro lado do mundo, mas que continuam por perto e com quem podem contar.

Aos amigos do RAN e do ICMBio que sempre me apoiaram, toleraram e as vezes até me escutaram. Continuem tendo paciência.

Ao meu caríssimo orientador, aos amigos, colegas e professores da família VPS, obrigado pela acolhida e pela confiança.

Obrigado:

Manô Anne Ramsey Borges, Vivian Mara Vilha Uhlig, Tati Micheletti, Thayná Jerê Mello, Carol Blefarinferno Batista, Sérgio Bogão Marques, Guto Panta Leão, Nathalia Melon Machado, Marinette Zanin, Carlota Nazaré Bantel, Rhaiza Raios Gama, Dani Forsaken Hänggi, Cecília Fujita, Camilia Fujita, Lorena Renatim Arthur Cintra, Lorena Fernandes, Tainah Guimarães, Jéssica Albuquerque de Orleans e Bragança, Geraldo Moura, Moacir Tinoco, Renato Bérnills, Francisco Kiko Franco, Lígia Amorin, Fábio Olmos, Selma Almeida, Alexandre Sampaio, Gabriela Marangon, Vera Ferreira Luz, Márcio Danoninho Martins, Bruno Ferreto, Zé Grisi, Marcos Bryan, Marcelo Labruna, Jean Carlos Ramos da Silva, Paulo Mangini, Vini Parasitose Gasparotto, Thali Sampaio, Patrícia Serafini, Kadu Verona, Ricardo Pescador Krul, Juliana Gaiotto, Dudu Macedo, Leandro Bugoni, Rafasurf Pinheiro, Cinthia Kato, Karen Bernal, Luisa Schneider, Luiza Sampaio, Jessika Mendes, Ste Tejim Cabib, Débora Gutierrez, Gabi Duarte, Flávia Ribeiro, Andrezinho Lopes, Nicolle Pagliari, Fabi, Lise Meirelles, Celine Philipp, Diego Salgueiro, Daniel Lomonaco, Luisa Evangelista, Ninha Santiago, Rock Lima, Edson (Pousada Boldró), Mirtes (Casa de Mirtes), Fabi Vilela, Vinícius Francês de Souza, Carla Ito, Rafael, Thaís Mendonça, Paula Pádua, Carol Marto, Ricardo Hurtado, Fernanda Queiroz, Flávia Queiroz, Gabriel Desfalece Prohaska, Juliana Pires, Dotô, Ananda Grejo, André Bezerra, Sása Camargo, Marcelinha Mello, Kátia bernal, João Paulo Barbosa, Neto, Zé Rodrigues, Daniela Mariani, Babalu, Dejanira, Traquizumba, Felipe Mendonça, Ayrton Klier Péres-Jr, Reuber Brandão, Felipe Toledo, Taran Grant, Diva Borges Nojosa, Miguel Trefaut Rodrigues, James Russell, Katherine Russell, Humberto Almeida, Ivan Campos, Joanelinha MiCasa Chagas, Melissa Beaudet, Juliana Fujita, Markus Gronwald, Julia Schmack, Marie Moinet, Maria Adelaida, Maya e Oliver Hoyos, Paul Reynolds, Evaylah Rozova, Shahista Nisa, Christian Schneider, Abi Wittmeyer, Sabrina Greening, Hedwich Oosterhof, Guilhem Morra, Matthieu Vignes, Lulu Jordan, Katja Isaksen, Jacqui Wairepo, Jéssica Fenker, Leonardo Tedeschi, Thiago Pires, Damien Esquerre, Lisângela Cassiano, Ricardo Araújo, Júlio, Rossana, José Martins, Lourival Dutra, Armando Santos, Sr. Wilson, Maneco, Tadeu, Barnabé, apoio em FN, fiscalização em FN, Danival Lopes, Luiza Moreno, Cássia Ikuta, Vanessa Rabaquim, Andrea Moreno, Priscilla Melville, Nilson Benites, Eleine Azai, Anaiá Paixão, Amanda Oliveira, Léia Maria, Camila Martins, Caio Vinícius, Sebastián Muñoz, Thiago Martins, Mariana Sebastiani, Herbert Soares, Hector Benatti, Márcio Chiacchio, Sérgio Vitaliano, Serena Migliore, Ricardo Apu Dias e perdão aos que esqueci.

"I don't know you yet, but I hate you already"

Richard Shine, 2017

(Perhaps about a brazilian invasive species on his lab for the first time)

RESUMO

ABRAHÃO, C. R. **Estratégias para o manejo do teiú (*Salvator merianae* Duméril & Bibron, 1839), um lagarto invasor no arquipélago de Fernando de Noronha, PE, Brasil.** 2019. 124 p. Tese (Doutorado em Ciências) - Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2019.

Fernando de Noronha é um arquipélago oceânico localizado a 345 km da costa brasileira, habitado desde o século XVII. Sua economia é baseada no turismo, que tem apresentado rápido crescimento nas últimas décadas. Este ecossistema único é reconhecido como Patrimônio Mundial pela Unesco e é um sítio Ramsar. Toda sua extensão terrestre e grande parte da área marinha ao seu redor é protegida por duas unidades de conservação federais, sob tutela do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Existem pelo menos 15 espécies de plantas e animais nativos oficialmente ameaçadas de extinção, algumas destas endêmicas do arquipélago. Dentre as 22 espécies de animais e plantas invasoras conhecidas em Fernando de Noronha, o teiú (*Salvator merianae*) constitui um grande risco à fauna nativa por ser um predador oportunista de grande porte. O potencial impacto do teiú é reconhecido e seu manejo é previsto pelas unidades de conservação do arquipélago. O teiú se encontra presente em altas densidades na ilha principal tendo sido também registrados indícios de sua presença ao menos na Ilha Rata. A densidade de teiús encontrada em Fernando de Noronha foi de $13,8 \pm 3,9$ animais por hectare em uma área não habitada e com vegetação relativamente preservada e de $4,0 \pm 1,1$ animais por hectare numa área pouco habitada. O número estimado de indivíduos atualmente vivendo na ilha principal variou entre 6.906 a 12.270 indivíduos adultos. A área de vida estimada foi de 10,5 (7,3-15,3) ha para ambos os sexos. A probabilidade de captura foi de $0,24 \pm 0,06$ animais/armadilha/dia na área, com 4 animais/ha, sendo influenciada pelo tamanho dos indivíduos. O teiú também constitui um potencial risco à saúde pública do arquipélago, por serem portadores da bactéria *Salmonella enterica*, isoladas em 56,9% dos animais capturados e em 70,5% dos pontos amostrados. Ao menos 15 sorotipos foram determinados por métodos moleculares para esta população. Para propor formas de manejar esta espécie em Fernando de Noronha, foram criados modelos de viabilidade populacional com diferentes cenários de manejo por 10 anos. Nos cenários sem manejo, a população de teiús não se extingue ao longo de 30 anos. O aumento das probabilidades de extinção é proporcional ao aumento da intensidade de manejo, tanto nos cenários que consideram a população de toda a ilha principal (A) quanto nos cenários que consideram parte desta população numa área de 214 ha (B). A remoção anual de 20% dos indivíduos adultos seria suficiente para gerar cenários de extinção da população. Com a remoção anual de 50% dos indivíduos adultos, a probabilidade de extinção seria de 54% e a média do tempo para a extinção estaria entre 5,2 e 5,4 anos de manejo, demonstrando que o controle desta espécie é possível em Fernando de Noronha, se os métodos de captura e esforço forem

adequados. O manejo em uma pequena área (C) de 2,14 ha poderia ser feito em apenas 13 dias utilizando-se 10 armadilhas. Na área B (que inclui a área C), o manejo de maior intensidade poderia ser realizado em 44 dias por ano, durante quatro anos, utilizando 258 armadilhas. As recomendações incluem o aumento gradativo da área manejada, o uso de manejo adaptativo, o envolvimento da sociedade e o sinergismo com outros esforços de manejo de espécies invasoras na área ambiental e de saúde pública. Este estudo fornece a base científica para um programa de manejo com objetivo de conservar a biodiversidade e de melhorar a saúde pública em Fernando de Noronha.

Palavras-chave: Espécie invasora; ilha, conservação, saúde única, répteis.

ABSTRACT

ABRAHÃO, C. R. **Strategies for the management of the tegu (*Salvator merianae* Duméril & Bibron, 1839), an invasive lizard in the archipelago of Fernando de Noronha, PE, Brazil.** 2019. 124 p. Tese (Doutorado em Ciências) - Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2019.

Fernando de Noronha is an oceanic archipelago placed 345 km off the Brazilian coast and inhabited since the 17th century. Its tourism-based economy is increasingly growing in the last decades. This unique ecosystem is recognized by Unesco as a World Heritage site and is also a Ramsar site. The whole terrestrial extension and a large marine area around the archipelago are protected by two federal protected areas, supervised by the Instituto Chico Mendes para Conservação da Biodiversidade. There are at least 15 species of native plants and animals officially endangered, some of them endemic to the archipelago. Among the 22 invasive species of plants and animals known to Fernando de Noronha, the tegu lizard (*Salvator merianae*) constitutes a great risk to native fauna as a large opportunistic predator. The potential impact of the tegu is recognized, and its management is predicted to the protected areas of the archipelago. This species achieves high densities on the main island and there is evidence of its presence at least on Rata Island. Densities found for FN were 13.8 ± 3.9 animals per hectare in an uninhabited area of preserved vegetation and 4.0 ± 1.1 animals per hectare in a sparsely populated area. Total numbers of animals for the main island ranges from 6,906 to 12,270 adults. The home range is 10.54 (7.3-15.3) hectares for both sexes. Capture probability is 0.24 ± 0.06 animals/trap/day in the area with 4.0 animals/ha, being influenced by the size of the individuals. The tegu also represents a potential public health risk for the archipelago, as carriers of the bacteria *Salmonella enterica*, isolated from 56.9% of the captured animals and found in 70.5% of the sampled spots. At least 15 serotypes were determined by molecular methods for this population. In order to propose management options for this species in FN, models of population viability were created with different scenarios of management over 10 years. In control scenarios, populations persist for over 30 years. Extinction probabilities increases with management intensity either in the scenarios considering the entire main island population (A) or part of the population from an area of 214 ha (B). Removal of 20% of adults yearly should be enough to generate extinction scenarios. The yearly removal of 50% of adults leads to a probability of extinction should be of 54% in an extinction mean time of 5.2 to 5.4 years of management. This demonstrates the possibility of control of the species in Fernando de Noronha if effort and methods are appropriate. Management in a smaller area (C) of 2.14 ha could be done in only 13 days using 10 traps. The highest intensity management to the area B (including area C), could be done in 44 days per year, for 4 years, using 258 traps. The recommendations include gradual increment of the managed area, the use of adaptive

management strategies, community involvement and synergism with other environmental and public health efforts on invasive species. This work provides scientific basis for a management program to conserve biodiversity and improve public health in Fernando de Noronha.

Keywords: Invasive specie, island, conservation, one health, reptiles.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	22
1.1. REFERÊNCIAS	25
2. CAPÍTULO 1	30
2.1. RESUMO	31
2.2. ABSTRACT	31
2.3. INTRODUÇÃO.....	33
2.3.1. Fernando de Noronha.....	34
2.3.2. Lagarto Teiú.....	35
2.4. MÉTODOS	37
2.4.1. Áreas de estudo.....	37
2.4.2. Captura – Marcação - Recaptura.....	38
2.4.3. Censo em transecto linear	40
2.4.4. Checagem de ilhas secundárias	41
2.5. RESULTADOS	41
2.5.1. Área de uso e probabilidade de captura	41
2.5.2. Área de vida.....	43
2.5.3. Densidade, atividade e abundância	43
2.5.4. Dados biométricos	44
2.5.5. Ilhas secundárias	45
2.6. DISCUSSÃO.....	45
2.6.1. Área de uso, probabilidade de captura e atividade	45
2.6.2. Área de vida.....	47
2.6.3. Densidade e abundância	48

2.6.4. Parâmetros populacionais.....	50
2.7. CONCLUSÃO.....	51
2.8. AGRADECIMENTOS.....	52
2.9. REFERÊNCIAS	52
3. CAPÍTULO 2.....	61
3.1. RESUMO	62
3.2. ABSTRACT	63
3.3. INTRODUÇÃO.....	64
3.4. MÉTODOS	66
3.4.1. Amostragem.....	66
3.4.2. Isolamento bacteriano.....	67
3.4.3. Identificação molecular de Salmonella.....	67
3.4.4. Sorotipagem.....	68
3.4.5. Tipagem molecular	68
3.4.6. Análise estatística	68
3.5. RESULTADOS	68
3.6. DISCUSSÃO	72
3.7. CONCLUSÃO.....	75
3.8. AGRADECIMENTOS.....	76
3.9. REFERÊNCIAS	76
3.10. APÊNDICES	81
4. CAPÍTULO 3.....	85
4.1. RESUMO	86
4.2. ABSTRACT	87
4.3. INTRODUÇÃO.....	88

4.4. MÉTODOS	91
4.4.1. Área de estudo.....	91
4.4.2. Análise de Viabilidade Populacional	92
4.4.3. Esforço de captura.....	95
4.5. RESULTADOS	97
4.5.1. Análise de Viabilidade Populacional	97
4.5.2. Esforço de captura.....	101
4.6. DISCUSSÃO	102
4.6.1. Análise de viabilidade populacional	102
4.6.2 Esforço de captura.....	107
4.7. RECOMENDAÇÕES GERAIS.....	109
4.8. AGRADECIMENTOS.....	111
4.9. REFERÊNCIAS	112
4.10. APÊNDICES	119
5. CONCLUSÃO GERAL	121

1. INTRODUÇÃO GERAL

A introdução de espécies invasoras está entre as principais causas de perda de biodiversidade no mundo, sendo a principal causa de extinção de aves e de anfíbios, a segunda maior de peixes e mamíferos, causando também grande impacto sobre as populações de répteis (VITOUSEK et al., 1997; CLAVERO; GARCIA-BERTHOU, 2005; KRAUS, 2009; MCGEOCH et al., 2010; DOHERTY, et al., 2016). Além da predação e da competição direta com as espécies nativas, a hibridização e a introdução de patógenos também figuram entre os impactos causados pelas espécies invasoras (MANCHESTER; BULLOCK, 2000; CROWL, 2008; POWELL et al., 2011; YOUNG, 2017). Dentre estes problemas, os riscos à saúde pública, à cultura, bem-estar e à economia geralmente são subestimados (PIMENTEL; ZUNIGA; MORRISON, 2005; DIAZ et al., 2006; CROWL et al., 2008; RUSSELL et al., 2017). Estes impactos indiretos são geralmente difíceis de se observar, mas compreender sua extensão pode ser crucial para o manejo das espécies invasoras (HULME, 2003; RUSSELL et al., 2017; O'HANLON et al., 2018). Portanto, entender a ecologia e a biologia populacional das espécies invasoras nos ambientes invadidos é importante para determinar quais os mecanismos de ação que podem ser usados para o controle, mitigação ou erradicação destas espécies, minimizando o seu impacto sobre as espécies nativas (SAKAI et al., 2001; HULME, 2003; KRAUS, 2009, ROCHA; BERGALLO; MAZZONI, 2011).

As espécies invasoras representam atualmente mais de dois por cento da fauna de vertebrados não marinhos do Brasil (ROCHA; BERGALLO; MAZZONI, 2011) e apesar da introdução de espécies exóticas ser proibida no país sem autorização específica (decretos 6514 e 6686 de 2008), o número de espécies introduzidas continua crescendo rapidamente (FORTI et al. 2017). As espécies invasoras vêm recebendo crescente atenção nos últimos anos (SAMPAIO; SCHMIDT, 2013; ZENNI; DECHOUM; ZILLER, 2016), apenas em unidades de conservação federais foram contabilizadas 348 espécies invasoras não-nativas, sem considerar as espécies invasoras alóctones, de origem brasileira (SAMPAIO; SCHMIDT, 2013). Algumas destas espécies vieram junto com os primeiros humanos que pisaram nas Américas como o cão doméstico (*Canis lupus familiaris*) e outras estão estabelecidas desde a época da colonização, como o rato-doméstico (*Rattus rattus*), o pombo-doméstico (*Columba livia*) e a maioria dos animais de produção (MARIANTE; CAVALCANTE, 2006). Espécies de interesse comercial como a rã-touro (*Rana catesbeiana*), a tilápia (*Tilapia spp.*) e o javali-europeu (*Sus scrofa scrofa*) foram trazidos em épocas mais recentes para fins comerciais e posteriormente foram acidentalmente introduzidos em diversas regiões do Brasil, onde causam forte impacto sobre as espécies nativas (FONSECA; BOTH; CECHIN, 2019; MMA, 2016; MMA; MAPA, 2017). Em poucos casos a introdução incidental pode ser traçada através dos registros históricos em coleções, como é o caso da lagartixa (*Hemidactylus mabouia*) que foi introduzida provavelmente na década de 40 e

hoje pode ser encontrada em pelo menos 15 estados brasileiros (ROCHA; ANJOS; BERGALLO, 2011).

Os répteis estão entre os vertebrados que trazem a maior dificuldade de controle após a introdução (KRAUS, 2009; CHAPPLE; REARDON; PEACE, 2016). A adaptabilidade e resiliência deste grupo, responsáveis pela sua existência por mais de 200 milhões de anos, também possibilitam que sejam bem-sucedidos nos mais diferentes ambientes do mundo, com exceção dos polos (CLOUDSLEY-THOMPSON, 1999). Esta adaptabilidade também favorece a capacidade dos répteis se tornarem invasores, mesmo em ecossistemas complexos (KRAUS, 2009; EALES; THORPE; MALHOTRA, 2010; ENGEMAN et al., 2011).

Muitos membros dos Squamata também são conhecidos reservatórios da bactéria *Salmonella*, que pode ser patogênica para aves e mamíferos e tem potencial zoonótico, especialmente para crianças, idosos e imunossuprimidos (CORRENTE et al., 2006; FORNAZARI; TEIXEIRA, 2009). A presença ou aumento da prevalência desta bactéria é de grande importância para a Saúde Pública e também para a fauna nativa, uma vez que existem relatos de mortalidade de aves relacionada à *Salmonella* (KIKILLUS; GARTRELL; MOTION, 2011). Portanto, o manejo das espécies invasoras pode trazer benefícios tanto para a manutenção da biodiversidade quanto para a Saúde Pública (DE WIT et al., 2017).

As ilhas estão entre os ambientes mais sensíveis às invasões biológicas, pois estes ecossistemas simplificados facilitam o processo de invasão (SIMBERLOFF, 2000; SAKAI et al., 2001; MELBOURNE et al., 2007). Apesar de representarem apenas 5% da área, as ilhas contêm mais de 15% da biodiversidade terrestre no planeta (TERSHEY et al., 2015). Nestes ambientes, as espécies nativas têm importante papel na manutenção do equilíbrio ecológico (SIMBERLOFF, 2000), mas algumas delas não possuem características evolutivas que permitam, por exemplo, reconhecer e evitar os predadores (VITOUSEK, 1988; SIMBERLOFF, 2000; TERSHEY et al., 2015), sendo particularmente suscetíveis às espécies invasoras.

Fernando de Noronha (FN) é um arquipélago oceânico de origem vulcânica, que está próximo à linha do equador e à 345 km da costa brasileira. Considerado um sítio Ramsar e patrimônio mundial da humanidade pela Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO), sua área terrestre é dividida entre duas unidades de conservação federais (UC), um parque nacional marinho (PARNAMAR) e uma área de proteção ambiental (APA), ambas sob a tutela do Núcleo de Gestão Integrada (NGI) do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) em Fernando de Noronha. O governo do Estado de Pernambuco é o responsável pela gestão territorial política e social do arquipélago, que é constituído por 21 ilhas e ilhotas sendo que apenas a ilha principal, que leva o nome de Fernando de Noronha, é habitada desde o século XVII. Sua economia é voltada para o turismo, que vem

crescendo nas últimas décadas. Esta é a ilha brasileira com maior número de espécies endêmicas e também com o maior número de espécies invasoras (SERAFINI; FRANÇA; ANDRIGUETTO-FILHO, 2010; MELLO; ADALARDO DE OLIVEIRA, 2016).

Diversas espécies de aves, tartarugas marinhas e répteis habitam e se reproduzem no arquipélago, sendo que o único mamífero endêmico de FN, o rato-de-Noronha (*Noronhomys vespucci*), já estava extinto quando descrito pela ciência, em 1999 (CARLETON; OLSON, 1999). Ao menos nove espécies de aves, três de quelônios, duas de aracnídeos e uma de crustáceo, que ocorrem em FN se encontram nacionalmente ameaçadas (ICMBio/MMA, 2018). Ao mesmo tempo, pelo menos 22 espécies de plantas e animais invasores são registradas no arquipélago (SAMPAIO; SCHMIDT, 2013; DIAS et al., 2017; RUSSELL et al., 2018), dentre elas o lagarto teiú que foi deliberadamente introduzido em FN, provavelmente no início do século XX (SANTOS, 1950).

O teiú (*Salvator merianae* Duméril & Bibron, 1839, sin. *Tupinambis merianae*) é a maior espécie de lagarto das Américas e amplamente distribuído por toda a América do Sul (DUMÉRIL; BIBRON, 1839; VANZOLINI; RAMOS-COSTA; VITT, 1980). A plasticidade ecológica deste predador oportunista o torna um problema grave em locais onde foi introduzido (ENGEMAN et al., 2011; PERNAS et al., 2012; MAZZOTTI et al., 2014). Atualmente, o teiú se encontra estabelecido no arquipélago, sendo comumente avistado em toda a ilha principal (OREN, 1984; RAMALHO et al., 2009). Foram descritas ameaças do teiú à fauna nativa de FN para a tartaruga verde (*Chelonia midas*) e para o lagarto de noronha (*Trachylepis atlantica*) (SILVA JR; PÉREZ JR; SAZIMA, 2005), mas seguramente as ameaças não se restringem a estas espécies e afetam também outros grupos, como plantas e invertebrados.

Apesar de ser evidente que o manejo do teiú seja necessário em FN, ações sem planejamento ou monitoramento adequado podem ser piores que a estratégia de não se fazer nada (CAMPBELL; HARPER; ALGAR, 2011). Quando os recursos são escassos, todo esforço para melhorar a efetividade do manejo e diminuir seus custos é válido (DOHERTY; RITCHIE; BODE, 2017). As estratégias de manejo devem ser planejadas e implementadas visando objetivos claros e segundo informações atuais, de forma a aumentar as probabilidades de sucesso e evitar esforços improfícuos (LEUNG et al., 2002; KRAUS, 2009).

A erradicação de uma espécie invasora é geralmente a opção mais viável do ponto de vista econômico e preferível do ponto de vista da conservação (BOMFORD; O'BRIEN, 1995; CLOUT; VEITCH, 2002). Esta estratégia costuma ser factível nos estágios iniciais de uma invasão, antes da população se estabelecer e alcançar uma distribuição ampla (SAKAI et al., 2001; KRAUS, 2009). Uma vez estabelecida, as estratégias de controle tornam-se uma opção mais realista, especialmente no caso dos répteis (KRAUS, 2009; CHAPPLE; REARDON; PEACE, 2016)

As ferramentas de modelagem populacional podem ser grandes aliadas no planejamento de ações de manejo das espécies invasoras. Predições realistas permitem avaliar o melhor momento e forma de se intervir em uma população para que esta seja erradicada ou atinja os níveis ideais de controle (SAKAI et al., 2001; BYERS et al., 2002; ANDERSEN et al., 2004). A análise de viabilidade populacional (AVP) possibilita a criação de modelos que consideram intervenções em uma determinada população e podem evidenciar quais os parâmetros são mais importantes nesta dinâmica populacional, resultando em diferentes probabilidades de extinção ao longo do tempo (LINDENMAYER et al., 1995; ANDERSEN et al., 2004).

Com base nesse cenário, o primeiro capítulo desta tese traz informações atuais sobre o tamanho e a estrutura da população de teiús em FN, necessárias para o planejamento do manejo desta espécie invasora. O segundo capítulo aborda a prevalência e sorotipos da bactéria *Salmonella enterica*, evidenciando o potencial risco sanitário do teiú em FN e traz recomendações para que seu manejo não seja feito somente sob a perspectiva da conservação da biodiversidade, mas também, da saúde dos habitantes e visitantes da ilha. Por fim, no terceiro capítulo foram analisados os dados populacionais obtidos no primeiro capítulo com base em modelos de viabilidade populacional e onde foram elaboradas predições sob diferentes opções de manejo do teiú em FN. Traz também recomendações aos gestores públicos, moradores e tomadores de decisão deste importante arquipélago brasileiro, para que o manejo desta espécie seja iniciado com a devida urgência, bem como seja dada maior atenção à prevenção da introdução de outras espécies invasoras e ao manejo das demais estabelecidas no arquipélago.

1.1. Referências

ANDERSEN, M. C. et al. Risk analysis for invasive species: General framework and research needs. **Risk Analysis**, v. 24, n. 4, p. 893–900, 2004.

BOMFORD, M.; O'BRIEN, P. Eradication or control for vertebrate pests? **Wildlife Society Bulletin**, v. 23, n. 2, p. 249–255, 1995.

BYERS, J. E. et al. Directing research to reduce the impacts of nonindigenous species. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 630–640, 2002.

CAMPBELL, K.; HARPER, G.; ALGAR, D. Review of feral cat eradications on islands. Em: **Island invasives: eradication and management**. Veitch, C.R; Clout, M. N.; Towns, D. (eds). p. 37–46, 2011.

CARLETON, M. D.; OLSON, S. L. Amerigo Vespucci and the rat of Fernando de Noronha: a new genus and species of Rodentia (Muridae, Sigmodontinae) from a volcanic island off Brazil's continental shelf. **American Museum Novitates**, v. 3256, p. 59, 1999.

CHAPPLE, D. G.; REARDON, J. T.; PEACE, J. E. Origin, spread and biology of the invasive plague skink (*Lampropholis delicata*) in New Zealand. In: CHAPPLE, D. G. (Ed.). **New Zealand Lizards**. [s.l.] Springer International Publishing. p. 341–359, 2016.

CLAVERO, M.; GARCIA-BERTHOU, E. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 20, n. 3, p. 110–110, 2005.

CLOUDSLEY-THOMPSON, J. L. **The Diversity of Amphibians and Reptiles**. Berlin: Springer Berlin Heidelberg, 1999.

CLOUT, M. N.; VEITCH, C. R. **Turning the tide of biological invasion: the potential for eradicating invasive species**. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, p. 1–3, 2002.

CORRENTE, M. et al. Reptile-associated Salmonellosis in man, Italy. **Emerging Infectious Diseases**, v. 12, n. 2, p. 358–329, 2006.

CROWL, T. A. et al. The spread of invasive species and infectious disease as drivers of ecosystem change. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 5, p. 238–246, 2008.

DE WIT, L. A. et al. Estimating burdens of neglected tropical zoonotic diseases on islands with introduced mammals. **The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, v. 96, n. 3, p. 16-0573, 2017.

DIAS, R. A. et al. Prospects for domestic and feral cat management on an inhabited tropical island. **Biological Invasions**, v. 19, n. 8, p. 2339–2353, 2017.

DÍAZ, S. et al. Biodiversity loss threatens human well-being. **PLoS Biology**, v. 4, n. 8, p. e277, 2006.

DOHERTY, T. S. et al. Invasive predators and global biodiversity loss. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 113, n. 40, p. 11261–11265, 2016.

DOHERTY, T. S.; RITCHIE, E. G.; BODE, M. Stop jumping the gun: a call for evidence-based invasive predator management. **Conservation Letters**, v. 10, n. 1, p. 15–22, 2017.

DUMÉRIL, A. M. C.; BIBRON, G. **Erpétologie générale ou Histoire naturelle complète des reptiles**. Paris: Roret, 1839.

EALES, J.; THORPE, R. S.; MALHOTRA, A. Colonization history and genetic diversity: adaptive potential in early stage invasions. **Molecular Ecology**, v. 19, n. 14, p. 2858–2869, 2010.

ENGEMAN, R. et al. The aggressive invasion of exotic reptiles in Florida with a focus on prominent species: A review. **Current Zoology**, v. 57, n. 5, p. 599–612, 2011.

FONSECA, É.; BOTH, C.; CECHIN, S. Z. Introduction pathways and socio-economic variables drive the distribution of alien amphibians and reptiles in a megadiverse country. **Biodiversity Research**, n. February, p. 1–12, 2019.

FORNAZARI, F.; TEIXEIRA, C. R. Salmonelose em répteis: Aspectos epidemiológicos, clínicos e zoonóticos. **Veterinária e Zootecnia**, v. 16, n. 1, p. 19–25, 2009.

- FORTI, L. R. et al. Perspectives on invasive amphibians in Brazil. **PLoS ONE**, v. 12, n. 9, p. 1–22, 2017.
- HULME, P. E. Biological invasions: winning the science battles but losing the conservation war? **Oryx**, v. 37, n. 2, p. 178–193, 2003.
- ICMBIO/MMA. **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. Brasília: MMA, 2018.
- KIKILLUS, K.; GARTRELL, B.; MOTION, E. Prevalence of *Salmonella* spp., and serovars isolated from captive exotic reptiles in New Zealand. **New Zealand Veterinary Journal**, v. 59, n. 4, p. 174–178, 2011.
- KRAUS, F. **Alien Reptiles and Amphibians A Scientific Compendium and Analysis**. Springer, 2009.
- LEUNG, B. et al. An ounce of prevention or a pound of cure: bioeconomic risk analysis of invasive species. **Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, v. 269, n. 1508, p. 2407–2413, 2002.
- LINDENMAYER, D. B. et al. A review of the generic computer programs ALEX, RAMAS/space and VORTEX for modelling the viability of wildlife metapopulations. **Ecological Modelling**, v. 82, n. 2, p. 161–174, 1995.
- MANCHESTER, S. J.; BULLOCK, J. M. The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. **Journal of Applied Ecology**, v. 37, n. 5, p. 845–864, 2000.
- MARIANTE, A. da S.; CAVALCANTE, N. **Animais do descobrimento: raças domésticas da história do Brasil**. 2nd. ed. Brasília: EMBRAPA, 2006.
- MMA. **Espécies Exóticas Invasoras de Águas Continentais no Brasil**. Brasília: MMA, 2016.
- MMA; MAPA. **Plano nacional de prevenção, controle e monitoramento do javali (Sus scrofa) no Brasil**. Anexo da Portaria Interministerial No. 232, de 28 de junho de 2017.
- MAZZOTTI, F. J. et al. *Tupinambis merianae* as nest predators of crocodilians and turtles in Florida, USA. **Biological Invasions**, v. 17, n. 1, p. 47–50, 2014.
- MCGEOCH, M. A. et al. Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. **Diversity and Distributions**, v. 16, n. 1, p. 95–108, 2010.
- MELBOURNE, B. A. et al. Invasion in a heterogeneous world: resistance, coexistence or hostile takeover? **Ecology letters**, v. 10, n. 1, p. 77–94, 2007.
- MELLO, T. J.; ADALARDO DE OLIVEIRA, A. Making a bad situation worse: An invasive species altering the balance of interactions between local species. **PLoS ONE**, v. 11, n. 3, p. 1–17, 2016.
- O'HANLON, S. J. et al. Recent Asian origin of chytrid fungi causing global amphibian declines. **Science**, v. 360, n. 6389, p. 621–627, 2018.

- OREN, D. C. Resultados de uma nova expedição zoológica a Fernando de Noronha. **Boletim do Museu Paranaense Emilio Goeldi Zoologia**, v. 1, n. 1, p. 19–44, 1984.
- PERNAS, T. et al. First observations of nesting by the Argentine black and white tegu, *Tupinambis merianae*, in South Florida. **Southeastern Naturalist**, v. 11, n. 4, p. 765–770, 2012.
- PIMENTEL, D.; ZUNIGA, R.; MORRISON, D. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. **Ecological Economics**, v. 52, p. 273–288, 2005.
- POWELL, R. et al. Introduced amphibians and reptiles in the Greate Caribbean: Patterns and conservation implications. **Conservation of Caribbean Island Herpetofaunas**, v. 1, p. 63–143, 2011.
- RAMALHO, A. C. O. et al. Helminths from an introduced species (*Tupinambis merianae*), and two endemic species (*Trachylepis atlantica* and *Amphisbaena ridley*) from Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. **The Journal of Parasitology**, v. 95, n. 4, p. 1026–8, 2009.
- ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; MAZZONI, R. Invasive vertebrates in Brazil. In: PIMENTEL, D. (Ed.). **Economic and Environmental Costs of Alien Plant, Animal, and Microbe Species**. 2nd. ed. New York: CRC Press, 2011. p. 53–103.
- RUGGERI, J. et al. First Case of Wild Amphibians Infected with Ranavirus in Brazil. **Journal of Wildlife Diseases**, v. 55, n. 4, 2019.
- RUSSELL, J. C. et al. Invasive alien species on islands: impacts, distribution, interactions and management. **Environmental Conservation**, p. 1–12, 2017.
- RUSSELL, J. C. et al. Management of cats and rodents on inhabited islands: An overview and case study of Fernando de Noronha, Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 193–200, 2018.
- SAKAI, A. K. et al. The population biology of invasive species. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 32, n. 1, p. 305–332, nov. 2001.
- SAMPAIO, A. B.; SCHMIDT, I. B. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 2, p. 32–49, 2013.
- SANTOS, A. T. dos. **Fernando de Noronha, ilha de cenários múltiplos**. 1. ed. Rio de J: RIO, 1950.
- SERAFINI, T. Z.; FRANÇA, G. B. de; ANDRIGUETTO-FILHO, J. M. Ilhas oceânicas brasileiras: biodiversidade conhecida e sua relação com o histórico de uso e ocupação humana. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, v. 10, n. 3, p. 281–301, 2010,
- SILVA JR, J. M.; PÉREZ JR, A. K.; SAZIMA, I. *Euprepis atlanticus* (Noronha Skink). Predation. **Herpetological review**, v. 36, n. 1, p. 62–63, 2005.
- SIMBERLOFF, D. Extinction-Proneness of island species - Causes and management imprications. **The Raffles Bulletin of Zoology**, v. 48, n. 1, p. 1–9, 2000.

TERSHEY, B. R. et al. The importance of islands for the protection of biological and linguistic diversity. **BioScience**, v. 65, n. 6, p. 592–597, 2015.

VANZOLINI, P.; RAMOS-COSTA, A. M. M.; VITT, L. J. **Répteis das caatingas**. 1. ed. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 1980.

VITOUSEK, P. M. Diversity and biological invasions of oceanic islands. In: **Biodiversity**. [s.l.] National Academy Press, Washington, DC, 1988. 20p. 181–189.

VITOUSEK, P. M. et al. Introduced Species: A significant component of human-caused global change. **New Zealand Journal of Ecology**, v. 21, n. 1, p. 1–16, 1997.

YOUNG, H. S. et al. Introduced species, disease ecology, and biodiversity–disease relationships. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 32, n. 1, p. 41–54, jan. 2017.

ZENNI, R. D.; DE SÁ DECHOUM, M.; ZILLER, S. R. Dez anos do informe brasileiro sobre espécies exóticas invasoras: avanços, lacunas e direções futuras. **Revista Biotemas**, v. 29, n. 291, p. 133–153, 2016.

2. CAPÍTULO 1

Avaliação do *status* populacional do teiú (*Salvator merianae*) em Fernando de Noronha

2.1. Resumo

Fernando de Noronha é um arquipélago oceânico composto por 21 ilhas e ilhotas localizado a 345 km da costa brasileira. A ilha principal tem cerca de 18,4 km² (1.840 ha), é habitada e sua economia, baseada no turismo, tem apresentado um rápido crescimento nas últimas décadas. Reconhecido como Patrimônio Mundial da Unesco e como sítio Ramsar, tem a totalidade de sua extensão terrestre protegida por duas unidades de conservação federais. Desde sua colonização, no início do século XVII, o arquipélago vem recebendo os efeitos da presença de diferentes espécies invasoras cujos efeitos negativos resultam no estabelecimento de ao menos 15 espécies na lista oficial de espécies ameaçadas de extinção. O teiú (*Salvator merianae*) é o maior lagarto da América do Sul, ocorrendo na maior parte do território brasileiro e, no continente, pode atingir até 8 kg de massa corpórea e tamanho de 1,6 m da cabeça à cauda. É um lagarto onívoro e oportunista que se alimenta de uma variedade de itens, incluindo ovos e pequenos vertebrados. Os registros sobre o motivo ou época da introdução deste lagarto no arquipélago são divergentes e seu impacto na fauna local não foi avaliado até o momento. Entre fevereiro de 2015 e novembro de 2016, foram capturados 103 teiús, além da realização de censos em transecto em uma área pouco habitada e em uma área desabitada de Fernando de Noronha. O tamanho do animal afetou a probabilidade de captura, enquanto que a estação e o sexo tiveram reduzido ou nenhum efeito. As densidades estimadas por captura e recaptura na área pouco habitada variaram de 2,29 a 8,28 animais / ha, de acordo com a época de amostragem. O censo em transecto linear na mesma área revelou uma densidade de 3,98 ($\pm 1,1$) animais / ha e na área desabitada, 13,83 ($\pm 3,9$) animais / ha. A área de vida foi de 10,54 ha, variando de 7,36 a 15,33 hectares. A atividade do teiú em 2015 foi menor nos meses de julho e agosto. Tais resultados visam colaborar para o planejamento de ações de conservação e manejo desta espécie invasora em Fernando de Noronha.

Palavras-chave: *Tupinambis*; lagartos, espécies invasoras; ilha, conservação

2.2. Abstract

Fernando de Noronha is an oceanic archipelago composed of 21 islands and islets, 345 km off the Brazilian coast. The main island is around 18.4 km² (1,840 ha) wide, is inhabited and its tourism-based economy has shown rapid growth in the last decades. Recognized as a UNESCO World Heritage Site and a Ramsar site, it has its entire land area protected by two federal protected areas. Since its colonization in the early seventeenth century, it is affected by the presence of several invasive species that contribute to put at least 15 species on the official list of species threatened with extinction. The tegu (*Salvator merianae*) is the largest lizard in South America,

occurring in most of the Brazilian territory that in the continent can reach up to 8 kg and 1.6 m from head to tail. It is an omnivore and opportunistic lizard that feeds upon a variety of items, including eggs and small vertebrates. Records on the reason or time of the introduction of the tegu in the archipelago are divergent and its impact on the local fauna has not been assessed until the time of writing. Between February 2015 and November 2016 103 tegus were captured, as well as the realization of census transects in a low-inhabited area and in an uninhabited area of Fernando de Noronha. Body size affected the capture probability, while the season and sex had low or no effect. The densities estimated by capture and recapture in the sparsely populated area ranged from 2.29 to 8.28 animals / ha, according to the sampling time. The censuses in linear transect in the same area showed a density of 3.98 (± 1.1) animals / ha and in the uninhabited area 13.83 (± 3.9) animals / ha. The home range was 10.54 ha, ranging from 7.36 to 15.33 hectares. The tegu activity in the year 2015 was lower in the months of July and August. The results of this study aim to contribute to the planning of conservation and management actions of this invasive species in Fernando de Noronha.

Keywords: *Tupinambis*; lizards, invasive species; island, conservation

2.3. Introdução

As ilhas são ecossistemas simplificados, onde cada espécie desempenha um papel significativo no equilíbrio funcional do sistema (SIMBERLOFF, 2000). Nesses ambientes, a perda de uma espécie e de seu papel ecossistêmico não são facilmente substituídos. Uma maior diversidade de espécies, e de funções ecossistêmicas, torna os sistemas mais resilientes, como é o caso da maioria dos ecossistemas continentais. Apesar de constituírem apenas cerca de 5% da área terrestre do planeta, as ilhas contêm mais de 15% da biodiversidade terrestre (TERSHY et al., 2015). A ausência de certos comportamentos protetivos ou características evolutivas, como a habilidade de reconhecer e evitar predadores, torna as espécies insulares especialmente vulneráveis aos impactos das espécies invasoras (VITOUSEK, 1988; TERSHY et al., 2015).

A introdução de espécies invasoras é uma das principais causas contemporâneas da perda de biodiversidade (VITOUSEK et al., 1997; CHAPIN et al., 2000). Em ilhas é, provavelmente, a principal causa (CLOUT; VEITCH, 2002; REASER et al., 2007). Influências negativas como a competição direta e indireta, a predação e a introdução de doenças são alguns dos problemas que as espécies invasoras podem ocasionar às espécies nativas (WYATT et al., 2008; MCCRELESS et al., 2016; RUSSELL et al., 2017). Espécies invasoras predadoras estão implicadas em pelo menos 58% das extinções mundiais contemporâneas de aves, mamíferos e répteis (DOHERTY et al., 2016). A fragilidade dos ecossistemas insulares combinada com a introdução de espécies invasoras foram responsáveis por 37% de todas as espécies criticamente ameaçadas e 61% de todas as espécies já extintas nestes ambientes, de acordo com a Lista Vermelha da IUCN (TERSHY et al., 2015). Além disso, o impacto de espécies invasoras não está restrito à biodiversidade local. Estas também afetam a economia, a agricultura, a saúde e a cultura humana (RUSSELL et al., 2017), através da introdução de pragas em lavouras, doenças em animais e humanos e podendo mudar até mesmo a cultura de comunidades tradicionais que se utilizam das espécies nativas impactadas (MOLLER, 2009).

Algumas espécies invasoras como os roedores são difundidas mundialmente e seus impactos nas ilhas são bem descritos (REASER et al., 2007; RUSSELL et al., 2017). Alguns predadores invasores são encontrados apenas regionalmente ou localmente, no entanto, têm seus impactos e manejo pouco compreendidos (EALES; THORPE; MALHOTRA, 2010; POWELL et al., 2011). Essas espécies invasoras pouco avaliadas não devem ser menosprezadas, pois seu impacto pode ser igual ou superior ao dos invasores comuns (PHILLIPS et al., 2007; SIMBERLOFF, 2009; DORCAS et al., 2012; NEVES et al., 2017; RUSSELL et al., 2017).

2.3.1. Fernando de Noronha

O arquipélago de Fernando de Noronha é composto por 21 ilhas e ilhotas, a 345 km da costa nordeste do Brasil. A área total do arquipélago é de 18,4 km², onde a ilha principal, também chamada de Fernando de Noronha (FN), tem aproximadamente 16,4 km² (Almeida, 2002; RUSSELL et al., 2018). O arquipélago é um patrimônio mundial da UNESCO desde 2001 e foi nomeado como um sítio Ramsar em 2018. O arquipélago de Fernando de Noronha é uma área importante de alimentação e reprodução de diversas espécies de aves, tartarugas marinhas e répteis, alguns endêmicos e ameaçados de extinção (SAZIMA; HAEMIG, 2012; DIAS et al., 2017). No momento, pelo menos 22 espécies invasoras de plantas e animais são conhecidas no arquipélago, entre elas o lagarto teiú (*Salvator merianae*) (SAMPAIO; SCHMIDT, 2013; DIAS et al., 2017; RUSSELL et al., 2018). A economia local é baseada no turismo, com produção mínima de bens e outros serviços (REIS; HAYWARD, 2013). O número de habitantes em FN aumentou substancialmente nas últimas décadas devido à falta de controle do Estado de Pernambuco e às oportunidades criadas pelo crescente turismo (GASPARINI; PELOSO; SAZIMA, 2007; REIS; HAYWARD, 2013), apesar das restrições de uso do solo preconizados no plano de manejo da Área de Proteção Ambiental (APA) de Fernando de Noronha, São Pedro e São Paulo e Atol das Rocas (ICMBio, 2017).

O arquipélago é dividido entre duas unidades de conservação federais regidas pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (Fig. 1), a Área de Proteção Ambiental de Fernando de Noronha, São Pedro e São Paulo e Atol das Rocas (APA), onde se encontra a área urbana, onde se permite uso direto do solo, bem como a parte marinha, onde é permitida a pesca. Esta área afeta apenas a ilha principal e tem aproximadamente 8 km². O restante da ilha principal é desabitado e juntamente com parte da área marinha do entorno e ilhas secundárias, constituem o Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha (PARNAMAR). Nesta área somente o uso indireto (turismo e pesquisa) é permitido, de forma controlada.

Figura 1 – Arquipélago de Fernando de Noronha e Unidades de Conservação Federais, Brasil.

2.3.2. Lagarto Teiú

O lagarto teiú (*Salvator merianae* Duméril & Bibron, 1839, sin. *Tupinambis merianae*) (Fig. 2) é o maior lagarto da América do Sul, sendo endêmico nas áreas continentais e algumas ilhas costeiras (BOVENDORP; ALVAREZ; GALETTI, 2008; WINCK; BLANCO; CECHIN, 2011). Com até 160 cm de comprimento total e pesando até 5 kg em seu habitat natural (ANDRADE et al., 2004), o teiú utiliza áreas abertas para forragear, próximo a áreas florestadas ou pouco urbanizadas. Esta espécie onívora e oportunista se alimenta de frutas, vegetais, insetos, pequenos vertebrados, lixo e até carcaças, quando disponíveis (OREN, 1984; SAZIMA; HADDAD, 1992; KIEFER; SAZIMA, 2002; BOVENDORP; ALVAREZ; GALETTI, 2008; WINCK; BLANCO; CECHIN, 2011; KLUG et al., 2015; MUSCAT et al., 2016). Na maioria das áreas onde ocorre, é caçado por sua pele e carne (OREN, 1984; ALVES et al., 2012), por isto sua inclusão no apêndice II da CITES (CITES, 2018). As fêmeas adultas podem depositar até 54 ovos por ano (DONADIO; GALLARDO, 1984) e em cativeiro pode viver até 20 anos (BRITO; ABE; ANDRADE, 2001). O teiú é considerado uma espécie invasora na Flórida, onde se suspeita que tenha um grande impacto na fauna local (PERNAS et al., 2012; MAZZOTTI et al., 2014). Em Fernando de Noronha, a pouca informação histórica disponível indica que o teiú foi introduzido na ilha antes do ano de 1950 (SANTOS, 1950), apesar de haverem informações contraditórias na literatura (p. ex.: OREN, 1984; SILVA JR; PÉREZ JR; SAZIMA, 2005; MATTEWS, 2005). Sem um registro na literatura, as razões para a introdução do teiú permanecem especulativas. As descrições da fauna de FN anteriores ao século

XX não mencionam o teiú, apesar de mencionarem os outros répteis endêmicos do arquipélago (BRANNER, 1888; RIDLEY, 1888). Apesar de ser um bom nadador, por seu tamanho e hábitos, é pouco provável que o teiú chegasse ao arquipélago espontaneamente, como os outros répteis lá presentes.

Fig. 2 – *Salvator merianae*, Fernando de Noronha, Brasil (foto: Vinicius Gasparotto).

Os estudos que trazem informações sobre os teiús de FN (BELLINI; SANCHES, 1996; GASPARINI; PELOSO; SAZIMA, 2007; RAMALHO et al., 2009; SERAFINI; FRANÇA; ANDRIGUETTO-FILHO, 2010; GOUVÊA; MELLO, 2017), são insuficientes para implementar métodos de controle ou erradicação de forma sistemática, apesar do plano de manejo da APA reconhecer que o manejo do teiú é importante para promover a conservação de espécies ameaçadas que vivem na ilha (ICMBio, 2017). O presente estudo fornece informações atualizadas sobre o tamanho e a estrutura da população de teiús em FN, com vistas ao seu manejo para a conservação de espécies ameaçadas ou endêmicas do arquipélago.

2.4. Métodos

2.4.1. Áreas de estudo

Foram selecionadas duas áreas representativas da ilha principal (áreas 1 e 2, Fig. 3) e foram feitas visitas ocasionais em sete ilhas secundárias utilizadas como locais de nidificação pelas aves residentes: Rata, Rasa, Meio, Conceição, Morro Dois Irmãos, Morro da Viuvinha e Morro do Chapéu. Na ilha principal, o uso da terra foi simplificado de acordo com a densidade populacional humana em três tipos: i) Áreas densamente habitadas, incluindo hotéis, casas e prédios comerciais, ruas pavimentadas e tráfego denso; ii) Áreas pouco habitadas, incluindo áreas rurais semelhantes às encontradas no continente, bairros menos populosos, estradas não pavimentadas e casas isoladas; iii) Áreas desabitadas, incluindo áreas de vegetação natural e regeneração secundária, com algumas edificações abandonadas e uso turístico intenso a esporádico. Os dois primeiros tipos constituem a maior parte da área da APA e os segundo e terceiro tipos constituem a maior parte da área do PARNAMAR (Fig. 3).

Fig. 3 – Mapa de uso da terra dependente da densidade populacional humana em Fernando de Noronha, Brasil. Área 1: Boldró. Área 2: Capim-Açu.

Dentro das áreas habitadas, foi selecionada a vila do Boldró (Área 1), uma área medianamente habitada, com turismo intenso, pequena quantidade de comércio, estradas

pavimentadas e não pavimentadas, além de casas de moradores. Nesta região é comum encontrar animais domésticos (cães, gatos, galinhas), plantações e árvores frutíferas nos quintais. A vila do Boldró possui os tipos de vegetação mais comuns na ilha principal, que é predominantemente uma vegetação xeromórfica sazonal decídua, com fitofisionomias herbácea, arbustiva e florestal e está sujeita a vários níveis de interferência humana, ao mesmo tempo em que permite a existência de vegetação nativa (MELLO; ADALARDO DE OLIVEIRA, 2016). Na área 1 realizamos um estudo de estimativa populacional por método de captura-marcação-recaptura e também por censo de transecto linear. No PARNAMAR escolhemos a região do Capim-Açu (Área 2), que representa a área mais intacta de vegetação nativa da ilha principal (MELLO; ADALARDO DE OLIVEIRA, 2016). No Capim-Açu, realizamos apenas o censo em transecto linear ao longo de 2015, tais procedimentos são descritos a seguir.

2.4.2. Captura – Marcação - Recaptura

As estações de amostragem ocorreram no início (janeiro-fevereiro) e final (outubro-novembro) da estação seca, nos anos de 2015 e 2016, com 14 a 19 dias de amostragens consecutivas, respectivamente. Optamos por evitar amostragens durante o outono-inverno pois no continente esta espécie apresenta queda da atividade neste período (ANDRADE et al., 2004; DE SOUZA et al., 2004).

Fig. 4 – Armadilha de PVC tipo funil utilizado para captura e recaptura dos animais em Fernando de Noronha, Brasil. A extremidade inferior é ocluída. Um pequeno orifício evita o acúmulo de água e permite a saída de mabuias - *Trachylepis atlantica* (Schmidt, 1945) - capturados acidentalmente.

Utilizamos dez armadilhas do tipo funil, feitas de tubos de PVC (150 mm x 1 m) com uma extremidade fechada (Fig. 4). Essas armadilhas foram instaladas na área 1, em locais sombreados

ao lado de bordas de vegetação, junto a habitações, restaurantes e áreas que o teiú poderia usar para forragear ou ocupar como abrigo. Cada armadilha foi colocada em áreas de declive ou apoiada sobre troncos ou pedras, a fim de manter um ângulo de pelo menos 20 graus entre as extremidades. Usamos como isca pedaços de frango cru que foram, fixadas ao fundo da armadilha e substituídas a cada dois dias. O teiú localiza a isca através do olfato (YANOSKY; IRIART; MERCOLLI, 1993), entra pela parte alta da armadilha buscando a isca e lá fica preso. A posição inclinada e a falta de atrito proporcionada pelo PVC impedem que os animais consigam recuar para sair da armadilha.

As armadilhas foram vistoriadas ao final de cada dia, quando os indivíduos já haviam encerrado a atividade. Cada animal capturado foi contido em um saco de lona e marcado com um transponder implantado subcutaneamente. O comprimento rostro-cloacal (CRC) foi medido com precisão de 0,5 cm, com o uso de uma fita métrica. A massa foi aferida com o uso de um dinamômetro Pesola® com precisão de 10 g. Os animais recapturados na mesma estação (com intervalo inferior a 30 dias) foram considerados como tendo a mesma massa e comprimento, portanto, não tiveram seus dados biométricos coletados novamente. Os dados de massa e comprimento rostro-cloacal mostraram ter variâncias diferentes e, portanto, foram submetidos ao teste de Mann-Whitney, utilizando o programa Statistica student version, para verificar se massa e CRC diferiam entre os sexos.

Para estimar a densidade (D) por meio de dados de captura – marcação e recaptura, utilizamos a análise de máxima verossimilhança do pacote *spatially explicit capture-recapture* (SECR) (BORCHERS; EFFORD, 2008; EFFORD, 2015), do programa R v.3.18 (R CORE TEAM, 2017). A ocorrência dos animais nas áreas de uso foi aproximada por uma distribuição de Poisson e uma função de detecção da curva semi-normal parametrizada por g_0 (probabilidade de captura quando a armadilha e área de uso coincidem) e σ (área de uso do animal). A probabilidade condicional foi utilizada para derivar a densidade, incorporando covariáveis individuais de CRC e sexo. Os modelos foram comparados usando o critério de informação de Akaike (AIC) mas, devido aos dados esparsos, os subconjuntos de modelos em σ e em g_0 foram considerados independentemente. A exposição à área de captura, que está relacionada à área de uso de um indivíduo, foi aproximada por uma área circular que incluísse 95% da probabilidade de captura:

$$HR_{95} = \pi(2.45\sigma)^2$$

2.4.3. Censo em transecto linear

Dois transectos foram percorridos para realização de censos (fig. 3). Ambos foram constituídos de uma trilha aberta em meio à vegetação e, no caso da área 1, por ruas e quintais de domicílios. Na área 1, o transecto com 1.820 m de extensão foi percorrido por um observador por dez vezes entre novembro de 2015 e fevereiro de 2016, somando um esforço linear total de 18,2 km percorridos. A largura média para o transecto foi de 2,3 metros, totalizando uma área amostrada de aproximadamente 0,42 hectares. Na área 2, o transecto com 2.000 m de extensão foi percorrido por um observador por 35 vezes entre fevereiro de 2015 e fevereiro de 2016, somando um esforço linear de 70 km percorridos. A largura média para este transecto foi de 2,46 m com uma área calculada de aproximadamente 0,49 hectares. A sobreposição dos métodos de estimativa populacional de censo em transecto e captura-marcação-recaptura na área 1, permitem validar o método para comparação em área com alta e baixa densidade populacional. O observador percorreu cada trilha contando teiús nas horas de maior atividade (entre 10:00 h e 14:00 h). Na área 2, dependendo do horário de início da amostragem, a trilha era percorrida fazendo observações tanto na ida quanto no retorno, com um intervalo mínimo de 30 minutos entre as contagens, evitando que a presença do observador interferisse no comportamento dos animais. Estas contagens foram consideradas como eventos independentes. Dias atípicos com chuva, vento excessivo ou temperaturas abaixo de 25 °C foram evitados para que não houvesse influência na probabilidade de detecção. Quando um teiú era avistado, o observador media a distância perpendicular do animal a partir do centro da pista usando uma trena, para a distância mais próxima entre 0,5 m e 20 m. Os avistamentos acima de 20 m de distância foram descartados pois a vegetação densa poderia dificultar a observação dos animais acima desta distância. A densidade de animais ao longo do transecto foi calculada usando o método de *Distance Sampling* (LAAKE; BORCHERS, 2004; MILLER et al., 2016) no programa R v.3.18 (R CORE TEAM, 2017), mas um excessivo acúmulo de registros próximos à linha central violou premissas básicas da metodologia, provavelmente devido à alta detectabilidade na área aberta do transecto.

Posteriormente, a metodologia de estimativa da densidade por censo em transecto linear foi utilizada (BURNHAM et al., 1980; MCDIARMID et al., 2012) para um subconjunto dos dados. Neste método, o número total de indivíduos observados na área aberta do transecto foi usado para representar a abundância na área do transecto, assumindo que todos os indivíduos dentro desta área foram observados (censo). A área foi calculada usando a largura média da trilha (medida a cada 100 m) e depois multiplicada pelo seu comprimento. Áreas abertas (sem borda de vegetação) não foram medidas e foram assumidas como possuindo a largura média das áreas florestadas. Apenas os animais observados dentro da largura média estabelecida foram considerados para tal análise. O teste t bicaudal com variâncias desiguais foi utilizado para

comparar os dados de densidade entre as áreas 1 e 2. Dados dos meses de baixa atividade dos teiús na área 2 foram excluídos da análise por não haverem dados complementares para a área 1. Este método foi também utilizado para comparar as densidades observadas na área 2 entre os meses de alta atividade (setembro a junho) e baixa atividade (julho e agosto). Para calcular uma extrapolação geral da abundância total do teiú em FN, utilizamos as medidas de área da estratificação feita de acordo com a densidade humana (Fig. 3).

A densidade média obtida pela contagem em transecto linear da área 2 foi usada para estimar a abundância de teiús nas áreas desabitadas de FN. O mesmo método foi usado com os dados da área 1 para estimar a abundância de teiú nas áreas pouco habitadas de FN. As áreas densamente habitadas e áreas sem vegetação como praias, dunas e áreas rochosas (97 ha) foram excluídas dos cálculos de abundância por não terem sido adequadamente representadas na área amostrada e por serem um habitat pouco propício para a ocorrência de teiús.

2.4.4. Checagem de ilhas secundárias

Sete ilhas secundárias (Rata, Rasa, Meio, Conceição, Morro Dois Irmãos, Morro da Viúva e Morro do Chapéu) foram visitadas ao menos uma vez durante este estudo. As ilhas foram percorridas entre uma e 12 horas de busca ativa, buscando avistamentos diretos ou sinais indiretos como rastros, tocas ou fezes, uma vez que o teiú pode nadar ou ter sido intencionalmente levado para as ilhas secundárias no passado.

2.5. Resultados

O estudo de captura-marcação-recaptura foi realizado ao longo de 69 dias, divididos em cinco períodos de coleta (estações). Neste estudo foram feitas 190 capturas e 87 recapturas de 103 indivíduos. Das dez armadilhas instaladas em cada estação, duas tiveram que ser movidas dentro de um raio de 50 m na última estação de amostragem, para evitar a interferência das pessoas. Como a massa e tamanho do teiú (CRC) foram altamente correlacionados ($R^2 = 0,84$), escolhemos apenas o CRC como uma covariável em σ e g_0 . O CRC também forneceu uma medida mais apropriada que o comprimento total, pois exclui a cauda, que pode ser perdida e regenerada em um tamanho variável. Uma vez que o número de recapturas não foi substancial, especificamos valores iniciais razoáveis a partir de uma inspeção preliminar dos dados, para a maximização da verossimilhança com valores iniciais de $g_0 = 0,1$ e $\sigma = 50$.

2.5.1. Área de uso e probabilidade de captura

Os modelos foram montados e classificados considerando a influência do sexo e CRC na área de uso (σ) dos animais, mantendo uma probabilidade de captura (g_0) fixa. O modelo mais

simples, com g_0 e σ fixos, teve 91% de suporte. Os modelos também mostraram que o CRC não teve efeito sobre a área de uso dos animais, enquanto o sexo teve pouco efeito (Tabela 1).

Tabela 1: Resultados dos modelos da função de detecção dos teiús, para covariáveis da área de uso (σ) com a probabilidade de captura (g_0) sendo igual à do centro da área de vida.

Modelos σ	Função de detecção	NP	LV	AICc	Pos.	Peso %
$\sigma \sim 1$	Semi-normal	2	-609.159	1222.411	1	91%
$\sigma \sim \text{sexo}$	Semi-normal	3	-610.382	1226.950	2	9%
$\sigma \sim \text{CRC}$	Semi-normal	3	-766.307	1538.800	3	0%

NP = Número de Parâmetros, CRC = Comprimento rostro-cloacal, LV = Logaritmo de verossimilhança, AICc = Critério de Informação de Akaike, Pos. = Posição do Modelo, Peso % = Porcentagem de peso relativo do modelo.

Com base no modelo de melhor ajuste para área de uso, mantivemos σ constante entre sessões e testamos a influência da estação, sexo e CRC na probabilidade de captura (g_0) dos indivíduos (Tabela 2). O modelo incluindo CRC teve 44% de suporte mostrando que o tamanho do corpo (CRC) como uma variável contínua seria a mais importante das covariáveis testadas que afeta a probabilidade de captura (g_0). Estação também ajudou a explicar a variação, como observado nos modelos 2 e 3.

Tabela 2: Melhor ajuste nos modelos testados com probabilidade de captura (g_0) constante.

Modelos g_0	Função de detecção	NP	LV	AICc	Pos.	Peso %
$g_0 \sim \text{CRC}$	Semi-normal	3	-605.896	1217.978	1	44.26
$g_0 \sim \text{estação} + \text{CRC}$	Semi-normal	6	-602.833	1218.333	2	37.06
$g_0 \sim \text{estação}$	Semi-normal	5	-605.242	1220.957	3	9.98
$g_0 \sim 1$	Semi-normal	2	-609.159	1222.411	4	4.82
$g_0 \sim \text{sexo} + \text{CRC}$	Semi-normal	4	-608.020	1224.353	5	1.83
$g_0 \sim \text{estação} + \text{sexo} + \text{CRC}$	Semi-normal	7	-605.046	1224.988	6	1.33
$g_0 \sim \text{sexo}$	Semi-normal	3	-610.016	1226.219	7	0.72
$g_0 \sim \text{estação} + \text{sexo}$	Semi-normal	6	-608.184	1229.034	8	0

NP = Número de Parâmetros, CRC = Comprimento rostro-cloacal, LV = Logaritmo de verossimilhança, AICc = Critério de Informação de Akaike, Pos. = Posição do Modelo, Peso % = Porcentagem de peso relativo do modelo.

2.5.2. Área de vida

Para produzir estimativas reais das probabilidades de captura (g_0) e área de uso (σ), adotamos o modelo que incluía as covariáveis mais importantes (estação e CRC), com g_0 e σ fixos. Os parâmetros foram estimados para cada estação, utilizando comprimento rostro-cloacal (CRC) médio de 30,2 cm, com erro padrão mínimo e máximo de 95% do intervalo de confiança (Tabela 3).

Tabela 3: Estimativas dos parâmetros reais para área de uso (σ) e probabilidade de captura (g_0) de teiús.

Parâmetro Real	Estimativa	Erro Padrão	Mínimo (95%)	Máximo (95%)
g_0 Fev/2015	0.012	0.006	0.004	0.033
g_0 Nov/2015	0.035	0.010	0.019	0.062
g_0 Fev/2016	0.032	0.011	0.016	0.062
g_0 Nov/2016	0.039	0.010	0.023	0.064
σ	74.780	7.148	62.03	90.150

g_0 = Probabilidade de captura, σ = Estimativa da área de uso

Com base nos parâmetros reais obtidos a partir do modelo de melhor ajuste, a área de uso com 95% de confiança da área de vida (HR_{95}) foi estimada para machos e fêmeas como tendo tamanho médio de 10,54 hectares, variando entre 7,26 e 15,33 hectares.

2.5.3. Densidade, atividade e abundância

Com os modelos de melhor ajuste para σ e g_0 , foram estimadas as densidades de cada estação para a área 1 (Tabela 4).

Tabela 4: Densidades de teiús, por hectare.

Estação	Densidade/ha	Erro padrão	Min (95%)	Max (95%)	AAE
Fev/2015	4,19	0,93	2,72	6,44	7,40
Nov/2015	4,45	0,94	2,95	6,71	7,42
Fev/2016	3,59	0,84	2,29	5,64	7,52
Nov/2016	5,07	1,05	3,39	7,59	8,28

AAE = Áreas de Amostragem Estimadas

No estudo de censo em transecto linear, o transecto da área 1 teve ao todo dez avistamentos de teiús durante as amostragens. Nesta área a densidade calculada foi de 3,98 ($\pm 1,1$) animais

por hectare. Na área 2 foram avistados 260 teiús durante as amostragens e a densidade calculada para a área foi de 13,83 ($\pm 3,9$) animais por hectare. Não foram feitas contagens na área 1 durante o período de baixa atividade dos teiús (julho e agosto), portanto as contagens realizadas na área 2 durante este período também foram excluídas das análises na comparação das médias de densidade. As densidades calculadas nas áreas 1 e 2 diferiram ($t = 6,45$, $P \leq 0,00001$). Na área 2, as densidades também diferiram entre meses de alta atividade e meses de baixa atividade ($t = 3,29$, $P \leq 0,01$). O número de avistamentos em cada ocasião para o transecto da área 2 pode ser observado na Figura 5, onde um declínio no número de avistamentos ocorreu entre os meses de julho e agosto. A linha vermelha representa uma média móvel de três amostras e os valores do eixo x representam o número de amostragens em cada mês.

Fig. 5 – Número de avistamentos de teiú no transecto da área 2 em Fernando de Noronha, Brasil.

Para estimar a abundância de teiú em FN usamos a área desabitada calculada de FN como sendo 417 ha e a área total pouco habitada de FN como sendo 960 ha (Fig. 3). As áreas densamente habitadas e áreas não vegetadas da ilha (463 ha) foram excluídas deste cálculo por não estarem representadas nas amostras. Considerando as densidades obtidas pelo método de contagem em transecto da área 1, as abundâncias calculadas variam entre 2.765 e 4.877 teiús nas áreas pouco habitadas da ilha. Utilizando as densidades obtidas para a área 2 obtivemos abundâncias calculadas variando entre 4.141 e 7.393 teiús ocupando as áreas desabitadas de FN. O número total de animais estimados para ambas as áreas varia entre 6.906 a 12.270 animais.

2.5.4. Dados biométricos

Na área 1, ao longo do estudo de captura, marcação e recaptura, os animais puderam ser manipulados e alguns dados biométricos mensurados. Os machos foram mais amostrados em todas as estações amostradas, com exceção da primeira. Os machos também foram maiores e mais pesados que as fêmeas em todos os períodos amostrados. A massa dos machos variou de 400 g a 2.450 g e das fêmeas variou de 600 g a 1.940 g. O CRC para os machos variou de 24 a 40 cm e para as fêmeas de 26 a 36 cm. As médias e a variação por estação e sexo são apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5 – Sexo, média do comprimento rostro-cloacal (CRC), média da massa e intervalos de confiança para os teiús capturados na área 1 em Fernando de Noronha, Brasil.

Período	Sexo	n (%)	$\bar{x}$ CRC (cm)	Δ CRC	$\bar{x}$ Massa (g)	Δ Massa
Fev 2015	M	15 (42)	33.6	29–37	1491.0	875–2175
	F	21 (58)	31.2	28–36	1051.7	640–1940
Nov 2015	M	21 (60)	32.3	28–39	1347.1	740–2240
	F	14 (40)	29.3	26–33	965.0	600–1550
Fev 2016	M	18 (55)	33.3	28–37	1368.9	660–1930
	F	15 (45)	30.4	27–34	914.7	600–1590
Nov 2016	M	47 (68)	32.5	24–40	1294.3	400–2450
	F	22 (32)	30.7	26–35	1030.4	600–1560

n= número de indivíduos; $\bar{x}$ = média aritmética; Δ = amplitude da variação amostrada

As massas apresentaram diferença entre machos e fêmeas, a média da massa das fêmeas foi 1000 ± 258 g e de machos foi de 1348 ± 463 g. O comprimento rostro-cloacal dos animais capturados também foi diferente entre machos e fêmeas, com média para fêmeas de $30,5 \pm 2,2$ cm e $32,7 \pm 3,3$ cm para machos.

2.5.5. Ilhas secundárias

Das sete ilhas secundárias visitadas no arquipélago, apenas na Ilha Rata foi registrada a presença do teiú por observação indireta. Nesta ilha houve um esforço de 58,5 horas de busca ativa, além de 72 horas-armadilha, divididas em três visitas em diferentes estações. Nenhuma observação direta ou captura foi feita, mas fezes e rastros revelaram a presença do teiú.

2.6. Discussão

2.6.1. Área de uso, probabilidade de captura e atividade

Os modelos de detecção espacial mostraram que o CRC e o sexo tiveram pouca influência na área de vida dos teiús em FN. Klug e colaboradores (2015) também observaram que as diferenças de tamanho não estavam contribuindo na variação do movimento de teiús invasores, na Flórida. O presente estudo não visou determinar a variação sazonal na atividade dos teiús de FN, principalmente por não ter sido repetido em outros anos. Era prevista a estivação dos teiús durante os meses de “inverno”, como observada em outros estudos no continente (VAN-SLUYS; ROCHA, 1999; ANDRADE et al., 2004; WINCK; CECHIN, 2008). Entretanto, um pico de atividade em machos foi observado no final do período de estivação dos animais no continente (WINCK; BLANCO; CECHIN, 2011). A queda de atividade não parece estar relacionada apenas com a queda da temperatura, mas também com características evolutivas (WINCK; BLANCO; CECHIN, 2011). Com o clima tropical de FN pode haver um deslocamento ou diminuição do período de estivação nesta população. A presença de registros ao longo de todo o ano apontam para uma possível estivação incompleta, ao menos de parte dos indivíduos, mas um estudo mais específico e de maior duração é necessário para que esta hipótese seja testada. Sob a perspectiva dos impactos causados pelo teiú em FN, a pequena janela com apenas dois meses de queda da atividade pode não ser suficiente para que haja alguma diminuição dos impactos causados às espécies nativas.

O tamanho (CRC) foi uma variável importante na probabilidade de captura dos teiús, e esta característica é esperada uma vez que animais maiores demandam mais energia de manutenção e, portanto, áreas maiores de forrageamento (WINCK; BLANCO; CECHIN, 2011; JURI et al., 2015). Os dados de CRC coletados neste estudo não trazem toda a variação possível para a população de FN. Animais com menos que 24 cm ou acima de 40 cm de CRC poderiam estar fora da faixa de tamanho passível de captura nas armadilhas utilizadas. Animais menores poderiam escapar pelo orifício de 3 cm na extremidade fechada do tubo, usada para evitar a captura indesejada dos lagartos nativos. Animais muito grandes talvez sejam limitados pelo diâmetro do cano (150 mm) ou por uma maior precaução em adentrar espaços limitados. Características comportamentais, como a separação de nicho devido à competição intraespecífica, também poderiam explicar uma interferência do tamanho nas probabilidades de captura (HERREL et al., 2006; SIQUEIRA; ROCHA, 2008). Em todos os casos, uma amostra representativa de uma população de lagartos é muito difícil de ser obtida através do uso de armadilhas (CARTER et al., 2012).

Houve uma pequena influência das estações de captura nas probabilidades de captura, observada principalmente na primeira estação. Esta variação é provavelmente um artefato causado por ajustes no método de amostragem feito após a primeira estação, como a fixação das iscas à armadilha para evitar o roubo por roedores e a remoção de armadilhas de locais com maior

fluxo de pessoas e onde podiam ser furtadas. Uma variação nas probabilidades de captura entre estações de amostragem não é esperada, uma vez que as estações coincidem com os períodos de alta atividade do teiú em FN.

2.6.2. Área de vida

As áreas de vida encontradas neste estudo estão dentro da variação encontrada na distribuição natural desta espécie e se aproximam das áreas de vida utilizadas por espécies próximas. Em uma população continental de *S. merianae* do sul do Brasil, a área de vida variou de 0,05 a 26,4 ha, onde a menor área corresponde à um macho recém emergido de seu período de inatividade, antes de sua dispersão e a maior área corresponde também a um macho adulto que sobrepunha o território de duas fêmeas em idade reprodutiva (WINCK; BLANCO; CECHIN, 2011). Um estudo com *Salvator rufescens* Günther (1871) no chaco boliviano encontrou áreas de vida maiores, variando entre 16 e 54 ha (MONTAÑO et al., 2013).

Tanto o sexo quanto o status reprodutivo podem afetar o movimento e as áreas de vida dos teiús (WINCK; BLANCO; CECHIN, 2011). Neste estudo, a área de uso (σ) não diferiu entre os sexos e os intervalos estimados da área de vida foram considerados os mesmos para machos e fêmeas. A área de vida pode fornecer informações necessárias para definir o manejo de espécies invasoras, como a densidade de armadilhas necessária (HAYS; CONANT, 2007; HOWALD et al., 2007; ANDERSON et al., 2016). Para o teiú no continente, características que afetam o comportamento dos indivíduos como estação, idade e status reprodutivo, podem estar implicadas na variação da área de vida (WINCK; BLANCO; CECHIN, 2011). Em FN, fatores como a falta de competidores e predadores, além da variação na disponibilidade de recursos podem estar influenciando as áreas de vida (BALLINGER, 1977; SHINE, 1987; NOVOSOLOV et al., 2016).

Com uma média da área de vida (HR_{95}) de 10,54 hectares, o teiú apresenta grande movimentação em FN. Este comportamento permite que eles procurem recursos em uma área ampla e se alimentem mesmo quando os recursos não são abundantes (estação seca). Observamos também uma sobreposição de territórios durante todo o ano, sendo que indivíduos sub-adultos forrageiam juntos e coexistem nas mesmas áreas que machos e fêmeas adultas. Apenas os indivíduos juvenis parecem evitar estas áreas, tendo hábitos mais furtivos. Em geral, uma área de vida maior aumenta a probabilidade de exposição aos métodos de controle (HOWALD et al., 2007), fazendo que sejam necessárias menos armadilhas por unidade de área para capturar os animais.

Na distribuição natural do teiú, os machos mais velhos têm territórios maiores, enquanto os machos e fêmeas juvenis têm territórios menores com maior sobreposição (WINCK; BLANCO; CECHIN, 2011). A diminuição da área de vida após a época de acasalamento foi observada no

Parque Nacional El Palmar, na Argentina (FITZGERALD; CHANI; DONADIO, 1991). Os resultados deste estudo sugerem pouca influência do sexo na captura de teiús. Como a análise feita considera apenas a área de exposição espacial dos teiús às armadilhas, não se pode afirmar que o sexo afeta a área de uso dos teiús em FN. Um desvio na probabilidade de captura de animais de algumas classes de tamanho também poderia afetar este resultado, uma vez que machos são maiores que fêmeas nesta espécie (WINCK; BLANCO; CECHIN, 2011).

2.6.3. Densidade e abundância

Na área 1, as estimativas de densidade obtidas pelo método de captura-marcação-recaptura variaram entre 2,29 a 7,59 animais por hectare, enquanto as estimativas obtidas pelo método de censo em transecto linear variaram entre 2,88 a 5,08 animais por hectare. As densidades de ambos os métodos utilizados na área 1 se sobrepõem, validando ambos os métodos como eficientes em determinar a abundância de teiús naquele local. O método de marcação-recaptura, contudo, fornece outras informações valiosas sobre a população estudada. As densidades encontradas em FN são muito superiores aos 0,83 animais por hectare observados na população de teiús da Ilha Anchieta (BOVENDORP; ALVAREZ; GALETTI, 2008) ou aos 0,63 animais por hectare observados na mata atlântica do Espírito Santo (CHIARELLO et al., 2010), ambos na região sudeste do Brasil. As densidades mais elevadas de FN podem ser devidas ao clima tropical que favorece os répteis com uma temperatura alta e pouco variável ao longo do ano, bem como pela abundância de recursos oferecida por plantas e animais, tanto nativos como exóticos. A ausência de predadores e competidores importantes também podem contribuir para a maior densidade observada em FN, como já observado em predadores invasores de outras ilhas (PEKELHARING; PARKES; BARKER, 1998; HAYS; CONANT, 2007; FERREIRA et al., 2012; NOVOSOLOV et al., 2016).

Como as estimativas de densidade dos dois métodos utilizados na área 1 foram semelhantes, usamos valores das densidades obtidas com o censo em transecto linear para extrapolar os dados fornecendo um cálculo de abundância para toda a área representada pelos transectos. Uma estimativa de abundância pode ajudar as decisões de gestão na quantificação do esforço e dos custos necessários para controlar ou erradicar uma espécie invasora (HOLMES et al., 2015; KEITT et al., 2015). Áreas densamente habitadas e áreas não vegetadas da ilha (463 ha) foram desconsideradas no cálculo de abundância por não estarem representadas nos transectos amostrados. Os resultados de abundância devem ser, portanto, considerados como uma subestimação de toda a população presente em FN.

Os teiús comumente usam as áreas antropizadas para abrigo e forrageio (WINCK; BLANCO; CECHIN, 2011). A menor densidade encontrada na área 1 em relação à área 2 (desabitada)

poderia ser explicada pelo trânsito constante de veículos, pessoas e animais domésticos. Estes fatores poderiam estar inibindo a presença ou diminuindo a densidade dos teiús próximos das áreas habitadas.

Os animais não são distribuídos uniformemente no ambiente e tendem a ocupar ambientes que parecem mais favoráveis, enquanto habitats menos favoráveis são ocupados em densidades mais baixas (DIAZ; CARRASCAL, 1991; FRAGA et al., 2013). A presença de animais domésticos como cães e gatos em maior densidade próximos às áreas domiciliadas de FN podem afetar negativamente o uso destas áreas pelos teiús, tanto por predação dos adultos por cães e dos filhotes por gatos, quanto por competição por alimentos como roedores e répteis nativos no caso dos gatos. Na área 1, assim como nas outras áreas habitadas da ilha, a influência dos gatos é maior em áreas próximas das residências (DIAS et al., 2017).

Outro fator que poderia diminuir a densidade do teiú em áreas antropizadas é a caça, que pode ocorrer motivada por diferentes razões. Avicultores podem caçar o teiú com receio que estes invadam os galinheiros para comer ovos e filhotes. Esta espécie também é muito apreciada por sua carne, sendo uma iguaria e uma importante fonte de proteína nas comunidades mais carentes do nordeste brasileiro (MENDONÇA et al., 2011; NÓBREGA ALVES et al., 2012). A caça do teiú em FN, apesar de legalmente proibida, é comumente realizada nos quintais das residências, utilizando linha e anzol de pesca, iscada com peixe ou frango (C.A. obs. pess.). A gordura abdominal do teiú também é amplamente conhecida na cultura local como medicamento que trata diferentes males (NÓBREGA ALVES et al., 2012), tendo a sua eficácia comprovada cientificamente por sua ação anti-inflamatória (FERREIRA et al., 2010).

Os teiús são generalistas e se alimentam de uma variedade de recursos disponíveis, incluindo plantas, frutas, insetos, vertebrados e ovos (VANZOLINI; RAMOS-COSTA; VITT, 1980; KIEFER; SAZIMA, 2002; MOURTHÉ, 2010). Esse poder adaptativo faz com que os teiús provavelmente não sofram restrições sérias de recursos em FN, vivendo com comida abundante na maior parte do ano. A presença humana também favorece a população de teiús em FN oferecendo recursos como árvores frutíferas, restos de alimentos, muitas vezes deixado como “ceva” para os teiús nos quintais, além dos resíduos domésticos que na maior parte dos casos é descartado inadequadamente e fica exposto aos animais.

2.6.4. Parâmetros populacionais

O tamanho dos animais, inferido neste estudo pelo comprimento rostro-cloacal (CRC), está estreitamente correlacionado com a massa dos indivíduos. Ambas medidas estão sujeitas a interferências do meio, mas a massa e o comprimento total também podem ser afetados pela perda da cauda, algo comum na população de FN. O CRC é, portanto, uma medida mais estável

e menos sujeita a alterações ambientais. O tamanho do indivíduo tem relação com a maturidade sexual e com a capacidade reprodutiva das fêmeas (FITZGERALD; CRUZ; PEROTTI, 1993), mas os fatores externos que afetam o tamanho dificultam a inferência de idade dos indivíduos (HALLIDAY; VERRELL, 1988; ADOLPH; PORTER, 1996). Os animais medidos em FN aparentam ser menores do que os encontrados em outros estudos (p. ex. (FITZGERALD; CHANI; DONADIO, 1991); (WINCK; BLANCO; CECHEIN, 2011)). O menor tamanho poderia ser um reflexo do isolamento desta população e da maior densidade de indivíduos do que a encontrada no continente (NOVOSOLOV et al., 2016). Contudo, efeitos do método de captura utilizado podem estar limitando a amostra obtida desta população (CARTER et al., 2012).

Os machos estão em maior proporção que as fêmeas em FN, apesar de ser uma diferença pequena. Ainda assim esta diferença poderia influenciar taxas reprodutivas e o crescimento populacional (LE GALLIARD et al., 2005). As populações de teiú no Paraguai foram consistentemente masculinas (MIERES; FITZGERALD, 2006), possivelmente levando a uma maior taxa de fecundidade das fêmeas ou tendo um efeito negativo nas populações de lagartos, como observado em um experimento com *Lacerta vivipara* sin. *Zootoca vivipara* Lichtenstein (1823) (LE GALLIARD et al., 2005).

Ilhas secundárias

Há vários relatos de teiús nadando ou mergulhando em FN. Um vídeo mostra um indivíduo jovem cruzando voluntariamente uma baía, nadando cerca de 200 metros entre um ponto e outro (Elias Pereira e Nelly Burella, com. pess.). Relatos de moradores antigos também informam sobre a presença de teiús na ilha Rata e que este era abundante naquela ilha quando ainda era habitada (Manoel P. dos Santos, com. pess.). A ilha Rata deixou de ser habitada em 1986 e aparentemente a população de teiús deixou de ser abundante, considerando os esforços de captura empreendidos naquela ilha durante este estudo. Alguns animais podem ocasionalmente nadar para as ilhas secundárias, mas, com exceção da ilha Rata, as ilhas secundárias dificilmente manteriam uma população viável de teiús, considerando sua área diminuta e a escassez de recursos. Ainda assim, a presença de um único indivíduo nestas ilhas pode trazer grandes prejuízos às populações de aves que nidificam no solo, algumas destas são espécies ameaçadas como o rabo de junco (*Phaethon lepturus* Daudin (1802)) e da pardela de asa larga [*Puffinus lherminieri* Lesson (1839)].

Espécies impactadas

Algumas espécies ainda resistem à presença do teiú em FN, apesar de sofrerem pressão constante. Uma pequena colônia de Atobá-grande [*Sula dactylatra* Lesson, (1831)] ainda resiste e nidifica no solo em uma península isolada na área 2 da ilha principal. Nas ilhas secundárias os ovos são colocados nos primeiros meses do ano (E SILVA; NEVES, 2008). O mabuia (*Trachylepis*

atlantica) é um item comum na dieta do teiú em FN (SILVA JR; PÉREZ JR; SAZIMA, 2005). Apesar do mabuia ainda ser relativamente abundante, pouco se conhece de sua reprodução ou dos efeitos antrópicos sobre esta espécie (GASPARINI; PELOSO; SAZIMA, 2007; ROCHA et al., 2009). Também não se sabe exatamente qual o impacto das espécies invasoras como gatos, ratos, garças e do teiú sobre a população de mabuia, mas este impacto não deve ser desprezado. Teiús foram registrados predando ninhos de tartarugas verde [*Chelonia mydas* Linnaeus (1758)] em FN (BELLINI; SANCHES, 1996; E SILVA; NEVES, 2008), onde também foi registrada a predação de filhotes (Ayrton K. Péres-Jr, com. pess.). Em FN as tartarugas nidificam entre janeiro e junho, período em que os teiús estão em plena atividade. Na Flórida o teiú predar ninhos de tartarugas e crocodilos (MAZZOTTI et al., 2014). No Brasil também já foi observado predando ninhos de tartarugas de água doce (WINCK; BLANCO; CECHIN, 2011). Em uma ilha no sudeste do Brasil onde o teiú ocorre naturalmente e em menor densidade do que em FN, 36% dos ovos artificiais foram “predados” por teiús (BOVENDORP; ALVAREZ; GALETTI, 2008).

2.7. Conclusão

O presente estudo fornece informações primordiais que dão a base científica para um futuro programa de controle do teiú em Fernando de Noronha. Também traz atenção a uma espécie invasora negligenciada, que não deve ser subestimada em seus impactos ou capacidade adaptativa. Algumas espécies invasoras não são comumente difundidas e atraem pouca atenção dos pesquisadores. No entanto, uma vez estabelecidas, essas espécies podem representar uma ameaça real à biodiversidade nativa (SIMBERLOFF, 2009; NEVES et al., 2017). Estudos com espécies insulares invasoras negligenciadas são um desafio e uma fronteira para a conservação das ilhas em todo o mundo e entender a biologia populacional destas espécies é um primeiro passo para o manejo que permita mitigar ou eliminar seus impactos negativos nos ecossistemas onde se encontram (SAKAI et al., 2001).

Considerando que Fernando de Noronha foi descoberto quase na mesma época em que o Brasil e que, provavelmente, sofre o impacto de espécies invasoras desde que as primeiras embarcações aportaram em suas terras, historicamente pouca importância foi dada às espécies invasoras e seus efeitos sobre o arquipélago. Recentemente alguns estudos têm informado gestores públicos, turistas e moradores sobre os impactos das espécies invasoras e suas consequências, bem como subsidiado o manejo das espécies invasoras em Fernando de Noronha como no caso das plantas (MELLO; ADALARDO DE OLIVEIRA, 2016), garças (BARBOSA-FILHO et al., 2009), anfíbios (TOLLEDO; TOLEDO, 2015), roedores e gatos (DIAS et al., 2017; RUSSELL et al., 2018) e outros (RUSSELL; TAYLOR, 2017).

Atualmente podemos afirmar que o teiú está bem estabelecido na ilha principal de Fernando de Noronha e que sua população é bastante abundante, mesmo se comparada à população de outra ilha, como em Anchieta onde a densidade estimada foi de 0,83 indivíduos por hectare (BOVENDORP; ALVAREZ; GALETTI, 2008). O estabelecimento do teiú em FN tem várias décadas (SANTOS, 1950) e provavelmente já se encontra estabilizada. Pelo tempo decorrido desde sua introdução e pela forte ação antrópica na ilha desde a colonização do Brasil, os impactos que podem ser atribuídos ao teiú sobre a fauna nativa não são tão evidentes. Ao longo do tempo as espécies mais sensíveis à presença humana e de espécies invasoras já foram extintas ou restringidas às ilhas secundárias, onde a pressão é menor. A alta densidade de teiús na ilha principal do arquipélago aliado à alta adaptabilidade e perfil generalista da espécie seguramente continua causando grandes impactos à fauna nativa.

2.8. Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer à Administração distrital de Fernando de Noronha, ao Instituto Brasileiro de Medicina da Conservação (Triade), ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), ao Núcleo de Gestão Integrada de Fernando de Noronha e seus voluntários, ao Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Répteis e Anfíbios (RAN), ao Corpo de Bombeiros de Fernando de Noronha e ao Programa de Pós Graduação em Epidemiologia Experimental Aplicada às Zoonoses (VPS-FMVZ-USP). ICMBio e CAPES (Projeto PVE n. 88881.065000/2014-1) forneceram apoio financeiro à este projeto. Este estudo foi feito sob a licença SISBIO n. 41682 e autorização n. 2724150515 do comitê de ética da USP. O presente estudo foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

2.9. Referências

ADOLPH, S. C.; PORTER, W. P. Growth, seasonality, and lizard life histories: Age and size at maturity. **Oikos**, v. 77, n. 2, p. 267–278, 1996.

ALMEIDA, F. F. M. Arquipélago de Fernando de Noronha - Registro de monte vulcânico do Atlântico Sul. em: SCHOBENHAUS, C. et al. (Eds.). **Sítios Geológicos e Paleontológicos do Brasil**. 1. ed. Brasília: DNPM-CPRM, 2002. p. 361–369.

ALVES, R. R. N. et al. A review on human attitudes towards reptiles in Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 184, n. 11, p. 6877–6901, 2012.

ANDERSON, D. P. et al. Inferential and forward projection modeling to evaluate options for

controlling invasive mammals on islands. **Ecological Applications**, v. 26, n. 8, p. 2546–2557, 2016.

ANDRADE, D. V et al. Overwintering in tegu lizards. **Life in the Cold: Evolution, Mechanisms, Adaptation, and Application. Twelfth International Hibernation Symposium**, n. 27, p. 339–348, 2004.

BALLINGER, R. E. Reproductive Strategies: Food availability as a source of proximal variation in a lizard. **Ecology**, v. 58, n. 3, p. 628–635, 1977.

BARBOSA-FILHO, R. C. et al. A garça-vaqueira (*Bubulcus ibis* Linnaeus, 1758) e o atobá-de-pé-vermelho (*Sula sula* Linnaeus, 1766) no arquipélago de Fernando de Noronha: uma abordagem ecológica comparativa. **Ornithologia**, v. 3, n. 2, p. 101–114, 2009.

BELLINI, C.; SANCHES, T. M. Reproduction and feeding of marine turtles in the Fernando de Noronha archipelago, Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, v. 74, p. 12–13, 1996.

BORCHERS, D. L.; EFFORD, M. G. Spatially explicit maximum likelihood methods for capture-recapture studies. **Biometrics**, v. 64, n. 2, p. 377–385, 2008.

BOVENDORP, R. S.; ALVAREZ, A. D.; GALETTI, M. Density of the tegu lizard (*Tupinambis merianae*) and its role as nest predator at Anchieta island, Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 3, n. 1, p. 9–12, 2008.

BRANNER, J. C. Notes on the fauna of the islands of Fernando de Noronha. **The American Naturalist**, v. 22, n. 262, p. 861–871, 1888.

BRITO, S. P.; ABE, A. S.; ANDRADE, D. V. *Tupinambis merianae* (Tegu Lizard) longevity. **Herpetological Review**, v. 32, n. 4, p. 260–261, 2001.

LAAKE, J. L.; BORCHERS, D. L. Methods for incomplete detection at distance zero. In: BUCKLAND, S. T. et al. (Ed.). **Advanced Distance Sampling**. Oxford University Press, 2004.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R.; LAAKE, J. L. Estimation of density from line transect sampling of biological populations. **Wildlife Monographs**, v. 72, p. 938–942, 1980.

CARTER, A. J. et al. Boldness, trappability and sampling bias in wild lizards. **Animal Behaviour**, v. 83, n. 4, p. 1051–1058, 2012.

CHAPIN, F. S. et al. Consequences of changing biodiversity. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 234–242, 2000.

CHIARELLO, A. G. et al. Abundance of tegu lizards (*Tupinambis merianae*) in a remnant of

the Brazilian Atlantic forest. **Amphibia Reptilia**, v. 31, n. 4, p. 563–570, 2010.

CITES. **Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora - Appendices**. Disponível em: <<https://www.cites.org/eng/app/appendices.php>>. Acessado em Outubro de 2018.

CLOUT, M. N.; VEITCH, C. R. Turning the tide of biological invasion: the potential for eradicating invasive species. **IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, Gland, Switzerland and Cambridge, UK**, p. 1–3, 2002.

DE SOUZA, S. C. R. et al. Seasonal metabolic depression, substrate utilisation and changes in scaling patterns during the first-year cycle of tegu lizards (*Tupinambis merianae*). **Journal of Experimental Biology**, v. 207, p. 307–318, 2004.

DIAS, R. A. et al. Prospects for domestic and feral cat management on an inhabited tropical island. **Biological Invasions**, v. 19, n. 8, p. 2339–2353, 2017.

DIAZ, J. A.; CARRASCAL, L. M. Regional distribution of a mediterranean lizard - influence of habitat cues and prey abundance. **Journal of Biogeography**, v. 18, n. 3, p. 291–297, 1991.

DOHERTY, T. S. et al. Invasive predators and global biodiversity loss. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 113, n. 40, p. 11261–11265, 2016.

DONADIO, O. E.; GALLARDO, J. M. Biología y conservación de las especies del género *Tupinambis* (Squamata, Sauria, Teiidae) en la República Argentina. **Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia" Zoología**, v. 13, p. 117–127, 1984.

DORCAS, M. E. et al. Severe mammal declines coincide with proliferation of invasive burmese pythons in Everglades National Park. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, n. 7, p. 2418–2422, 2012.

E SILVA, R. S.; NEVES, F. O. C. **Aves de Fernando de Noronha: Birds of Fernando de Noronha**. Vinhão, SP: Avis Brasilis, 2008.

EALES, J.; THORPE, R. S.; MALHOTRA, A. Colonization history and genetic diversity: adaptive potential in early stage invasions. **Molecular Ecology**, v. 19, n. 14, p. 2858–2869, 24 jun. 2010.

EFFORD, M. G. SECR: Spatially explicit capture-recapture models. **R package version**, v. 3, n. 18, 2015.

FERREIRA, F. S. et al. Topical anti-inflammatory activity of body fat from the lizard *Tupinambis merianae*. **Journal of Ethnopharmacology**, v. 130, n. 3, p. 514–520, 2010.

FERREIRA, R. B. et al. Establishment of introduced reptiles increases with the presence and richness of native congeners. **Amphibia Reptilia**, v. 33, p. 387–392, 2012.

FITZGERALD, L. A.; CHANI, J. M.; DONADIO, O. E. Tupinambis lizards in Argentina: Implementing management of a traditionally exploited resource. **Neotropical Wildlife: Use and Conservation**, p. 303–316, 1991.

FITZGERALD, L. A.; CRUZ, F. B.; PEROTTI, G. Reproductive cycle and the size at maturity of *Tupinambis rufescens* (Sauria: Teiidae) in the dry chaco of Argentina. **Journal of Herpetology**, v. 27, n. 1, p. 70–78, 1993.

FRAGA, R. De et al. Habitat selection by *Bothrops atrox* (Serpentes: Viperidae) in central amazonia, Brazil. **Copeia**, v. 2013, n. 4, p. 684–690, 2013.

GASPARINI, J. L.; PELOSO, P. L.; SAZIMA, I. New opportunities and hazards brought by humans to the island habitat of the skink *Euprepis atlanticus*. **Herpetological Bulletin**, n. 100, p. 30–33, 2007

GOUVÊA, A. C.; MELLO, T. J. First record of a breeding colony of Masked Booby (*Sula dactylatra* Lesson, 1831; Sulidae) in the main island of the archipelago of Fernando de Noronha (Pernambuco, Brazil). **Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)**, v. 57, n. 11, p. 137–139, 16 mar. 2017.

HALLIDAY, T. R.; VERRELL, P. A. Body size and age in amphibians and reptiles. **Journal of Herpetology**, v. 22, n. 3, p. 253–265, 1988.

HAYS, W. S. T.; CONANT, S. Biology and impacts of pacific island invasive species. 1. a worldwide review of effects of the small indian mongoose, *Herpestes javanicus* (Carnivora: Herpestidae). **Pacific Science**, v. 61, n. 1, p. 3–16, 2007.

HERREL, A. et al. Ecological consequences of ontogenetic changes in head shape and bite performance in the Jamaican lizard *Anolis lineatopus*. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 89, n. 3, p. 443–454, 2006.

HOLMES, N. D. et al. Reporting costs for invasive vertebrate eradications. **Biological Invasions**, v. 17, n. 10, p. 2913–2925, 2015.

HOWALD, G. et al. Invasive rodent eradication on islands. **Conservation Biology**, v. 21, n. 5, p. 1258–1268, 2007.

ICMBIO. **Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental de Fernando de Noronha - Rocas - São Pedro e São Paulo**. 2017, p. 156.

JURI, G. L. et al. Influence of life history traits on trophic niche segregation between two similar sympatric *Tupinambis* lizards. **South American Journal of Herpetology**, v. 10, n. 2, p. 132–142, 2015.

KEITT, B. et al. Best practice guidelines for rat eradication on tropical islands. **Biological Conservation**, v. 185, p. 17–26, 2015.

KIEFER, M. C.; SAZIMA, I. Diet of juvenile tegu lizard *Tupinambis merianae* (Teiidae) in southeastern Brazil. **Amphibia-Reptilia**, v. 23, p. 105–108, 2002.

KLUG, P. E. et al. The influence of disturbed habitat on the spatial ecology of Argentine black and white tegu (*Tupinambis merianae*), a recent invader in the Everglades ecosystem (Florida, USA). **Biological Invasions**, v. 17, n. 6, p. 1785–1797, 2015.

LE GALLIARD, J. F. et al. Sex ratio bias, male aggression, and population collapse in lizards. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 102, n. 50, p. 18231–18236, 2005.

MATTHEWS, S. **América do Sul invadida: a crescente ameaça das espécies exóticas invasoras**. GISP, 2005. 80 p.

MAZZOTTI, F. J. et al. *Tupinambis merianae* as nest predators of crocodilians and turtles in Florida, USA. **Biological Invasions**, v. 17, n. 1, p. 47–50, 2014.

MCCRELESS, E. E. et al. Past and estimated future impact of invasive alien mammals on insular threatened vertebrate populations. **Nature Communications**, v. 7, p. 1–11, 2016.

MCDIARMID, R. W. et al. **Reptile Biodiversity: Standard Methods for Inventory and Monitoring**. Los Angeles: University of California Press, 2012.

MELLO, T. J.; ADALARDO DE OLIVEIRA, A. Making a bad situation worse: An invasive species altering the balance of interactions between local species. **PLoS ONE**, v. 11, n. 3, p. 1–17, 2016.

MENDONÇA, L. E. T. et al. Conflitos entre pessoas e animais silvestres no Semiárido paraibano e suas implicações para conservação. **Sitientibus série Ciências Biológicas**, v. 11, n. 2, p. 185–199, 2011.

MIERES, M. M.; FITZGERALD, L. a. Monitoring and managing the harvest of tegu lizards in Paraguay. **Journal of Wildlife Management**, v. 70, n. 6, p. 1723–1734, 2006.

MILLER, D. L. et al. Distance sampling in R. **bioRxiv**, p. 063891, 2016.

MOLLER, H. Mataranga Maori, science and seabirds in New Zealand. **New Zealand**

Journal of Zoology, v. 36, n. 3, p. 203–210, jan. 2009.

MONTAÑO, R. R. et al. Activity and ranging behavior of the red tegu lizard *Tupinambis rufescens* in the Bolivian chaco. **South American Journal of Herpetology**, v. 8, n. 2, p. 81–88, 2013.

MOURTHÉ, Í. M. C. *Tupinambis merianae* (common Tegu). Feeding behavior. **Herpetological Review**, v. 41, n. 2, p. 233–234, 2010.

MUSCAT, E. et al. *Salvator merianae* (black and white tegu) scavaging around the nests of *Fregata magnificens* (frigatebird). **The Herpetological Bulletin**, v.135, p. 36–37, 2016.

NEVES, V. C. et al. Depredation of Monteiro's storm-petrel (*Hydrobates monteiroi*) chicks by Madeiran wall lizards (*Lacerta dugesii*). **Waterbirds**, v. 40, n. 1, p. 82–86, 2017.

NÓBREGA ALVES, R. et al. A zoological catalogue of hunted reptiles in the semiarid region of Brazil. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine**, v. 8, n. 1, p. 27, 2012.

NOVOSOLOV, M. et al. Power in numbers. Drivers of high population density in insular lizards. **Global Ecology and Biogeography**, v. 25, n. 1, p. 87–95, 2016.

OREN, D. C. Resultados de uma nova expedição zoológica a Fernando de Noronha. **Boletim do Museu Paranaense Emilio Goeldi Zoologia**, v. 1, n. 1, p. 19–44, 1984.

PEKELHARING, C. J.; PARKES, J. P.; BARKER, R. J. Possum (*Trichosurus vulpecula*) densities and the impacts on fuchsia (*Fuchsia excortocata*) in south Westland, New Zealand. **New Zealand Journal of Ecology**, v. 22, n. 2, p. 197–203, 1998.

PERNAS, T. et al. First observations of nesting by the Argentine black and white tegu, *Tupinambis merianae*, in south Florida. **Southeastern Naturalist**, v. 11, n. 4, p. 765–770, 2012.

PHILLIPS, B. L. et al. Rapid expansion of the cane toad (*Bufo marinus*) invasion front in tropical Australia. **Austral Ecology**, v. 32, n. 2, p. 169–176, 2007.

POWELL, R. et al. Introduced amphibians and reptiles in the greater Caribbean: Patterns and conservation implications. In: WILSON, B. S.; HAILEY, A.; HORROCKS, J. A. (Ed.). **Conservation of Caribbean Island Herpetofaunas, Volume 1: Conservation Biology and the Wider Caribbean**. [s.l.] Brill, 2011. 1p. 63–143.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Version 3.4.3. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria; 2017.

RAMALHO, A. C. O. et al. Helminths from an introduced species (*Tupinambis merianae*), and

two endemic species (*Trachylepis atlantica* and *Amphisbaena ridleyi*) from Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. **The Journal of Parasitology**, v. 95, n. 4, p. 1026–8, 2009.

REASER, J. K. et al. Ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species in island ecosystems. **Environmental Conservation**, v. 34, n. 02, p. 98–111, 2007.

REIS, A.; HAYWARD, P. Pronounced particularity: A comparison of governance structures on Lord Howe Island and Fernando de Noronha. **Island Studies Journal**, v. 8, n. 2, p. 285–298, 2013.

RIDLEY, H. N. On the zoology of Fernando de Noronha. **Linnean Journal of Zoology**, v. XX, n. 37, p. 473–570, 1888.

ROCHA, C. F. D. et al. Ecology and natural history of the easternmost native lizard species in South America, *Trachylepis atlantica* (Scincidae), from the Fernando de Noronha archipelago, Brazil. **Journal of Herpetology**, v. 43, n. 3, p. 450–459, 2009.

RUSSELL, J. C. et al. Invasive alien species on islands: Impacts, distribution, interactions and management. **Environmental Conservation**, p. 1–13, 2017.

RUSSELL, J. C. et al. Management of cats and rodents on inhabited islands: An overview and case study of Fernando de Noronha, Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 193–200, 2018.

RUSSELL, J.; TAYLOR, C. N. Strategic environmental assessment for invasive species management on inhabited islands. **SSRN Electronic Journal**, v. 70, n. 4, p. 928–933, abr. 2017.

SAKAI, A. K. et al. The population biology of invasive species. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 32, n. 1, p. 305–332, nov. 2001.

SAMPAIO, A. B.; SCHMIDT, I. B. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 2, p. 32–49, 2013.

SANTOS, A. T. dos. **Fernando de Noronha, ilha de cenários múltiplos**. 1. ed. Rio de Janeiro: RIO, 1950, 143 p.

SAZIMA, I.; HADDAD, C. F. B. Répteis da Serra do Japi: notas sobre história natural. **História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil**, p. 321, 1992.

SAZIMA, I.; HAEMIG, P. D. **Aves, mamíferos e répteis de Fernando de Noronha**. Ecologia.info, v. 17. 2012. Disponível em: <<http://ecologia.info/fernando-de-noronha.htm>>. Acessado em outubro de 2018.

SHINE, R. Ecological comparisons of island and mainland populations of australian tigersnakes (Notochis: Elapidae). **Herpetologica**, v. 43, n. 2, p. 233–240, 1987.

SILVA JR, J. M.; PÉREZ JR, A. K.; SAZIMA, I. *Euprepis atlanticus* (noronha skink). Predation. **Herpetological review**, v. 36, p. 62–63, 2005.

SIMBERLOFF, D. Rats are not the only introduced rodents producing ecosystem impacts on islands. **Biological Invasions**, v. 11, n. 7, p. 1735–1742, 2009.

SIMBERLOFF, D. Extinction-proneness of island species - causes and management implications. **The Raffles Bulletin of Zoology**, v. 48, n. 1, p. 1–9, 2000.

SIQUEIRA, C. D. C.; ROCHA, C. F. D. Predation by lizards as a mortality source for juvenile lizards in Brazil. **South American Journal of Herpetology**, v. 3, n. 1, p. 82–87, 2008.

TERSHEY, B. R. et al. The importance of islands for the protection of biological and linguistic diversity. **BioScience**, v. 65, n. 6, p. 592–597, 2015.

TOLLEDO, J.; TOLEDO, L. F. Blind toads in paradise: The cascading effect of vision loss on a tropical archipelago. **Journal of Zoology**, v. 296, n. 3, p. 167–176, 2015.

VAN-SLUYS, M.; ROCHA, C. F. D. *Tupinambis merianae* (Common Tegu) activity. **Herpetological review**, v. 30, n. 1, p. 42–43, 1999.

VANZOLINI, P.; RAMOS-COSTA, A. M. M.; VITT, L. J. **Répteis das caatingas**. 1. ed. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 1980.

VITOUSEK, P. M. Diversity and biological invasions of oceanic islands. In: **Biodiversity**. National Academy Press, Washington, DC, 1988. v20. p. 181–189.

VITOUSEK, P. M. et al. Introduced species: A significant component of human-caused global change. **New Zealand Journal of Ecology**, v. 21, n. 1, p. 1–16, 1997.

WINCK, G. R.; BLANCO, C. C.; CECHIN, S. Z. Population ecology of *Tupinambis merianae* (Squamata, Teiidae): home-range, activity and space use. **Animal Biology**, v. 61, n. 4, p. 493–510, 2011.

WINCK, G. R.; CECHIN, S. Z. Hibernation and emergence pattern of *Tupinambis merianae* (Squamata: Teiidae) in the Taim Ecological Station, southern Brazil. **Journal of Natural History**, v. 42, n. 3–4, p. 239–247, 2008.

WYATT, K. B. et al. Historical mammal extinction on Christmas Island (Indian Ocean) correlates with introduced infectious disease. **PLoS ONE**, v. 3, n. 11, p. e3602, 5 nov. 2008.

YANOSKY, A. A.; IRIART, D. E.; MERCOLLI, C. Predatory behavior in *Tupinambis teguixin* (Sauria: Teiidae). I. Tongue-flicking responses to chemical food stimuli. **Journal of Chemical Ecology**, v. 19, n. 2, p. 291–299, 1993.

3. CAPÍTULO 2

***Salmonella* (Monera: Enterobacteriaceae) em teiú (*Salvator merianae*) de Fernando de Noronha: sorotipagem, epidemiologia molecular e riscos à saúde pública causados por uma espécie invasora**

***Salmonella* (Monera: Enterobacteriaceae) em teiú (*Salvator merianae*) de Fernando de Noronha: sorotipagem, epidemiologia molecular e riscos à saúde pública causados por uma espécie invasora**

3.1. Resumo

Entender os riscos das espécies invasoras, não apenas diretamente sobre a biodiversidade local, mas também sobre a população humana, é de grande importância para o manejo destas espécies e para a saúde pública e ambiental. Os répteis são portadores assintomáticos de *Salmonella*, gênero de bactérias (Monera) da família Enterobacteriaceae, e as prevalências encontradas na natureza podem ser altas. Espécies invasoras como o teiú (*Salvator merianae*) podem ser reservatório e fonte de infecção de *Salmonella* spp. tanto para humanos quanto para outras espécies nativas. Fernando de Noronha (FN) recebe anualmente cerca de 100 mil visitantes oriundos do Brasil e de diferentes outras partes do mundo, que estão expostos a um eventual contágio por esta bactéria que pode causar uma gastroenterite de importância médica. A preservação deste importante patrimônio da humanidade é garantida por duas unidades de conservação federais desde 1986. O teiú foi introduzido em FN antes de 1950 e, até o momento, não houve ações de manejo significativas desta população. A real dimensão dos impactos biológicos, econômicos e para a saúde pública causados pelo teiú também não são conhecidos em FN. A bactéria *Salmonella enterica* está amplamente difundida na população de teiús de FN, com uma prevalência estimada de 56,9%. A bactéria foi encontrada em 70,5% dos locais amostrados e foram identificados 15 sorotipos pertencentes a 31 perfis genéticos de *Salmonella*. A maioria das estirpes encontradas em animais recapturados apresentaram perfis genéticos distintos em cada coleta, demonstrando uma rotatividade na eliminação destas bactérias. Os dados sugerem que o teiú aumenta o potencial risco de contaminação humana e ambiental por *Salmonella*, sendo uma ameaça tanto às espécies nativas quanto um problema de saúde pública no arquipélago.

Palavras-chave: *Tupinambis*, espécie exótica, enterobactéria, ilha.

***Salmonella* in tegu lizards (*Salvator merianae*) from Fernando de Noronha: serotyping, molecular epidemiology and public health risks caused by an invasive species**

3.2. Abstract

Understanding the risks of invasive species, not only directly on local biodiversity, but also on the human population, is of great importance for the management of these species as is for public and environmental health. Reptiles are asymptomatic carriers of *Salmonella* spp. and the prevalences found in nature may be high. Invasive species such as black and white tegu lizard (*Salvator merianae*) may be a source of *Salmonella* infection for both humans and other native species. Fernando de Noronha (FN) receives about 100,000 visitors from around the world every year, exposing tourists to an eventual contamination by such bacteria that may lead to a gastroenteritis and require medical attention. Conservation of this important world heritage site has been carried by two federal protected areas since 1986. The tegu was introduced in FN before 1950 and, to date, there was no significant management of this population. The real extent of the biological, economic, and public health impacts caused by tegu is also not known in FN. The bacterium *Salmonella enterica* is widely distributed in the FN tegu population, with a detected prevalence of 56.9%. The bacterium was isolated in 70.5% of the sampled sites and 15 serotypes belonging to 31 *Salmonella* genetic profiles were identified. Most strains found in recaptured animals presented distinct genetic profiles in each season, demonstrating a rotation of bacteria shedding. Tegu poses a potential risk of human and environmental contamination by *Salmonella*, being not only a threat to the native species, but also a concern to public health in the archipelago.

Keywords: *Tupinambis*, exotic species, enterobacteria, island.

3.3. Introdução

Espécies invasoras são uma das principais ameaças à biodiversidade, especialmente em ecossistemas isolados como os encontrados em ilhas (CLOUT; WILLIAMS, 2009; RUSSELL et al., 2017). Estudos sobre invasões biológicas estão mudando o foco de mecanismos de invasão para os impactos e efeitos indiretos que espécies invasoras podem trazer (DOHERTY et al., 2016; RUSSELL et al., 2017). Esta nova abordagem traz a necessidade de compreender os impactos das espécies invasoras em diferentes dimensões do meio ambiente como a saúde pública e a vida silvestre, seguindo também o conceito de Saúde Única (AVMA, 2008). Impactos indiretos causados pelas espécies invasoras são geralmente difíceis de se observar, mas entender sua extensão pode ser um crucial em programas de manejo (RUSSELL et al., 2017; O'HANLON et al., 2018).

Salmonella é uma bactéria gram-negativa da família das enterobactérias que pode causar doença gastrointestinal em humanos, sendo especialmente grave em crianças, idosos ou indivíduos imunossuprimidos (CORRENTE et al., 2006; FORNAZARI; TEIXEIRA, 2009). Os répteis geralmente são reservatórios assintomáticos de *Salmonella*, porém a bactéria mantém sua patogenicidade para mamíferos e aves (CORRENTE et al., 2006). Alimentos de origem animal são a principal fonte de infecção por *Salmonella* (TOMASTIKOVA et al., 2017), mas a infecção humana pode ocorrer também de forma indireta a partir do contato com répteis mantidos como animais de estimação e através do solo ou água contaminados (WARWICK et al., 2001; TOMASTIKOVA et al., 2017; WHILEY; GARDNER; ROSS, 2017). Populações de lagartos na natureza podem ter uma prevalência de *Salmonella* de até 100% (MACIEL et al., 2010; KIKILLUS; GARTRELL; MOTION, 2011), com grande potencial de infecção para outras espécies, incluindo humanos. Além da clara importância para a saúde pública, existe a possibilidade de um impacto na fauna nativa, a exemplo da mortalidade de aves relacionada à *Salmonella* (KIKILLUS; GARTRELL; MOTION, 2011).

O arquipélago de Fernando de Noronha está localizado a 345 km da costa nordeste do Brasil sendo composto por 21 ilhas e ilhotas. A área total do arquipélago é de 18,4 km², onde a ilha principal, também denominada Fernando de Noronha (FN), tem 16,7 km² (ALMEIDA, 2002; RUSSELL et al., 2018). O arquipélago é patrimônio mundial da Unesco e, por possuir o único mangue insular do atlântico sul, foi recentemente nomeado como um sítio Ramsar, que protege áreas úmidas em todo o mundo. Fernando de Noronha (FN) recebe anualmente cerca de 100 mil visitantes oriundos do Brasil e de diferentes outras partes do mundo (BRASIL, 2016), mas o número total de habitantes e turistas pode chegar a até oito mil pessoas na ilha, na alta temporada (MARINHO, 2018). Toda a área terrestre do arquipélago e a área marinha ao seu redor é protegida por duas unidades de conservação federais regidas pelo Instituto Chico Mendes de Conservação

da Biodiversidade - ICMBio (Figura 1). A Área de Proteção Ambiental (APA) abriga a área habitada da ilha, as áreas urbanizadas, de pesca, plantio e criação de animais domésticos. O Parque Nacional Marinho (PARNAMAR) é composto por todas as ilhas secundárias, grande parte da área marinha do entorno e inclui as áreas de uso indireto para o turismo. A gestão territorial política e social é feita diretamente pelo governo do Estado de Pernambuco.

Figura 1 – Arquipélago de Fernando de Noronha e Unidades de Conservação Federais, Brasil.

O teiú (*Salvator merianae*) (Fig. 2) é endêmico da porção continental oriental da América do Sul, sendo a maior espécie de lagarto das Américas. Em Fernando de Noronha, a pouca informação histórica disponível indica que o teiú foi introduzido na ilha antes do ano de 1950 (SANTOS, 1950), apesar de haverem informações contraditórias na literatura (p. ex.: OREN, 1984; SILVA JR; PÉREZ JR; SAZIMA, 2005; MATTEWS, 2005), onde atualmente é considerado uma espécie exótica invasora. Este lagarto possui hábito diurno e dieta onívora, vivendo e se alimentando em áreas abertas e de vegetação arbustiva (OREN, 1984; SAZIMA; HADDAD, 1992; BOVENDORP; ALVAREZ; GALETTI, 2008). Também ocorre em áreas antropizadas como parques urbanos, áreas rurais ou residenciais bem arborizadas (OREN, 1984; BOVENDORP; ALVAREZ; GALETTI, 2008; KLUG et al., 2015). Na maioria das áreas onde o teiú ocorre, eles são caçados por sua pele e carne (OREN, 1984; SAZIMA; HADDAD, 1992; NÓBREGA ALVES et al., 2012), o que justificou a inclusão da espécie no apêndice II da CITES (CITES, 2018). A população atual de teiús em FN foi estimada e está entre sete e doze mil indivíduos (vide capítulo 1).

Figura 2 – Teiú capturado em Fernando de Noronha, Brasil, com armadilha tipo Tomahawk®.

Os objetivos deste estudo foram determinar a prevalência, os sorotipos e a epidemiologia molecular de *Salmonella enterica* na população de lagartos teiú do arquipélago de Fernando de Noronha, Brasil, para possibilitar a identificação de fontes de riscos à saúde pública e à saúde ambiental.

3.4. Métodos

3.4.1. Amostragem

As amostras foram coletadas entre outubro de 2014 e novembro de 2016, durante cinco estações de duas a três semanas de amostragem diária consecutiva. As estações de amostragem foram no início e final da estação seca (outubro-novembro e janeiro-fevereiro). Não foram feitas capturas durante a estação chuvosa (março-julho) por haver registros no continente de estivação ou dormência para esta espécie durante o inverno (VAN-SLUYS; ROCHA, 1999; ANDRADE et al., 2004; WINCK; CECHIN, 2008; WINCK; BLANCO; CECHIN, 2011). Os animais foram capturados utilizando armadilhas de PVC tipo funil e armadilhas tipo Tomahawk® (Cap. 1), cobrindo áreas habitadas e desabitadas da ilha principal, próximas a áreas com vegetação, onde a logística permitia a checagem diária das armadilhas.

O comprimento rostro-cloacal (CRC) foi medido utilizando uma fita métrica com precisão de 0,5 cm. A massa foi medida com um dinamômetro Pesola® com precisão de 10 g. Os animais capturados e libertados foram marcados individualmente utilizando um transponder implantado sob a pele lateralmente na base da cauda. A introdução do transponder foi feita no sentido crânio-caudal e dorso-ventral, sendo aplicado adesivo epóxi sobre a abertura da pele para evitar a perda do transponder por migração subcutânea. Os animais recapturados em uma mesma época de amostragem, dentro de um período de 30 dias, foram soltos sem que nenhum dado ou amostra fosse coletado novamente. Os esforços de recaptura foram feitos num mesmo local a cada temporada, de modo que apenas parte da população amostrada estava disponível para recapturas.

3.4.2. Isolamento bacteriano

Os animais capturados tiveram a região cloacal limpa com algodão embebido em solução alcoólica de clorexidina a 0,5% (Riohex®) previamente à coleta. A coleta das amostras foi realizada utilizando-se um suabe estéril para cada coleta. Os suabes foram introduzidos na cloaca evitando o contato com a região externa, para diminuir o risco de contaminação secundária das amostras. As amostras foram acondicionadas em meio Stuart e mantidas refrigeradas a 4 °C por até três semanas antes de serem enviadas ao laboratório para cultura e isolamento.

Os suabes foram semeados em ágar xilose-lisina-tergitol 4 (XLT4) (Difco) e incubados em aerobiose a 37 °C com leituras em 24-48 horas. Paralelamente, foram também inoculadas em caldo tetrationato e incubadas a 37 °C por 24 horas, sendo então semeadas em XLT4 e incubadas, conforme descrito anteriormente. As colônias sugestivas de *Salmonella* foram cultivadas em caldo BHI (*Brain Heart Infusion* - Difco), a 37 °C por 24 horas, e estocadas a -80 °C, com 30% de glicerol, até posterior tipagem sorológica e molecular.

3.4.3. Identificação molecular de *Salmonella*

A extração de DNA foi realizada segundo descrito por Boom et al. (1990) e o DNA foi mantido em microtubo e armazenado a -20 °C até sua utilização. As estirpes sugestivas de *Salmonella* foram confirmadas através da amplificação do gene *invA* utilizando os iniciadores descritos por Rahn et al. (1992). As reações foram realizadas utilizando-se 5 µL do DNA bacteriano, 1,5 mM de MgCl₂, 10 pmoles de cada iniciador, 1,0 U de Taq DNA polimerase (Fermentas Inc, Maryland/USA.), 1 X tampão de PCR e água até o volume final de 50 µL.

A detecção do DNA amplificado foi realizada através da eletroforese em gel de agarose 1,5%, utilizando-se tampão TAE (0,04 M tris-acetato [pH 8,5], 0,002 M de EDTA). Os fragmentos foram visualizados em sistema de fotodocumentação *Gel Doc XR System* (Bio-Rad Laboratories), sendo

os mesmos corados com o corante *BlueGreen*[®] (LGC Biotecnologia) e comparados ao marcador 100 pb DNA *Ladder* (New EnglandBioLabs).

3.4.4. Sorotipagem

As colônias classificadas como *Salmonella* spp. foram enviadas ao laboratório de referência em *Salmonella* no IOC/FIOCRUZ (Rio de Janeiro - RJ) para sorotipagem. A caracterização antigênica foi obtida utilizando a técnica de aglutinação rápida baseada nas fórmulas antigênicas para *Salmonella* (POPOFF; LE MINOR, 2001).

3.4.5. Tipagem molecular

O polimorfismo do comprimento de fragmentos amplificados com enzima única (*single enzyme amplified fragment length polymorphism* - SE-AFLP) foi realizado com a enzima de restrição - *Hind*III (New England Biolabs) - seguindo o protocolo de McLauchlin et al. (2000). Os fragmentos de DNA de *Salmonella* foram detectados por eletroforese a 90 V durante três horas em um gel de agarose a 2% corado com *BlueGreen*[®] (LGC Biotecnologia, São Paulo) e as imagens foram capturadas sob iluminação UV pelo sistema Gel Doc XR (Bio-Rad Laboratories). As determinações de peso molecular foram realizadas utilizando uma escala de DNA de 100 pares de base (New England BioLabs Inc).

3.4.6. Análise estatística

A distribuição das frequências de estirpes de acordo com o local de origem, sorotipo e perfil SE-AFLP foi realizada com o pacote estatístico SPSS 16.0 (SPSS Inc). Para determinar as ocorrências diferenciais de *Salmonella*, foi calculado o teste exato de Fisher, adotando-se um nível de significância de 5%.

Para a análise de agrupamento dos perfis de fragmentos amplificados (AFLP) foi utilizado o programa Bionumerics 7.6 (Applied Maths). Um dendrograma foi construído utilizando o coeficiente de Dice e o método de UPGMA (*Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean*). O ponto de corte de 90 % de similaridade genética foi utilizado para determinação e análise dos agrupamentos obtidos (VAN BELKUM et al., 2007). O índice discriminatório foi calculado conforme descrito por Hunter e Gaston (1988).

3.5. Resultados

Um total de 153 teiús foram capturados entre outubro de 2014 e novembro de 2016, em armadilhas dispostas em 44 locais diferentes de FN (Fig. 3). Embora o teiú também esteja

presente na Ilha Rata – detectado pela ocorrência de sinais indiretos - nossos esforços em três diferentes ocasiões não retornaram capturas naquela ilha.

Figura 3 – Pontos de captura de *Salvator merianae* entre 2014 e 2016, durante cinco estações de amostragem, no Arquipélago de Fernando de Noronha, Brasil. Pontos vermelhos indicam locais onde as capturas foram repetidas ao longo das cinco estações de amostragem e pontos verdes indicam locais de captura esporádica ou incidental.

Dos 153 animais capturados, 62 eram fêmeas, 88 machos e em três indivíduos o sexo não pôde ser determinado. Houve 68 eventos de recaptura que representam 34 animais recapturados em pelo menos uma estação, 26 animais recapturados em duas estações e sete animais recapturados em três estações diferentes. Apenas um animal foi recapturado em quatro das cinco estações amostradas.

O isolamento de *Salmonella* foi positivo em 87 animais (56,9%) oriundos de 31 locais distintos. Destes, 27 eram animais recapturados que tiveram pelo menos uma amostra positiva para o isolamento e em 19 animais foi detectada eliminação intermitente de *Salmonella* (animais negativos na primeira amostragem tornaram-se positivos na segunda e animais positivos na primeira amostragem tornaram-se negativos na segunda) (Apêndice 1).

Com relação aos locais amostrados, embora 70,5% (31/44) tenham sido positivos para a presença de *Salmonella*, metade (49/98) dos isolados obtidos se originaram de apenas quatro

locais (Fig. 4). A maioria dos isolados foi obtida na estação de coleta C4 (30,6%), seguido por C1 com 23,5%, C5 com 20,4%, C3 com 17,3% e C2 8,2%. Não houve diferença significativa do isolamento de *Salmonella* entre os sexos e as estações de coletas.

Figura 4 – Perfis de AFLP e prevalência de *Salmonella enterica* isoladas de *Salvator merianae* capturados no Arquipélago de Fernando de Noronha, Brasil, entre 2014 e 2016.

Um total de 196 suabes foram coletados (incluindo recapturas) e analisados, dos quais 98 resultaram no isolamento de *Salmonella*. Uma colônia de cada amostra foi estocada para a realização da sorotipagem e caracterização fenotípica e genotípica das estirpes isoladas. Todas as 98 estirpes foram identificadas como *Salmonella enterica* subsp. *enterica* pela sorotipagem. Ao todo foi possível identificar 15 sorotipos (Tabela 1 e Apêndice 2). Dentre estes, destaca-se que seis sorotipos identificados corresponderam a mais de 58% das estirpes: Rubislaw, Javiana, Mbandaka, Panama, Muenchen e Minnesota. Apenas em quatro estirpes não foi possível completar a caracterização da fórmula antigênica e 17 estirpes (17,35%) foram caracterizadas como não tipáveis.

Tabela 1: Frequência absoluta (N) e relativa (%) de sorotipos de *Salmonella* encontrados nas amostras de teiú de Fernando de Noronha, Brasil.

Sorotipo	N	%
NT	17	17,35
Rubislaw	13	13,27
Javiana	10	10,20
Mbandaka	9	9,18
Muenchen	9	9,18
Panama	9	9,18
Minnesota	7	7,14
Akuafo	4	4,08
Saintpaul	4	4,08
Montevideo	3	3,06
Ndolo	3	3,06
Schwarzengrund	2	2,04
Agona	1	1,02
Braenderup	1	1,02
enterica enterica (O: 4,5)	1	1,02
enterica enterica (O:16)	1	1,02
enterica enterica (O:3, 10)	1	1,02
enterica enterica (O:6,8)	1	1,02
London	1	1,02
Worthington	1	1,02
Totais	98	100,00

A genotipagem por SE-AFLP resultou em 31 perfis (A1 - A31) (Fig. 4 e Apêndice 2). A análise de agrupamento dos perfis de bandas permitiu a diferenciação de um grupo principal, com mais de 75 % de similaridade genética, composto por 80 estirpes de 18 perfis (A1 - A18). As 18 estirpes restantes apresentaram maior heterogeneidade genética e foram distribuídas entre 13 perfis de SE-AFLP (A19 – A31), sendo a maioria destas isoladas na primeira estação de coleta (C1).

Das 98 estirpes estudadas, 42,9 % estavam restritas a três perfis de SE-AFLP (A1, A2 e A16). Entre os perfis identificados, destacam-se A1, A2, A3, A6 e A16 por persistirem em animais distintos por pelo menos três estações de coleta, na área onde foram feitas recapturas. Outros perfis como A4, A7 e A17 foram detectados em pelo menos duas áreas distintas na mesma estação de coleta (Apêndice 1 e Fig. 4).

A área de recapturas apresentou a maior frequência de *Salmonella* e maior variação genotípica (pontos C1 e C4, Fig. 4). A diversidade de *Salmonella* também foi verificada entre os

animais recapturados. Apenas dois conjuntos de estirpes de animais recapturados apresentaram persistência dos perfis SE-AFLP (T67 e T68), enquanto a maioria das estirpes de animais recapturados apresentou perfis distintos em cada coleta (Apêndice 1). O índice discriminatório obtido para a técnica de SE-AFLP foi de 0,92.

3.6. Discussão

O gênero *Salmonella* é considerado parte da microbiota do trato gastrointestinal e pele dos répteis. Há relatos de que 60 a 90% dos répteis aparentemente saudáveis hospedam *Salmonella* e podem eliminar o patógeno nas fezes continua ou intermitentemente (GEUE; LÖSCHNER, 2002; MACIEL et al., 2010; MITCHELL; SHANE, 2001). Desta forma, os répteis são considerados uma fonte potencial de infecção de *Salmonella* para humanos, especialmente para crianças e para adultos que apresentam comprometimento imunológico, sendo também transmitida a outros animais e ao meio ambiente (BAUWENS et al., 2006; SHINOHARA et al., 2008; WHILEY; GARDNER; ROSS, 2017).

O teiú é considerado um reservatório comum de *Salmonella* spp. A prevalência encontrada entre os teiús de FN (56,9%) é alta para uma população de vida livre e está próxima da encontrada em répteis de cativeiro como zoológicos e animais de estimação, na Europa. Prevalências encontradas na Bélgica, Itália, Alemanha, Áustria e Suécia, variam entre 47 e 54,1% de animais positivos para *Salmonella* (BAUWENS et al., 2006; CORRENTE et al., 2004, GEUE; LÖSCHNER, 2002). Cheng e colaboradores (2014) trabalhando na Malásia, encontraram uma prevalência significativamente maior de *Salmonella* em lagartos de cativeiro (83,3%) se comparados aos animais oriundos de vida livre (25%).

Estudos com teiús de cativeiro no Brasil demonstram a alta prevalência de diferentes espécies e sorotipos de *Salmonella*, podendo chegar a 100% de animais portadores (CARVALHO et al., 2013; MACIEL et al., 2010). A maior prevalência encontrada no Brasil se dá possivelmente por condições climáticas favoráveis e por serem animais mantidos com fins comerciais, o que facilitaria a transmissão entre os animais pela densidade de teiús e tipo de manejo utilizado.

A alta prevalência de *Salmonella* encontrada nos teiús sugere que estes lagartos tenham papel importante como vetores da contaminação por esta bactéria em ambientes, animais e humanos. A maioria dos animais positivos neste estudo foram capturados na área da APA, uma área mais antropizada e com a presença de animais domésticos. Assim, é grande a possibilidade de transmissão horizontal de *Salmonella* para humanos e outros animais, além da contaminação ambiental e de alimentos. A facilidade de deslocamento do teiú entre as áreas habitadas da ilha (vide capítulo 1) também pode ter papel na disseminação das diferentes estirpes de *Salmonella*

entre regiões da ilha. Co-infecções por mais de um tipo de *Salmonella* também podem estar ocorrendo em FN, no entanto, apenas uma colônia de cada amostra foi tipificada. O método utilizado neste estudo não permite verificar se os teiús estão carreando mais de um sorotipo concomitantemente, contudo, outro estudo com *Salmonella* em répteis já demonstrou esta possibilidade (PEDERSEN et al., 2009).

Por ser um lagarto onívoro e ocupar áreas antropizadas, existe o risco de contaminação horizontal de *Salmonella* entre teiús, humanos e outros animais domésticos. A contaminação ambiental, de fontes de água e de alimentos produzidos em FN também não deve ser descartada (PEDERSEN et al., 2009; TOMASTIKOVA et al., 2017). O hábito comum entre moradores e trabalhadores da ilha de manter os teiús em “cevas” nos quintais, preparar e ingerir sua carne, traz outro fator de risco da presença desta espécie em Fernando de Noronha.

A presença de *Salmonella* em lagartos de vida livre também pode desempenhar um papel importante na salmonelose humana, tanto diretamente quando indiretamente pelo aumento da urbanização e da presença humana em ecossistemas naturais (WHILEY; GARDNER; ROSS, 2017). No caso específico de FN, por se tratar de espécie invasora e sabidamente exercer papel na manutenção e transmissão da bactéria, a simples presença do teiú implica em aumento do risco potencial de salmonelose humana. Internamentos hospitalares em FN dependem da disponibilidade de leitos no único hospital da ilha. Casos mais graves dependem de deslocamento aéreo para Recife, por meio de avião especializado que é fretado em emergências. Casos extremos de infecção por *Salmonella* podem representar risco real de morte, especialmente em crianças, idosos e pessoas imunocomprometidas que visitam ou moram em FN.

Os dados sobre casos de diarreia bacteriana em FN não estão disponíveis, e também não é feito o diagnóstico para casos de salmonelose no único hospital da ilha. Assim, não é possível estabelecer uma relação direta entre casos de diarreia humana causada por estirpes presentes nos teiús. No entanto, um estudo relaciona sorotipos encontrados tanto em répteis quanto em humanos na Guiana Francesa, dentre eles, alguns dos sorotipos também são encontrados nos teiús de FN - Panama, Saint Paul, Javiana e Rubislaw (GAY et al., 2014).

A análise por SE-AFLP apresentou uma alta variabilidade genética das estirpes de *Salmonella* encontradas nos teiús de FN, com perfis genéticos abrangendo diferentes sorotipos. Embora a diversidade genética de *Salmonella* não tenha sido completamente avaliada neste estudo, a eletroforese em gel de campo pulsado (PFGE) já demonstrou heterogeneidade inter e intra-sorotipo. Franco et al. (2011) relataram alta similaridade genética entre sorotipos (Newport e Bardo) e variação de *S. enterica* Pomona em nove genótipos entre *Salmonella* isoladas de iguanas terrestres nas ilhas Galápagos. Estes autores já sugeriram que técnicas baseadas em

sequenciamento poderiam demonstrar maior similaridade genética entre isolados de diferentes sorotipos.

A presença de uma grande diversidade de sorotipos e de perfis SE-AFLP em FN sugere que a ilha seja um ponto de convergência tanto de bactérias vindas do continente, como os sorotipos Agona, Saintpaul, London, Mbandaka, Muenchen e Schwarzengrund, quanto vinda de outras partes do mundo, como o sorotipo Akuafo. Esta aglomeração aumenta a complexidade epidemiológica ligada à saúde pública e potencializa o papel do teiú como fonte contaminante no local. Destacam-se os sorotipos London, Mbandaka, Minnesota, Montevideo, Muenchen, Ndolo e Schwarzengrund, que apesar desta ser a primeira descrição em répteis no país, estes já foram relacionados à salmonelose em animais de produção, alimentos e humanos (HOFER; SILVA FILHO; REIS, 1998; LEAL et al., 1987; MIRANDA et al., 2017; VOSS-RECH et al., 2015; WEISS et al., 2002). De forma semelhante, os sorotipos Javiana e Saintpaul demandam atenção por sua associação à salmonelose humana e de origem alimentar, além de alta resistência aos antimicrobianos (IVESON; BRADSHAW, 1973; BEHRAVESH et al., 2011; HAYFORD et al., 2015).

Bertelloni et al. (2016) também relataram diferentes genótipos quando analisando estirpes de *Salmonella* isoladas de répteis saudáveis, pertencentes a um mesmo sorotipo, mas de origens diferentes na Itália. Baseados nestes resultados, foi sugerido que os répteis infectados pelo mesmo sorotipo poderiam ter contraído a infecção de fontes diferentes.

Este estudo demonstra que a heterogeneidade de genótipos foi observada não apenas dentro de um mesmo sorotipo de *Salmonella*, mas também entre isolados de diferentes áreas amostradas em FN. Considerando a distribuição das amostras coletadas, os perfis genéticos detectados e a mobilidade dos teiús dentro de suas áreas de vida, que variam de 7,3 a 15,3 ha (Cap. 1), a detecção do mesmo genótipo em áreas distintas na mesma estação de amostragem sugere a transmissão horizontal entre os teiús, possivelmente a partir de contaminação ambiental. Da mesma forma, a detecção de um genótipo numa mesma área, em mais de uma estação de coleta (como os genótipos A1, A6 e A16), reforça a possibilidade de transmissão horizontal entre os grupos de teiús, ocasionando a persistência do genótipo num mesmo local.

Como não foi avaliada a presença de contaminação por *Salmonella* de outros tipos de amostras, como por exemplo ambientes nos quais os teiús habitam assim como seus alimentos, a origem da contaminação não pode ser definida. Uma das possibilidades para a origem da contaminação dos teiús por distintos sorotipos e genótipos pode estar relacionada aos seus hábitos alimentares - seja a ingestão de restos alimentares nas áreas antropizadas ou mesmo a ingestão de aves e outros répteis nativos. A contaminação ambiental por *Salmonella* carregada por

animais de produção na ilha também é uma possibilidade; no entanto, ainda não existem dados disponíveis sobre a contaminação animal no arquipélago para esta comparação.

O papel do teiú na cadeia da salmonelose humana em FN é reforçado pelo fato de que todos os isolados identificados foram de *Salmonella enterica* subsp. *enterica*. Embora os répteis tenham sido descritos como hospedeiros de uma ampla variedade de subespécies de *Salmonella enterica* e sorotipos exóticos (MITCHELL; SHANE, 2001; PEDERSEN et al., 2009; WHILEY; GARDNER; ROSS, 2017), o predomínio da subespécie *enterica* exige atenção pelo seu potencial zoonótico, com diversos sorotipos comumente isolados de fontes humanas e alimentares.

A grande variedade de sorotipos com poucos representantes de cada sorotipo detectados em FN corrobora estudos anteriores que reportam a alta diversidade de sorotipos de *Salmonella* entre répteis (BAUWENS et al., 2006; PASMANS et al., 2005; PEDERSEN et al., 2009; WHILEY; GARDNER; ROSS, 2017). A maioria dos sorotipos detectados nos teiús de FN já havia sido descrita para répteis em outras partes do mundo, dos quais os sorotipos Agona, Braenderup, Panama, Rubislaw, Saintpaul e Worthington já haviam sido previamente detectados em teiús de cativeiro no Brasil (CARVALHO et al., 2013; MACIEL et al., 2010). Além de répteis, a maioria desses sorotipos também já foi identificada em humanos e animais domésticos, incluindo aves, suínos e bovinos (CDC, 2013). Considerando que FN é um importante polo turístico brasileiro que recebe visitantes de todas as faixas etárias e de todo o mundo, a identificação dos teiús como disseminadores de sorotipos de *Salmonella enterica* subsp. *enterica* é de grande importância para a saúde pública.

3.7. Conclusão

O teiú já é considerado uma ameaça ambiental em FN por predação de animais ameaçados de extinção. O risco para a saúde pública constatado reforça a importância de medidas de controle ou erradicação desta espécie invasora no arquipélago. Alguns fatores potencializam o papel do teiú na salmonelose humana em FN: a) o teiú ocorre em alta densidade no arquipélago; b) o teiú ocorre em toda a ilha principal e está presente nas maiores áreas antropizadas; c) a prevalência de *Salmonella* encontrada nos teiús de FN é alta; d) o teiú faz parte da alimentação humana em FN; e) alguns sorotipos encontrados têm reconhecida patogenicidade para humanos. Assim, fica clara a importância do teiú na saúde pública de Fernando de Noronha pelo elevado risco de contaminação humana e a dificuldade de atendimento hospitalar adequado no arquipélago. Por ser uma região isolada e distante do continente, é premente o controle desta zoonose em FN. Deve-se assegurar que os teiús não sejam usados como fonte de alimento em FN pois isso pode

agravar ainda mais o risco de salmonelose humana. A ameaça potencial à saúde pública impede o uso cultural ou comercial dessa espécie invasora.

3.8. Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer à Administração distrital de Fernando de Noronha, ao Instituto Brasileiro de Medicina da Conservação (Tríade), ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), ao Núcleo de Gestão Integrada de Fernando de Noronha e seus voluntários, ao Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Répteis e Anfíbios (RAN), ao Corpo de Bombeiros de Fernando de Noronha, ao Programa de Pós Graduação em Epidemiologia Experimental Aplicada às Zoonoses (VPS-FMVZ-USP), ao corpo técnico dos laboratórios de Sanidade Suína, Doenças Infecciosas e Zoonoses, da Faculdade de Medicina Veterinária da USP. ICMBio e CAPES (Projeto PVE n. 88881.065000/2014-1) forneceram apoio financeiro à este projeto. Este estudo foi feito sob a licença SISBIO n. 41682 e autorização n. 2724150515 do comitê de ética da USP. O presente estudo foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

3.9. Referências

ALMEIDA, F. F. M. Arquipélago de Fernando de Noronha - Registro de monte vulcânico do Atlântico Sul. em: SCHOBENHAUS, C. et al. (Eds.). **Sítios Geológicos e Paleontológicos do Brasil**. 1. ed. Brasília: DNPM-CPRM, 2002. p. 361–369.

ANDRADE, D. V et al. Overwintering in tegu lizards. **Life in the Cold: Evolution, Mechanisms, Adaptation, and Application. Twelfth International Hibernation Symposium**, n. 27, p. 339–348, 2004.

AVMA; AMERICAN VETERINARY MEDICAL ASSOCIATION (AVMA). One health: A new professional imperative. **One Health Initiative Task Force Final Report**, p. 76, 2008.

BAUWENS, L. et al. Isolation of *Salmonella* from environmental samples collected in the reptile department of Antwerp Zoo using different selective methods. **Journal of Applied Microbiology**, v. 101, n. 2, p. 284–289, 2006.

BEHRAVESH, C. B. et al. 2008 Outbreak of *Salmonella* Saintpaul Infections Associated with Raw Produce. **New England Journal of Medicine**, v. 364, n. 10, p. 918–927, mar. 2011.

BERTELLONI, F. et al. *Salmonella* infection in healthy pet reptiles: Bacteriological isolation

and study of some pathogenic characters. **Acta Microbiologica et Immunologica Hungarica**, v. 63, n. 2, p. 203–216, 2016.

BOOM, R. et al. Rapid and simple method for purification of nucleic acids. **Journal of clinical microbiology**, v. 28, n. 3, p. 495–503, 1990.

BOVENDORP, R. S.; ALVAREZ, A. D.; GALETTI, M. Density of the tegu lizard (*Tupinambis merianae*) and its role as nest predator at Anchieta island, Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 3, n. 1, p. 9–12, 2008.

BRASIL. **Fernando de Noronha registra aumento de turistas em 2016**. Disponível em: <<http://www.brasil.gov.br/turismo/2017/01/fernando-de-noronha-registra-aumento-de-turistas-em-2016>>. Acessado em maio de 2018.

CDC. **An Atlas of Salmonella in the United States, 1968-2011: Laboratory-based Enteric Disease Surveillance**. Atlanta: US Department of Health and Human Services, 2013.

CHENG, B. Y.; WONG, S. P.; DYKES, G. A. *Salmonella* associated with captive and wild lizards in Malaysia. **Herpetology Notes**, v. 7, n. 2014, p. 145–147, 2014.

CITES. **Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora - Appendices**. Disponível em: <<https://www.cites.org/eng/app/appendices.php>>. Acessado em outubro de 2018.

CLOUT, M. N.; WILLIAMS, P. A. **Invasive species management: a handbook of techniques**. first ed. New York: Oxford University Press, 2009.

CORRENTE, M. et al. Isolation of *Salmonella* strains from reptile faeces and comparison of different culture media. **Journal of Applied Microbiology**, v. 96, n. 4, p. 709–715, 2004.

CORRENTE, M. et al. Reptile-associated Salmonellosis in Man, Italy. **Emerging Infectious Diseases**, v. 12, n. 2, p. 358–329, fev. 2006.

CARVALHO, A. M. et al. Prevalence of Enterobacteriaceae in *Tupinambis merianae* (Squamata: Teiidae) from a captive facility in Central Brazil, with a profile of antimicrobial drug resistance in *Salmonella enterica*. **Phyllomedusa**, v. 12, n. 1, p. 57–67, 2013.

DOHERTY, T. S. et al. Impacts and management of feral cats *Felis catus* in Australia. **Mammal Review**, p. 1–15, 2016.

FORNAZARI, F.; TEIXEIRA, C. R. Salmonelose em répteis: Aspectos epidemiológicos, clínicos e zoonóticos. **Veterinária e Zootecnia**, v. 16, n. 1, p. 19–25, 2009.

FRANCO, A. et al. Characterization of salmonella occurring at high prevalence in a population of the land iguana *conolophus subcristatus* in Galápagos Islands, Ecuador. **PLoS ONE**, v. 6, n. 8, p. 1–5, 2011.

GAY, N. et al. Salmonella serotypes in reptiles and humans, French Guiana. **Veterinary Microbiology**, v. 170, n. 1–2, p. 167–171, 2014.

GEUE, L.; LÖSCHNER, U. Salmonella enterica in reptiles of German and Austrian origin. **Veterinary Microbiology**, v. 84, n. 1–2, p. 79–91, 2002.

HAYFORD, A. E. et al. Genetic and resistance phenotypic subtyping of Salmonella Saintpaul isolates from various food sources and humans: Phylogenetic concordance in combinatory analyses. **Infection, Genetics and Evolution**, v. 36, p. 92–107, dez. 2015.

HOFER, E.; SILVA FILHO, S. J. da; REIS, E. M. F. dos. Sorovares de Salmonella isolados de matérias-primas e de ração para aves no Brasil. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, v. 18, n. 1, p. 21–27, jan. 1998.

HUNTER, P. R.; GASTON, M. A. Numerical index of the discriminatory ability of typing systems: an application of Simpson's index of diversity. **Journal of clinical microbiology**, v. 26, n. 11, p. 2465–2466, 1988.

IVESON, J. B.; BRADSHAW, S. D. Salmonella javiana infection in an infant associated with a marsupial, the quokka, *Setonix brachyurus*, in Western Australia. **Journal of Hygiene**, v. 71, n. 03, p. 423–432, 15 set. 1973.

KIKILLUS, K.; GARTRELL, B.; MOTION, E. Prevalence of *Salmonella* spp., and serovars isolated from captive exotic reptiles in New Zealand. **New Zealand Veterinary Journal**, v. 59, n. 4, p. 174–178, jul. 2011.

KLUG, P. E. et al. The influence of disturbed habitat on the spatial ecology of Argentine black and white tegu (*Tupinambis merianae*), a recent invader in the Everglades ecosystem (Florida, USA). **Biological Invasions**, v. 17, n. 6, p. 1785–1797, 2015.

LEAL, N. C. et al. Sorotipos de Salmonella isolados de processos entéricos humanos em Recife-Pernambuco, durante o triênio 1978-1980. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 82, n. 1, p. 43–49, mar. 1987.

MACIEL, B. M. et al. High prevalence of Salmonella in tegu lizards (*Tupinambis merianae*), and susceptibility of the serotypes to antibiotics. **Zoonoses and Public Health**, v. 57, n. 7–8, 2010.

MARINHO, A. C. **Vigilância Sanitária apresenta resultado do trabalho de melhoria do**

setor de alimentação de Fernando de Noronha. Disponível em: <<http://g1.globo.com/peernambuco/blog/viver-noronha/post/vigilancia-sanitaria-apresenta-resultado-do-trabalho-de-melhoria-do-setor-de-alimentacao-de-fernando-de-noronha.html>>. Acessado em maio de 2018.

MCLAUCHLIN, J. et al. Amplified fragment length polymorphism (AFLP) analysis of *Clostridium perfringens* for epidemiological typing. **International journal of food microbiology**, v. 56, n. 1, p. 21–28, 2000.

MIRANDA, A. L. et al. Phenotypic and genotypic characterization of *Salmonella* spp. isolated from foods and clinical samples in Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 89, n. 2, p. 1143–1153, maio 2017.

MITCHELL, M. A.; SHANE, S. M. Salmonella in reptiles. **Seminars in Avian and Exotic Pet Medicine**, v. 10, n. 1, p. 25–35, 2001.

NÓBREGA ALVES, R. et al. A zoological catalogue of hunted reptiles in the semiarid region of Brazil. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine**, v. 8, n. 1, p. 27, 2012.

O'HANLON, S. J. et al. Recent Asian origin of chytrid fungi causing global amphibian declines. **Science**, v. 360, n. 6389, p. 621–627, 11 maio 2018.

OREN, D. C. Resultados de uma nova expedição zoológica a Fernando de Noronha. **Boletim do Museu Paranaense Emilio Goeldi Zoologia**, v. 1, n. 1, p. 19–44, 1984.

PASMANS, F. et al. Characterization of *Salmonella* isolates from captive lizards. **Veterinary Microbiology**, v. 110, n. 3–4, p. 285–291, 2005.

PEDERSEN, K. et al. Serovars of salmonella from captive reptiles. **Zoonoses and Public Health**, v. 56, n. 5, p. 238–242, 2009.

POPOFF, M. Y.; LE MINOR, L. Antigenic formulas of the *Salmonella* serovars, WHO Collaborating Centre for Reference and Research on *Salmonella*. **World Health Organ**, v. 8, 2001.

RAHN, K. et al. Amplification of an *invA* gene sequence of *Salmonella typhimurium* by polymerase chain reaction as a specific method of detection of *Salmonella*. **Molecular and Cellular Probes**, v. 6, n. 4, p. 271–279, 1992.

RUSSELL, J. C. et al. Invasive alien species on islands: impacts, distribution, interactions and management. **Environmental Conservation**, p. 1–13, 2017.

RUSSELL, J. C. et al. Management of cats and rodents on inhabited islands: An overview and case study of Fernando de Noronha, Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v.

16, n. 4, p. 193–200, 2018.

SANTOS, A. T. dos. **Fernando de Noronha, ilha de cenários múltiplos**. 1. ed. Rio de Janeiro: RIO, 1950.

SAZIMA, I.; HADDAD, C. F. B. Repteis da Serra do Japi: notas sobre historia natural. **História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil**, p. 321, 1992.

SHINOHARA, N. K. S. et al. Salmonella spp., importante agente patogénico veiculado em alimentos. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 13, n. 5, p. 1675–1683, 2008.

TOMASTIKOVA, Z. et al. Prevalence and characteristics of Salmonella species isolated from captive reptiles in the Czech Republic. **Veterinarni Medicina**, v. 62, n. 8, p. 456–469, 2017.

VAN-SLUYS, M.; ROCHA, C. F. D. *Tupinambis merianae* (Common Tegu) activity. **Herpetological review**, v. 30, n. 1, p. 42–43, 1999.

VAN BELKUM, A. et al. Guidelines for the validation and application of typing methods for use in bacterial epidemiology. **Clinical Microbiology and Infection**, v. 13, n. s3, p. 1–46, 2007.

VOSS-RECH, D. et al. A temporal study of Salmonella enterica serotypes from broiler farms in Brazil. **Poultry Science**, v. 94, n. 3, p. 433–441, mar. 2015.

WARWICK, C. et al. Reptile-related salmonellosis in Europe. **Journal of the Royal Society of Medicine**, v. 94, n. 3, p. 124–126, 2001.

WEISS, L. H. N. et al. Ocorrência de Salmonella sp em suínos de terminação no Rio Grande do Sul1. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, v. 22, n. 3, p. 104–108, 2002.

WHILEY, H.; GARDNER, M. G.; ROSS, K. A Review of Salmonella and Squamates (Lizards, Snakes and Amphisbians): Implications for Public Health. **Pathogens**, v. 6, n. 3, p. 38, 2017.

WINCK, G. R.; BLANCO, C. C.; CECHIN, S. Z. Population ecology of *Tupinambis merianae* (Squamata, Teiidae): home-range, activity and space use. **Animal Biology**, v. 61, n. 4, p. 493–510, 2011.

WINCK, G. R.; CECHIN, S. Z. Hibernation and emergence pattern of *Tupinambis merianae* (Squamata: Teiidae) in the Taim Ecological Station, southern Brazil. **Journal of Natural History**, v. 42, n. 3–4, p. 239–247, jan. 2008.

3.10. Apêndices

Apêndice 1 – Recapturas entre estações amostrais em Fernando de Noronha.

(continua)

		Estação				
Animal		out/14	fev/15	out/15	fev/16	out/16
Ponto	T4	P6	P11			
AFLP		A4	Negativo			
Ponto	T6	P4	P11	P4		
AFLP		A4	A27	A16		
Ponto	T7	P4	P11			
AFLP		A30	A1			
Ponto	T23		P5		P6	
AFLP			Negativo		A1	
Ponto	T27		P4		P4	
AFLP			Negativo		A13	
Ponto	T37		P8			P10
AFLP			A1			A14
Ponto	T65			P11	P11	
AFLP				Negativo	A1	
Ponto	T67			P7	P6	
AFLP				A1	A1	
Ponto	T68			P4	P4	
AFLP				A16	A16	
Ponto	T69			P4	P4	
AFLP				Negativo	A2	
Ponto	T71			P8	P7	
AFLP				Negativo	A1	
Ponto	T74			P7	P7	
AFLP				A3	A10	
Ponto	T76			P7		P508
AFLP				A16		Negativo
Ponto	T79			P9	P6	P508
AFLP				Negativo	A2	A7
Ponto	T81			P7	P9	P5
AFLP				A1	A2	Negativo
Ponto	T83			P6		P6
AFLP				A1		A6

(conclusão)

		Estação				
Animal		out/14	fev/15	out/15	fev/16	out/16
Ponto	T85			P11	P11	
AFLP				Negativo	A16	
Ponto	T87			P6	P6	
AFLP				A6	Negativo	
Ponto	T91			P6		P6
AFLP				A2		A6
Ponto	T92			P7		P507
AFLP				Negativo		A1
Ponto	T93			P6		P508
AFLP				A16		Negativo
Ponto	T97			P7		P507
AFLP				Negativo		A7
Ponto	T98				P4	P4
AFLP					A22	Negativo
Ponto	T111				P1	P10
AFLP					Negativo	A17
Ponto	T112				P7	P10
AFLP					A16	Negativo
Ponto	T114				P8	P8
AFLP					A16	Negativo
Ponto	T121				P8	P508
AFLP					A2	Negativo

P= Ponto de captura (Fig. 3), A# = Classificação genotípica das estirpes (SE-AFLP).

Apêndice 2 – Dendrograma de similaridade entre perfis SE-AFLP e sorotipos de *Salmonella* isolados de teiús em Fernando de Noronha, Brasil.

(continua)

(conclusão)

ID_LSS= Identificação da amostra, Animal= Identificação do indivíduo, Coleta= Estação de coleta. C1= Outubro de 2014, C2= Fevereiro de 2015, C3= Outubro de 2015, C4= Fevereiro de 2016 e C5= outubro de 2016.

4. CAPÍTULO 3

**Viabilidade populacional do teiú (*Salvator merianae*) em Fernando de Noronha e
recomendações de manejo**

Viabilidade populacional do teiú (*Salvator merianae*) em Fernando de Noronha e recomendações de manejo

Carlos R. Abrahão^{a,b}, Tatiane Micheletti^c, Jean C.R. Silva^d, Fernando Ferreira^b e Ricardo A. Dias^b

^aCentro Nacional de Pesquisa e Conservação de Répteis e Anfíbios, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. carlos.abrahao@icmbio.gov.br

^bLaboratório de Epidemiologia e Bioestatística. Departamento de Medicina Veterinária Preventiva e Saúde Animal, Faculdade de Medicina Veterinária, Universidade de São Paulo.

^cInstituto Brasileiro para a Medicina da Conservação – Triade.

^dDepartamento de Medicina Veterinária, Universidade Federal Rural de Pernambuco.

4.1. Resumo

Espécies invasoras são a segunda maior ameaça à biodiversidade no mundo. Porém, as pressões que elas causam nas populações nativas difere em ambientes continentais e insulares, uma vez que espécies insulares são menos resilientes à alterações ambientais. No Brasil, Fernando de Noronha é o arquipélago que abriga a maior biodiversidade insular oceânica e a maior riqueza de espécies endêmicas, mas também apresenta a maior riqueza de espécies invasoras. Dentre tais espécies, encontra-se o teiú (*Salvator merianae*), o maior lagarto da América do Sul, com introdução provável no arquipélago início do século XX, onde atualmente encontra-se bem estabelecido. Por ser um grande predador e de alto potencial adaptativo, o impacto que o teiú pode causar em populações nativas de ilhas não deve ser subestimado ou ignorado do ponto de vista da conservação. Desse modo, o presente estudo propõe alternativas de manejo para o *S. merianae* no arquipélago, a partir de cenários modelados com o uso da ferramenta de análise de viabilidade populacional (AVP) do programa Vortex v.10. A AVP possibilita avaliar as respostas das populações frente a diferentes cenários de manejo, evidenciando quais os parâmetros populacionais são mais importantes na dinâmica desta população. Os cenários construídos consideram o manejo de indivíduos adultos de toda a ilha principal e em duas áreas menores isoladas nesta ilha. Cenários controle (sem manejo) atestam que a população de teiús não se extingue em FN na ausência de pressão de fatores externos sobre a população. O manejo para o controle desta espécie é possível em FN e o esforço para este manejo foi calculado. Estratégias adicionais de contenção da população, de captura de indivíduos em baixas densidades populacionais, e de engajamento social precisam ser desenvolvidas para viabilizar a sua erradicação no arquipélago.

Palavras-chave: Lagarto; Squamata, espécie invasora; ilha oceânica; conservação.

Population viability of the tegu lizard (*Salvator merianae*) in Fernando de Noronha and management recommendations

4.2. Abstract

Invasive species are the second biggest threat to world's biodiversity. However, threats to the native populations are different from continental and insular ecosystems, as island species are less resilient to environmental changes. In Brazil, Fernando de Noronha Archipelago has the largest insular biodiversity and the greatest richness of endemic species. In turn, it also hosts the greatest number of invasive species. Among these invasive species is the tegu (*Salvator merianae*), which is the largest lizard in South America and probably introduced to the archipelago in the early 20th century. This species is currently well established in the main island of the archipelago. As a large predator with a high adaptive potential, the tegu's impact on the native populations must not be underestimated or ignored. Thus, this study proposes alternatives for the management of *S. merianae* in the archipelago, based on population viability analysis (PVA) models using the program Vortex v.10. PVA allows to evaluate responses to different management scenarios, showing which parameters are important to the dynamics of this population. Scenarios considered the management of adult individuals for the entire main island, and for two smaller isolated areas on the island. Control scenarios (no management) showed that the tegu population will not go extinct in FN in the absence of external source of pressure. The control management of this species is possible in FN and the management effort was calculated. Additional strategies such as to restrain the population, to capture individuals in low population densities and social engagement are also required before eradication of tegu become possible in this archipelago.

Keywords: Lizard; Squamate, invasive species; oceanic island; conservation.

4.3. Introdução

Espécies invasoras são uma importante ameaça à biodiversidade, sendo a principal causa de extinção de espécies de aves e a segunda maior de peixes e mamíferos no mundo (CLAVERO; GARCIA-BERTHOU, 2005; MCGEOCH et al., 2010). Entre os principais impactos causados pela introdução de espécies exóticas estão a predação e competição com a fauna local, a introdução de patógenos e a hibridização com espécies locais (MANCHESTER; BULLOCK, 2000; POWELL et al., 2011). Além disso, a introdução de espécies exóticas pode trazer riscos à saúde pública, à economia e ao bem-estar humano (ANDERSEN et al., 2004; DÍAZ et al., 2006; CROWL et al., 2008).

Para minimizar estes impactos negativos, é importante compreender a biologia populacional da espécie no local invadido, não somente em seu local de origem. As diferenças ecológicas entre o ambiente nativo e o invadido geram diferentes pressões de seleção, causando mudanças muitas vezes imprevisíveis na dinâmica populacional (SAKAI et al., 2001; KRAUS, 2009). Em ambientes insulares, por exemplo, o sucesso de invasão pode ser facilitado devido à menor complexidade ecológica inerente às ilhas (SAKAI et al., 2001; MELBOURNE et al., 2007). Nestes casos, podem ocorrer mudanças na estrutura populacional causadas pelas alterações das relações inter e intra-específicas, levando a mudanças nas densidades, áreas de vida, taxas reprodutivas e mesmo no tamanho dos indivíduos de uma espécie invasora (SAKAI et al., 2001; FINLAYSON; MOSEBY, 2004; SANDER et al., 2006; MELBOURNE et al., 2007; BOVENDORP et al., 2008).

No Brasil, as espécies invasoras vêm recebendo crescente atenção nas últimas duas décadas, ainda que muitas já estejam estabelecidas no país desde a colonização europeia no século XVI (SAMPAIO; SCHMIDT, 2013; ZENNI; DECHOUM; ZILLER, 2016), quando espécies da fauna e flora foram, em sua maioria, introduzidas propositalmente. Atualmente são contabilizadas 348 espécies invasoras não-nativas (sendo 26 vertebrados), somente nas unidades de conservação federais brasileiras (SAMPAIO; SCHMIDT, 2013). Esse valor desconsidera espécies da fauna nativa brasileira introduzidas em locais diferentes da sua distribuição natural (espécies alóctones).

Fernando de Noronha (FN) é o arquipélago oceânico brasileiro com a maior diversidade de espécies marinhas e terrestres dentre as ilhas oceânicas do país, devido principalmente à sua dimensão e heterogeneidade de habitats (SERAFINI; FRAÇA; ANDRIGUETTO-FILHO, 2010). O arquipélago é dividido em duas unidades de conservação (UC) federais regidas pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Distante 345 km da costa brasileira, é também o grupo de ilhas com maior número de espécies endêmicas e com maior número de espécies invasoras no país (SERAFINI; FRAÇA; ANDRIGUETTO-FILHO, 2010; MELLO; ADALARDO DE OLIVEIRA, 2016). Dois lagartos invasores estão presentes em Fernando de Noronha, a lagartixa

(*Hemidactylus mabouia*) e o teiú (*Salvator merianae*). Existe também um registro de uma tentativa de introdução malsucedida da anfisbena *Leposternon microcephalum* (VANZOLINI, 1978).

Não existem registros precisos sobre quando ocorreu a introdução do lagarto teiú em Fernando de Noronha. Alguns autores relatam a introdução como sendo posterior à década de 50 (OREN, 1984; MATTEWS, 2005; RAMALHO et al., 2009), mas registros históricos apontam que a introdução foi anterior à década de 50, possivelmente no início do século XX (SANTOS, 1950). Descrições históricas da fauna do arquipélago não deixam dúvidas de que esta espécie foi deliberadamente introduzida (BRANNER, 1888; RIDLEY, 1888). Atualmente sua população está bem estabelecida na ilha principal do arquipélago, onde é avistado com frequência (OREN, 1984; MATTEWS, 2005; RAMALHO et al., 2009).

O impacto de grandes predadores sobre a fauna nativa é relatado em ilhas do mundo todo (DOHERTY et al., 2016). No caso do teiú, a predação de ninhos e aves já foi descrita em ilhas onde ocorre naturalmente (BOVENDORP; ALVAREZ; GALETTI, 2008; MUSCAT et al., 2016) e em ambientes onde seu impacto e potencial invasor tem causado grande preocupação (ENGEMAN et al., 2011; PERNAS et al. 2012; MAZZOTTI et al., 2014). O teiú é a maior espécie de lagarto da América do Sul com ampla distribuição, desde a margem sul do rio Amazonas ao norte da Argentina, habitando áreas abertas e florestais. Sua dieta onívora é constituída por frutos e vegetais, mas preda oportunisticamente ovos, invertebrados e pequenos vertebrados (VANZOLINI; RAMOS-COSTA; VITT, 1980; LOPES; ABE, 1999). Portanto, sua capacidade adaptativa e potencial de predação não devem ser negligenciados (LANFRI et al., 2013; KLUG et al., 2015).

Os reais impactos que esse predador vem causando à fauna e flora nativas em FN foram pouco estudados, mas existem indícios de que seja uma ameaça real para espécies endêmicas ou ameaçadas como a tartaruga verde (*Chelonia midas*) (BELLINI; SANCHES, 1996), o lagarto de noronha (*Trachylepis atlantica*) (SILVA JR; PÉREZ JR; SAZIMA, 2005), a anfisbena de noronha (*Amphisbaena ridleyi*) e o caranguejo amarelo (*Johngarthia lagostoma*) (C.A. obs. pess.). Por ser um dispersor de sementes (CASTRO; GALETTI, 2004; MACHADO, 2007), é possível que também contribua com a dispersão de sementes de plantas exóticas que frutificam na ilha.

Os teiús compartilham o “pool” de parasitas com os *T. atlantica* em FN (RAMALHO et al., 2009) e é possível que compartilhem também a fauna microbiológica. A presença da bactéria *Salmonella enterica* em metade da população dos teiús capturados em FN (Cap. 2), traz um novo risco em potencial à saúde pública do arquipélago. Entender como as espécies invasoras, vetores de doenças e patógenos interagem frente às mudanças ecossistêmicas é crucial para a saúde humana e economia (CROWL, 2008). O efeito das doenças trazidas por espécies invasoras, como

no caso do teiú, geralmente é subestimado (YOUNG, 2017). Porém, o manejo destas espécies pode promover tanto a saúde pública quanto a manutenção da biodiversidade (DE WIT et al., 2017).

Existem evidências suficientes de que o manejo do teiú se faz necessário para proteger a biodiversidade endêmica e ameaçada do arquipélago, sendo reconhecida a importância deste controle no plano de manejo da Área de Proteção Ambiental de Fernando de Noronha – Rocas - São Pedro e São Paulo (ICMBio, 2017). Neste sentido, o núcleo de gestão integrada das UC federais em Fernando de Noronha criou recentemente uma área temática própria para as questões ligadas às espécies invasoras (Portaria ICMBio n. 07 de 03 de janeiro de 2017).

As diferentes estratégias de controle ou erradicação das espécies invasoras devem ser baseadas em evidências, de forma a aumentar as probabilidades de sucesso e evitar esforços improfícuos (LEUNG et al., 2002; KRAUS, 2009). O planejamento correto permite que se defina a melhor estratégia, que haja um preparo econômico e logístico da equipe, e que se busque metas e resultados adequados (LEUNG et al., 2002; ANDERSON et al., 2016). Dentre as opções para o manejo de espécies invasoras, a erradicação é geralmente a opção desejada do ponto de vista conservacionista (BOMFORD; O'BRIEN, 1995; CLOUT; VEITCH, 2002). Esta opção é mais factível se realizada nos momentos iniciais de uma invasão, quando a população ainda é incipiente e não está estabelecida (SAKAI et al., 2001; KRAUS, 2009; CHAPPLE; REARDON; PEACE, 2016). Após o estabelecimento, as medidas de controle passam a ser a opção mais realista para algumas espécies invasoras, quando se deseja minimizar os impactos sobre as espécies nativas (LEUNG et al., 2002; FLETCHER, et al., 2015; RUSSELL et al., 2017). Os programas de manejo de longa duração podem ser eficientes se o planejamento for bem feito e os objetivos forem executados (LEUNG et al., 2002; KRAUS, 2009).

O uso de ferramentas de modelagem pode ser um grande aliado para o sucesso de um programa de manejo de uma espécie invasora (SAKAI et al., 2001; BYERS et al., 2002; ANDERSEN et al., 2004). Com estas análises pode ser possível estimar o tempo necessário para o controle ou erradicação de uma espécie, dado o tamanho populacional, taxas de reprodução, mortalidade e de remoção de indivíduos de cada classe etária (SAKAI et al., 2001; ANDERSEN et al., 2004). Modelos determinísticos fornecem estimativas do crescimento esperado de uma população, de forma que existe sempre o mesmo resultado para as mesmas condições iniciais (SAKAI et al., 2001). Modelos estocásticos têm a vantagem de permitir a simulação da variação natural, fornecendo diferentes previsões associadas a uma probabilidade de ocorrência para as mesmas condições iniciais. Estas previsões estão mais coerentes com o que ocorre no mundo real (ANDERSEN et al., 2004).

A análise de viabilidade populacional (AVP) é uma ferramenta de modelagem que considera eventos estocásticos e é comumente utilizada para prever tendências de declínio e probabilidades de extinção de espécies ameaçadas. Esta modelagem pode facilitar a compreensão de quais parâmetros populacionais são mais críticos na dinâmica populacional, calculando as probabilidades de extinção de uma população em um determinado período (LINDENMAYER et al., 1995). Outra função importante da AVP é a possibilidade de analisar diferentes cenários de manejo, como a retirada, introdução ou esterilização de indivíduos. Estas possibilidades fazem com que a AVP seja útil também no planejamento do manejo de espécies invasoras (ANDERSEN et al., 2004; MICHELETTI, 2017).

O objetivo do presente estudo foi quantificar esforços e avaliar alternativas de manejo para o teiú invasor em Fernando de Noronha através da análise das probabilidades e do tempo de extinção frente à diferentes intensidades de manejo. Com base nos resultados encontrados, indicamos opções de manejo e recomendações que favorecem a conservação da biodiversidade e a manutenção da saúde no arquipélago.

4.4. Métodos

4.4.1. Área de estudo

Neste estudo trabalhamos com três escalas de manejo:

Área A, envolve o manejo do teiú em toda a ilha principal de Fernando de Noronha.

Área B, considera a possibilidade de isolamento de uma parte da ilha principal com particular relevância ecológica (214 ha), de forma que não seja necessário o manejo em toda a ilha. Sugerimos a região do Capim-Açu por ser uma área de vegetação nativa bem preservada, que faz parte do Parque Nacional Marinho (PARNAMAR).

Área C, delimita uma área mínima de manejo (2,14 ha) onde existe o único ninhal terrestre da ilha principal e ocorre a reprodução do atobá-mascarado (*Sula dactylatra*) (GOUVÊA; MELLO, 2017). Apesar desta espécie não estar ameaçada de extinção, a contagem de ninhos, ovos e filhotes representaria uma oportunidade de monitoramento da eficácia do manejo e dos impactos causados pelos teiús para as aves que nidificam no solo do arquipélago. Para estas áreas foram sugeridas diferentes estratégias de manejo.

Figura 1: Mapa das áreas de manejo propostas para o controle do teiú na região do Capim-Açu, Fernando de Noronha.

4.4.2. Análise de Viabilidade Populacional

Foram construídos modelos populacionais para diferentes cenários de manejo do teiú em FN, utilizando informações sobre a espécie obtidas neste estudo (Cap. 1) e disponíveis na literatura. As probabilidades de extinção, tempo médio para a extinção e tamanho médio das populações de cada cenário foram modeladas com auxílio do programa Vortex v.10. Este programa projeta o crescimento populacional e determina a probabilidade de extinção com base nos parâmetros populacionais da espécie, incluindo variações ambientais e interferências externas (LACY; POLLAK, 2017). O programa é utilizado majoritariamente para avaliar o risco de extinção de espécies ameaçadas, mas pode ser uma ferramenta útil no manejo de espécies invasoras, por contemplar a remoção de indivíduos da população (LINDENMAYER et al., 1993; ANDERSEN, 2005; MICHELETTI, 2017). Os modelos gerados ajudam a entender os efeitos de variáveis demográficas, genéticas e ambientais sobre a dinâmica de populações, resultando em probabilidades (LACY; POLLAK, 2017). Oferecem ainda, diversas opções de manejo populacional como a remoção, suplementação e controle da diversidade genética, permitindo projetar diferentes cenários e estratégias de manejo (JAKOB-HOFF et al., 2014). As opções de manejo populacional disponíveis neste programa o tornam uma ferramenta passível de ser utilizada em casos de

manejo de espécies exóticas invasoras, quando se conhece o suficiente sobre a biologia da espécie.

Parâmetros Populacionais

Os parâmetros populacionais utilizados neste estudo podem ser encontrados no Apêndice 1. As informações foram obtidas a partir de dados coletados da população de teiús em FN entre 2014 e 2016 e de observações de campo feitas pela equipe, além de dados obtidos a partir de estudos anteriores com esta espécie na ilha. As informações sobre a espécie que não puderam ser obtidas diretamente da população de FN foram obtidas da literatura. Por se tratar de manejo de uma espécie invasora, não foram considerados eventos estocásticos ou genéticos que pudessem afetar a população durante o período modelado. O modo reprodutivo adotado foi poligâmico, não foram considerados efeitos de dependência entre densidade e reprodução e a definição de extinção foi igual a sobrevivência de apenas um sexo. A distribuição etária foi homogênea. A capacidade de suporte (K) foi considerada como sendo a mesma da população total, tendo em vista que esta população possivelmente está estabilizada após décadas em FN. A variação ambiental sobre K foi considerada como sendo a mesma variação obtida na estimativa de abundância. As taxas de mortalidade dos animais adultos foram calculadas a partir dos dados coletados no experimento de captura-marcação e recaptura feito na região do Boldró, em FN (Cap. 1), usando o programa MARK (WHITE; BURNHAM, 1999). O manejo foi previsto apenas para os animais adultos (acima de 3 anos), considerando que as armadilhas recomendadas neste estudo não capturam indivíduos jovens. Todos os cenários foram gerados com 500 iterações, para minimizar os efeitos da aleatorização dos dados. As iterações foram calculadas com base em modelos populacionais, considerando que não foram introduzidas covariáveis individuais.

Consideramos, de forma conservadora, que os indivíduos da população inicial já se encontram em idade reprodutiva e que todos os machos da população são capazes de copular. Os animais capturados para o estudo de densidade populacional apresentaram um comprimento rostro-cloacal (CRC) que variou de 24 a 40 cm e tiveram massa máxima de 2,45 kg (cap. 1). Animais maiores que os capturados raramente foram avistados em FN e dificilmente ultrapassam os 3 kg (obs. pess.). Registros de animais maiores, no entanto, são comuns na literatura para as populações do continente (LOPES; ABE, 1999; WINCK; BLANCO; CECHIN, 2011; VIEIRA et al., 2015; NARETTO et al., 2015). É possível que a população de FN tenha tamanhos menores que as do continente (p. ex. SANDER et al., 2006), mas estes dados não foram comparados. Nas populações continentais, machos e fêmeas a partir de 27 cm de CRC já possuem características de maturidade sexual, sendo que as fêmeas maturam com tamanhos superiores aos machos (NARETTO et al., 2015). Este tamanho é atingido por volta do terceiro ano de idade em animais de vida livre (LOPES; ABE, 1999). Seguindo estes critérios, os dados de abundância obtidos em FN refletem a população de adultos e sub-adultos com mais de dois anos.

Os parâmetros reprodutivos foram utilizados segundo dados de literatura. Existem relatos de número de ovos por postura variando entre 11 e 54 (DONADIO; GALLARDO, 1984), porém, o número máximo por ninhada encontrado no município de Exu – PE foi de 29 filhotes (VANZOLINI; RAMOS-COSTA; VITT, 1980). Optamos por seguir o reportado pela população geograficamente mais próxima de FN. Para se obter o número médio de filhotes por ninhada em FN, partimos do pressuposto de que existe uma correlação entre a massa das fêmeas e o tamanho das ninhadas (WINCK; ROCHA, 2012; NARETTO et al., 2015). Assim, seguimos os parâmetros encontrados por Lopes e Abe (1999), cuja média da massa relativa de ovos por fêmea foi de 39,2%. As fêmeas adultas capturadas em FN tem em média $1000 \pm 259,7$ g (Cap. 01), resultando numa massa de ovos média de 392 ± 101 g. Segundo Lopes e Abe (1999) a média da massa dos ovos foi de 18 g, que corresponderia a $21,77 \pm 5,62$ ovos por fêmea, por ano em FN. Consideramos também a taxa de eclosão média de 80,6% deste mesmo estudo, obtendo o total de $17,55 \pm 4,53$ filhotes por ninhada em FN. Uma fêmea capturada na ilha em 15 de novembro de 2016, pesava 1080 g e possuía 17 folículos secundários em seu oviduto, conforme constatado por necropsia. A taxa de eclosão natural é considerada elevada para esta espécie, variando entre 83 até 90% na literatura (BERTONI, 1905; SERIÉ, 1932). A proporção de machos parece ser naturalmente maior que a de fêmeas, variando de 56 a 88%, num estudo ao longo de 10 anos feito no Paraguai (MIERES; FITZGERALD, 2006). Os machos foram considerados como tendo completa capacidade reprodutiva pois os teídeos utilizam o olfato para encontrar as fêmeas reprodutivas e, mesmo os machos menores em idade reprodutiva participam da progênie, sendo também possível a múltipla paternidade (LOPES; ABE, 1999; LEWIS; TIRADO; SEPULVEDA, 2000).

Brito, Abe, Andrade (2001) relatam longevidades de até 20 anos para a espécie em cativeiro, enquanto outros autores relatam longevidades entre 10 e 13 anos na natureza (FITZGERALD, 1994; VARELA; CABRERA, 2000). Optamos, de forma conservadora, por uma longevidade estimada em 15 anos para os animais de FN, considerando que a população aparenta ser saudável, tem abundância de alimento na maior parte do ano e não existem predadores que afetem os indivíduos adultos. Estas condições favorecem a sobrevivência dos animais, mas não tanto quanto as condições de cativeiro.

Cenários

Foram traçados cenários de 30 anos de duração, com o manejo ocorrendo na última década, quando previsto, de forma que houvesse tempo suficiente para a estabilização do modelo antes que fosse iniciado o manejo. Cenários de base, sem manejo, foram utilizados como controle para as áreas A e B. O manejo consiste na remoção anual de uma porcentagem dos indivíduos adultos (acima de 3 anos) da população total considerada para cada área. A remoção foi feita anualmente e seguindo a razão de 42% de fêmeas e 58% de machos encontrada em FN (Cap.1).

No cenário A, consideramos a população total de indivíduos adultos obtida a partir da estimativa de abundância realizada em FN (Cap. 1). A população existente na ilha principal foi considerada como sendo uma única população isolada, com 9.500 indivíduos adultos, não havendo imigrações e emigrações. Para este cenário consideramos opções de manejo com a remoção de 20, 50 e 80% dos indivíduos adultos (A20, A50 e A80). Estes cenários são capazes de demonstrar a amplitude de resultados em diferentes intensidades de manejo. A população existente na ilha Rata (Cap. 1) foi desconsiderada por ser pouco provável que haja fluxo de indivíduos para a ilha principal, devido à distância e às correntes marinhas que cercam o arquipélago.

No cenário B, utilizamos a área de manejo B, que abrigaria uma população de aproximadamente 3.000 teiús adultos (14 animais/ha) (Cap. 1). Para determinar as probabilidades e tempo médio de extinção referentes aos diferentes esforços de manejo nesta área, foram construídos cenários que consideravam a remoção de 10 a 90% dos indivíduos adultos da população da área B (B10 a B90), em intervalos de 10%. Todos os cenários compartilham os mesmos parâmetros populacionais, diferenciando apenas na intensidade de manejo, quando previsto (Apêndice 1). Os cenários A e B foram comparados para identificar se o tamanho da população influencia na resposta da população frente a diferentes intensidades de manejo.

Por fim, consideramos a possibilidade de manejo mínimo, isolando a área de manejo C com 2,14 ha, que está inclusa na área de manejo B (Fig. 1). Para a área de manejo C não foram feitas modelagens, tendo em vista que a população de teiús estimada foi de apenas 30 indivíduos e que sua remoção pode ser realizada em um curto período, com um esforço apropriado.

4.4.3. Esforço de captura

O modelo de armadilha utilizado no experimento de captura-marcação-recaptura em FN (Cap. 1) foi um cano de PVC de 150 mm de diâmetro com 100 cm de comprimento e com uma das extremidades ocluída. As armadilhas foram iscadas com restos de frango e revisadas diariamente no início da noite, depois do período de atividade dos teiús. Os teiús jovens não devem ser alvo de manejo para evitar a captura acidental de *T. atlantica* na área manejada. Por esta razão recomendamos que as armadilhas possuam um orifício de aproximadamente 2,5 cm na extremidade obstruída do cano. Isto seria suficiente para evitar as capturas acidentais para esta espécie nativa, além de evitar o acúmulo de água no interior dos canos em dias de chuva. O sucesso de captura para estas armadilhas foi calculado utilizando a seguinte fórmula:

$$X = \frac{n}{(y * t)}$$

Na qual X é o sucesso de captura obtido em cada estação, n é o número de animais capturados naquela estação, y é o número de armadilhas utilizadas e t o número de dias em que as armadilhas ficaram iscadas.

Para calcularmos o esforço necessário para o manejo das áreas B e C, consideramos que o sucesso de captura obtido com estas armadilhas no estudo anterior foi o mesmo e se manteve estável ao longo do tempo. Estimamos o número de armadilhas necessárias para o manejo da área B, considerando uma área de vida mínima do teiú em FN de aproximadamente 7 ha (Cap. 1). Esta área equivale a área de um círculo com 300 m de diâmetro. As armadilhas foram dispostas em uma grade espacial com intervalos de 200 metros, para que houvesse a menor sobreposição possível das mesmas. Nas áreas de borda, onde existe a possibilidade de entrada de animais adultos, utilizamos um intervalo mínimo de 50 metros entre as armadilhas. Na península mais à Oeste da área de manejo B não existe possibilidade de acesso por terra, portanto a sua área foi excluída do manejo e tratada como possível fonte de indivíduos adultos. A área de manejo C está inclusa na área de manejo B e possui aproximadamente 2,14 ha. O manejo da área B inclui, necessariamente, o manejo da área C, onde seriam necessárias 258 armadilhas ao todo (Fig. 2). Para o manejo exclusivo da área C, consideramos o uso de 10 armadilhas dispostas em uma grade espacial de intervalos regulares de aproximadamente 20 metros e calculamos os dias necessários para a remoção de todos os indivíduos adultos daquela área.

Figura 2: Mapa indicando a disposição das armadilhas na área de manejo B, região do Capim-Açu, Fernando de Noronha.

4.5. Resultados

4.5.1. Análise de Viabilidade Populacional

Observamos que as populações modeladas em todos os cenários se mantêm na capacidade suporte estabelecida, mantendo uma capacidade de crescimento ($r_{det} = 0,69$) que a faz oscilar entre os parâmetros propostos de variação ambiental. Os resultados das probabilidades de extinção, tempo médio para a extinção, crescimento estocástico e população média de todos os cenários modelados são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Resultados da modelagem do manejo do teiú (*Salvator merianae*) no arquipélago de Fernando de Noronha.

Cenário	PE	TE	CE	PM
A*	0	0	0,68±0,08	9.406±2.449
A20	0,03	26,2	0,59±0,34	8.516±3.296
A50	0,54	25,2	0,54±0,64	3.938±4.741
A80	1	23,4	0,61±0,39	21±465
B*	0	0	0,68±0,08	2.955±757
B10	0	0	0,64±0,13	2.957±768
B20	0,02	27,4	0,59±0,33	2.650±947
B30	0,14	26,6	0,56±0,50	2.358±1.286
B40	0,23	25,7	0,55±0,61	2.187±1.432
B50	0,54	25,4	0,53±0,68	1.224±1.506
B60	0,81	24,7	0,55±0,64	487±1.088
B70	0,95	23,9	0,58±0,52	103±515
B80	1	23,4	0,61±0,39	8±131
B90	1	23,1	0,62±0,29	0

Legenda: PE= Probabilidade de Extinção, TE= Tempo para extinção (Anos), CE= Crescimento Estocástico, PM= População Média. *Cenários de controle.

Cenários de base

Ambas as populações se mantêm viáveis ao longo de 30 anos nos cenários de base (Fig. 3), apesar da grande variação resultante de efeitos ambientais sobre K . As probabilidades de extinção intrínsecas dos modelos sem manejo permanecem nulas, não se extinguindo ao longo de 30 anos se não houver outra interferência externa, além da variação ambiental.

Figura 3: Cenários de base A e B da população de teiús (*Salvator merianae*) em Fernando de Noronha.

Legenda: A: N inicial = 9500, K = 9500±2500. B: N inicial = 3000, K = 3000±750.

Cenários de manejo

Os diferentes cenários de manejo propostos tiveram respostas semelhantes tanto nos cenários da população A quanto nos cenários da população B. Existe um declínio do número médio de indivíduos que se inicia após o início do manejo, no ano 20. Os declínios são similares entre os cenários A20 e B20, A50 e B50 e A80 e B80, que preveem a remoção de 20, 50 e 80% da população adulta, respectivamente (Fig. 4). Os demais cenários da população B seguem o mesmo padrão de declínio progressivo e, portanto, apenas os gráficos comparativos entre A e B são apresentados.

Figura 4: Comparação entre os cenários de manejo do teiú (*Salvator merianae*) em Fernando de Noronha, com remoção de 20, 50 e 80% da população.

As probabilidades de extinção dos manejos de diferentes intensidades no cenário B respondem de forma logística aos manejos propostos, estando próximas de zero no manejo que remove 10% da população (B10) e próximas a 1 no manejo que remove 90% da população (Fig. 5).

Figura 5: Probabilidades de extinção para os cenários de manejo B, com remoção de 10 a 90% dos indivíduos adultos da população.

O número médio de indivíduos das populações manejadas também diminui de acordo com a intensidade do manejo (Fig. 6), apesar de haver uma grande variação resultante da capacidade de crescimento intrínseca e da variação ambiental possível nos modelos.

Figura 6: Número médio e desvio padrão da população de teiús (*Salvator merianae*) para os cenários de manejo B, com remoção de 10 a 90% dos indivíduos adultos.

O tempo médio para a extinção no cenário B (sem manejo) e B10, foi igual a zero, não havendo extinções nestes cenários. Nos manejos com remoção de 20 a 90%, o tempo de extinção responde de forma linear e inversamente proporcional à intensidade do manejo (Fig. 7), sendo que as extinções ocorrem mais precocemente nos modelos com maior intensidade de manejo.

Figura 7: Tempo médio até a extinção, para os cenários de manejo B, com remoção de 20 a 90% dos indivíduos adultos da população.

4.5.2. Esforço de captura

O sucesso de captura das armadilhas propostas não diferiu significativamente entre os meses de fevereiro e outubro, com uma média de $0,24 \pm 0,06$ animais capturados por armadilha, por dia (Tab. 2). Os dias necessários para se atingir o objetivo anual de capturas para cada área podem ser observados na tabela 3.

Tabela 2: Sucesso de captura de teiús (*Salvator merianae*) para cada período de coletas em Fernando de Noronha.

Estação	n	y	T	X
out/14	7	10	4	0,18
fev/15	35	10	16	0,22
out-nov/15	47	10	14	0,34
fev/16	38	10	16	0,24
out-nov/16	48	10	19	0,25
	175	10	69	0,24

n = capturas, y = armadilhas, t = dias, X = sucesso de captura

Tabela 3: Dias de manejo necessários para se atingir o objetivo anual de captura de teiús nas áreas B e C, em Fernando de Noronha.

Cenário	Objetivo	Armadilhas	Dias	Capturas
B10	300	258	5	310
B20	600	258	10	619
B30	900	258	15	929
B40	1200	258	20	1238
B50	1500	258	25	1548
B60	1800	258	30	1858
B70	2100	258	34	2105
B80	2400	258	39	2415
B90	2700	258	44	2724
C	30	10	13	31

4.6. Discussão

4.6.1. Análise de viabilidade populacional

Cenários de base

As populações de teiú modeladas apresentam diferentes respostas de acordo com as opções de manejo para o controle apresentadas nos modelos de AVP em FN, porém, apresentam uma grande capacidade de resiliência nos diversos cenários. Tanto a população da área A quanto a população da área B mantêm o número de indivíduos próximos da capacidade suporte por pelo menos 30 anos, na ausência de intervenção, mesmo quando as condições ambientais não são favoráveis por um longo período.

A capacidade do teiú de se estabelecer a partir de poucos indivíduos provavelmente foi um dos fatores que favoreceu seu sucesso em FN. Esta espécie possui grande capacidade de se reestabelecer, mesmo quando restam poucos indivíduos na população. Resultado semelhante foi previamente encontrado para populações de espécies do gênero *Tupinambis* (= *Salvator*) na Argentina e Paraguai (FITZGERALD, 1994). Em tal estudo, utilizando-se simulações de Monte Carlo, demonstrou-se que as populações são sensíveis a variações ambientais, mas que aparentemente tais variações não são suficientes para causar extinções locais, mesmo em períodos longos de alta mortalidade de adultos. O autor propõe o manejo adaptativo para a caça destas espécies, em conjunto com o monitoramento da população.

A presença de uma pequena população de teiús na Ilha Rata (Cap. 1), que é desabitada desde 1986, corrobora com os resultados que apontam a capacidade de resiliência desta espécie. Outros estudos também já observaram que os teiús são capazes de se manter por décadas, mesmo em áreas onde sofrem grande pressão de caça (FITZGERALD, 1994; ALVES et al., 2012).

Por outro lado, apesar dos dados observados para a ilha principal indicarem que as áreas mais habitadas têm menores densidades (Cap. 1), a maior disponibilidade de alimentos associada à presença humana poderia favorecer densidades maiores de teiús. Outras espécies invasoras em FN também possuem comportamento sinantrópico (DIAS et al., 2017; RUSSELL et al., 2018).

Cenários de manejo

Os cenários modelados no presente estudo buscaram uma aproximação com a realidade encontrada em FN e com base em tais resultados, podemos afirmar que ações de manejo devem ser implementadas num futuro imediato para que o impacto sobre a biodiversidade local seja amenizado. As propostas apresentadas visam dois objetivos maiores: (1) a erradicação da espécie na área A, (2) e o controle dos impactos da espécie em uma área de maior relevância ecológica dentro da ilha principal.

Manejo de erradicação

No caso dos teiús em FN, esse tipo de manejo representa um desafio, uma vez que programas de erradicação têm maiores chances de sucesso no início da invasão, quando as taxas de crescimento populacional ainda são baixas, antes do estabelecimento e estabilização da população (KRAUS, 2009; RUSSELL et al., 2017). Adicionalmente, em uma população estabelecida, a erradicação se torna progressivamente mais difícil, à medida que as densidades populacionais decaem (ANDERSON et al., 2016).

As densidades atuais dos teiús em FN são elevadas, especialmente nas áreas de manejo propostas. Houve um longo período decorrido desde sua introdução e, com base em seu crescimento populacional e sua presença em toda a extensão da ilha principal, podemos afirmar que esta espécie está estabelecida e provavelmente alcançou a capacidade de suporte do arquipélago por não terem predadores importantes em FN e por terem ampla disponibilidade de alimento (JIANG; MORIN, 2005). Assim, o sucesso de captura na ilha, deverá ser alto inicialmente, diminuindo progressivamente ao longo do tempo com a diminuição da densidade populacional. A baixa densidade de teiús poderia afetar negativamente o seu sucesso reprodutivo, o que seria desejável para uma espécie invasora, contudo, este efeito pode ser compensado pelo aumento da sobrevivência ou maturação sexual precoce (SINGLETON et al., 1999). Desse modo, para que haja sucesso na erradicação, o esforço de captura deve aumentar ao longo do tempo, à medida em que o sucesso de captura diminui, utilizando dados de captura coletados e aplicando ao manejo de forma adaptativa. Este esforço deve também ser contínuo ano após ano, para que sejam retirados da população os indivíduos jovens antes que atinjam a maturidade sexual. O manejo continuado também permite que se retirem os indivíduos que consigam porventura migrar para a área manejada além da barreira permanente da borda.

A ilha Rata poderia servir de modelo para a erradicação do teiú no arquipélago, por apresentar uma população pequena e isolada em uma área de relevante importância ecológica. Contudo, as armadilhas propostas neste manejo se mostraram ineficazes naquela ilha, provavelmente devido à baixa densidade de indivíduos, à alta disponibilidade alimentar ou por se tornarem inconspícuos quando não há contato frequente com humanos em uma ilha desabitada. Neste caso outras estratégias de captura deverão ser testadas, incluindo o uso de diferentes modelos de armadilha e tipos de isca, ou mesmo o uso de cães treinados para localizar os indivíduos remanescentes desta população.

Apesar dos desafios existentes na implementação do programa de erradicação dos teiús em FN, a estratégia poderia ser eficiente se o tópico fosse tratado como prioritário e houvesse interesse da sociedade e dos órgãos governamentais (CARRION et al., 2011). Para isso, serão

necessários o apoio e a aplicação de recursos por um período relativamente longo, se considerarmos a resiliência da população e a longevidade dos indivíduos.

Pela dificuldade em se impedir completamente o trânsito de teiús e isolar partes da ilha principal, a opção de erradicação seria, neste momento, apenas para a população da área A. Para a erradicação em áreas menores, seria necessário o uso de cercas de exclusão (DOHERTY; RITCHIE; BODE, 2017; HAYWARD; KERLEY, 2008). Este manejo só seria possível se o isolamento impedisse a passagem de teiús de todas as classes etárias entre as áreas manejada e não manejada. Este isolamento deve considerar ainda o trânsito das espécies nativas e potenciais impactos no turismo. Tais problemas podem ser minimizados com uma ação de manejo intensa e concentrada no menor intervalo de tempo e na maior área possível. Porém, atualmente, nenhuma barreira foi testada para os teiús e esta ferramenta precisa ser desenvolvida antes que ações de erradicação local com cercas de exclusão sejam possíveis para esta e outras espécies de lagartos (KRAUS, 2009).

O foco na captura dos animais adultos remove indivíduos reprodutivos da população, forçando a diminuição no tamanho médio dos indivíduos e impedindo que as presas maiores (como adultos de *T. atlantica*, *A. ridleyi* e *J. lagostoma*) sejam impactadas nas áreas manejadas. Assim, mesmo que a erradicação não seja o objetivo proposto do manejo, a diminuição na densidade de indivíduos possivelmente traria benefícios para as espécies nativas, diminuindo o impacto de predação e competição direta (BOVENDORP et al., 2008; KRAUS, 2009), além de diminuir a capacidade de dispersão de doenças (YOUNG, 2017).

Antes que seja possível propor ações para a erradicação do teiú em FN, é importante ressaltar que os valores econômicos, culturais e sociais do teiú sejam revistos junto à sociedade e tomadores de decisão no arquipélago. Um exemplo disto é o plano de manejo da APA em FN, que foi revisto recentemente e mesmo assim, propõe viabilizar o uso comercial desta espécie na ilha, de forma que haja uma diminuição significativa na população de teiús que consiga estabilizar ou aumentar as populações de espécies nativas impactadas pelo teiú (ICMBio, 2017).

O uso comercial do teiú em FN pode ser visto como um ganho secundário ao manejo, no entanto, ao menos dois pontos devem ser considerados antes que esta decisão seja tomada. Atrelar o controle dos teiús à uma cadeia produtiva gera dependência econômica de pessoas e uma demanda por animais de tamanho comercial. Do ponto de vista da conservação, a remoção de indivíduos que leve à uma diminuição da população de teiús é desejável. Por outro lado, com a remoção dos indivíduos observa-se a diminuição do sucesso de captura e a diminuição do tamanho médio dos indivíduos desta população. Com a diminuição do valor comercial dos teiús e com o aumento dos custos de captura, esta atividade tende a deixar de ser economicamente

viável. Em outro cenário não desejado, animais poderiam ser mantidos em cativeiros ilegais que continuariam fomentando a atividade econômica, mas sem trazer nenhum benefício ambiental. O segundo ponto que deve ser analisado é o da saúde pública e do potencial zoonótico desta espécie invasora. A bactéria *Salmonella enterica* pode causar quadros de enterite severa em humanos (CORRENTE et al., 2006; FORNAZARI; TEIXEIRA, 2009) e está presente no trato gastrointestinal de mais de 50% dos teiús em FN. A atividade econômica ligada ao manejo desta espécie aumentaria o risco de contaminação das pessoas, agravando o já deficitário sistema de saúde pública da ilha, além de colocar em risco o turismo, principal fonte econômica do arquipélago.

O objetivo de manejo ideal deve ser avaliado segundo a capacidade operacional da equipe executora, considerando a melhor alternativa para minimizar os impactos sobre as populações nativas e sobre a saúde das pessoas que utilizam a área manejada. A integração do manejo do teiú com ações de manejo direcionadas às outras espécies invasoras presentes no arquipélago, como os gatos e roedores, podem trazer maior apoio da sociedade e motivar os gestores públicos, criando a sinergia necessária para que estas atividades sejam definitivamente implementadas em FN.

Manejo de controle

O manejo de controle populacional nos modelos que consideram intensidades de remoção de indivíduos superiores a 50% atinge um pico no sucesso de capturas em até cinco anos (Tabela 1). Nesse caso, o sucesso de capturas diminui progressivamente e mantêm níveis basais por três ou quatro anos, à medida que os indivíduos mais jovens são recrutados e atingem o tamanho adequado. A partir do momento que a reprodução for cessada na área de manejo e os juvenis tiverem crescido e sido capturados, apenas indivíduos migrantes de áreas não manejadas deverão ser capturados. A intensificação do controle permanente nas bordas deve assegurar que animais adultos não entrem na área manejada (HAYWARD; KERLEY, 2008; SINGLETON et al., 1999), contudo animais jovens continuarão migrando. Por estas razões, o manejo anual deve ser mantido, ainda que as taxas de captura se aproximem de zero. A diminuição do esforço de capturas poderia então ser proposta, a partir do monitoramento da área e de um novo planejamento.

Dentre as opções de manejo, a mais viável seria a remoção de todos os indivíduos adultos na área de manejo C, que poderia ser executada em um período de 13 dias com apenas 10 armadilhas. Contudo, os benefícios deste manejo seriam limitados ao ninhal de atobásmascarados naquela área. Benefícios indiretos deste manejo seriam o treinamento da equipe de manejo e a possibilidade de se mensurar resultados diretos da remoção do teiú de uma

determinada área, considerando que seja feito o monitoramento do número de ninhos e filhotes de atobá-mascarado antes e depois da remoção dos teiús.

O segundo passo seria ampliar as ações para toda a área de manejo B. Esta ampliação poderia ser feita de forma direta ou aumentando gradativamente a cada ano. Uma desvantagem da ampliação gradativa é a manutenção da área de borda, que teria que ser realocada todos os anos. Por outro lado, depois de removidos todos os adultos da área *core*, apenas o manejo basal com a remoção dos indivíduos migrantes ou juvenis recrutados seriam necessários naquela área, diminuindo o esforço de manejo nesta região. Este esforço poderia então ser remanejado para as áreas de borda, estabelecendo como perímetro a borda do ano anterior e a borda que se pretende ampliar. A ampliação da capacidade operacional e da área manejada seria ainda facilitada, à medida que a equipe ganha experiência e os resultados da diminuição do impacto do teiú são observados.

O manejo do teiú pode ser feito o ano todo, porém nos meses de julho e agosto espera-se uma queda nas capturas, devido à menor atividade dos animais nesta época (Cap. 1). A queda na disponibilidade de alimento no período mais seco (agosto a fevereiro), poderia induzir a um maior sucesso de capturas. Porém esta hipótese ainda não foi testada na área de estudo. Também é esperado um aumento da atividade dos animais nos meses de setembro e outubro, quando possivelmente ocorrem os acasalamientos em FN. O aumento da atividade poderia resultar num maior sucesso de capturas, porém os dados deste estudo não são suficientes para esta afirmação. Os sucessos de captura foram semelhantes entre os meses de fevereiro e outubro-novembro e aparentemente estes períodos são igualmente bons para o manejo dos animais no arquipélago.

Caso não seja possível o manejo de toda a área B proposta, recomenda-se que o manejo seja iniciado na maior área operacional possível, expandida a partir da área de manejo C, mas sempre mantendo o manejo anual da área e assegurando que os animais das áreas externas não migrem para a área manejada, com um controle de bordas ao longo de todo o ano. A presença de animais juvenis e sub-adultos na área manejada é esperada e não pode ser considerada como uma falha no manejo. Estes animais apresentam menor risco de predação às espécies nativas e não tem capacidade reprodutiva, portanto, não influenciam no aumento da população na área manejada enquanto os indivíduos adultos forem removidos anualmente.

Em Fernando de Noronha, apesar de já ser possível uma estratégia de manejo baseada em evidência, os preceitos do manejo adaptativo continuam sendo recomendados (SAMPAIO; SCHMIDT, 2013). Deve-se buscar formas de alcançar o objetivo mínimo de capturas anual, ainda que sejam necessários ajustes nos esforços de captura, número e modelo das armadilhas, ou ainda de novas estratégias de manejo. O monitoramento dos parâmetros populacionais é

importante para aferir a eficácia do manejo em curso e traçar novos objetivos (BYERS et al., 2002; MOON; BLACKMAN; BREWER, 2015). Outras informações populacionais do teiú como época reprodutiva em FN, número de ovos por postura, preferência alimentar serão de essenciais para a melhoria deste planejamento. A mensuração dos impactos e da recuperação das populações nativas é parte fundamental do monitoramento das áreas manejadas (RUSSELL et al., 2017). Contudo, a ausência ou imprecisão nestas informações não são impedimentos para que o manejo seja executado de forma eficiente e baseada em evidências.

4.6.2 Esforço de captura

O sucesso de captura apresentado refere-se a uma área cuja densidade é de 3,98 animais/ha. A densidade calculada para a região do Capim-Açu foi de 14 animais/ha, sendo que esta densidade elevada deve favorecer também o aumento do sucesso de captura naquela área. As armadilhas do tipo funil de PVC utilizadas no estudo de captura e recaptura (Cap.1) têm eficiência de captura comparável a armadilhas do tipo Tomahawk. Contudo, armadilhas do tipo Schramm podem apresentar sucessos de captura maiores para esta espécie (VIEIRA et al. 2015). Outros estudos que utilizaram armadilhas de interceptação e queda ou armadilhas de funil de outro modelo apresentaram sucesso de captura menores (CICCHI et al., 2009; SOUZA et al., 2011). As densidades populacionais de cada área bem como a frequência de revisão das armadilhas podem afetar os sucessos de captura observados na literatura. Por isso, é recomendável que sejam realizados estudos que comparem a eficácia de diferentes tipos de armadilha e que avalie o custo envolvido na captura de cada animal. As armadilhas de PVC recomendadas neste estudo demonstraram boa eficácia à um baixo custo individual, estimado em R\$ 36,00 por unidade (considerado apenas o custo do cano de PVC, em outubro de 2014).

Espera-se que as taxas de captura diminuam progressivamente com a remoção de indivíduos, até que se aproximem de zero. Ao mesmo tempo, o tamanho dos animais capturados deve diminuir com o passar dos anos, representando os juvenis que estão sendo recrutados e atingindo o tamanho suficiente para captura. Os juvenis que estão entrando na idade reprodutiva devem ser capturados antes que consigam se reproduzir, impedindo que a população continue crescendo na área manejada (ANDERSON et al., 2016). Para que isto ocorra, o manejo deve ser feito antes do mês de janeiro, quando possivelmente se iniciam os nascimentos em FN (A. K. Péres-Jr. com. pess.). O manejo também pode apresentar melhores resultados se for realizado na época reprodutiva, quando existe um aumento na atividade dos animais (KRAUS, 2009). No continente este período corresponde aos meses de primavera e verão (WINCK; BLANCO; CECHIN, 2011), de setembro a março (VIEIRA et al., 2015). Em FN, o período de estivação ocorre entre julho e agosto (Cap. 1), sendo provável que a época reprodutiva se inicie no mês de setembro, como ocorre no continente.

A área de influência da armadilha é delimitada pelo raio de odor exalado pela isca e pela capacidade do animal perceber este odor no ar, uma vez que os lagartos deste grupo utilizam o olfato como principal mecanismo de busca de alimento (YANOSKY; IRIART; MERCOLLI, 1993), assim as taxas de captura seriam também dependentes do tipo de isca usada, da direção do vento e do tempo em que a isca fica exposta e exalando odor atrativo. Outros fatores externos como o consumo da isca por outros animais, a instalação de armadilhas de forma imprópria ou em locais que não são utilizados pelos teiús podem também influenciar no sucesso de captura (VIEIRA et al., 2015). Neste sentido é necessário que as armadilhas sejam avaliadas individual e periodicamente. Os locais, iscas e formas de instalação devem ser modificados sempre que a armadilha não está obtendo o resultado previsto. Métodos que evitem a captura de espécies que não são alvo do manejo devem ser desenvolvidos de forma adaptativa.

As armadilhas devem ser checadas diariamente e devem ser obstruídas ou emborcadas quando não estiverem em uso, pois o odor da isca permanece e capturas podem ocorrer mesmo não havendo isca no interior do cano. As armadilhas devem ser instaladas com uma angulação mínima de 20 graus entre a boca e o fundo do cano, de forma que os animais não escapem. Outro cuidado é para que as mesmas não fiquem diretamente expostas ao sol, pois o sobreaquecimento afeta o bem-estar dos animais capturados podendo levá-los a morte. Dias chuvosos ou com muito vento podem também afetar a atividade dos animais e o sucesso de capturas. As iscas de pedaços de frango cru foram eficientes, porém tem duração curta (cerca de 2-3 dias) por sua decomposição no clima de FN. Uma fase piloto do manejo poderia testar outras iscas como frutas, ovo cru ou cozido e outros produtos de origem animal que tenham maior duração que o frango cru, desde que não resultem em diminuição do sucesso de captura.

Apesar da eficiência das armadilhas de PVC utilizadas neste estudo, outros tipos de armadilhas podem e devem ser testados em áreas diferentes da área de manejo, visando otimizar ainda mais as capturas. Algumas qualidades necessárias e desejáveis de armadilhas para este manejo são trazidas abaixo:

Necessárias

- a. Baixo risco para o operador;
- b. Baixo risco para espécies não-alvo;
- c. Efetividade na remoção de indivíduos adultos;
- d. Bem-estar do animal capturado;
- e. Abate humanitário (no caso de armadilhas mortais)

Desejáveis

- a. Baixo custo de aquisição ou produção;
- b. Facilidade no manuseio e instalação (simples, leve, fácil transporte);

- c. Durabilidade (material resistente);
- d. Baixa manutenção (pouca necessidade de intervenção humana para reposição de iscas, remoção de animais, etc.)
- e. Automação (captura de mais de um indivíduo sem intervenção humana)
- f. Amplo raio de ação (iscas atrativas)

O esforço necessário para realizar o manejo depende de muitas variáveis para um cálculo preciso. O número de pessoas necessárias para realizar o manejo depende principalmente de questões ligadas à gestão das UC em FN. O número de servidores disponíveis, o preparo físico e treinamento da equipe e a motivação ao entender a necessidade de executar este estudo são fatores determinantes para o sucesso do manejo. Do ponto de vista técnico, o tempo necessário para revisar, re-iscar e coletar os animais capturados em cada armadilha leva em média 10 minutos por armadilha. Deve-se somar também o tempo necessário para percorrer a distância entre as armadilhas, a acessibilidade do local e a capacidade de deslocamento com o equipamento e animais coletados. Utilizando uma trilha de acesso, é possível que uma pessoa revise cinco armadilhas em uma hora de trabalho ou 40 armadilhas em um dia de trabalho. Cada pessoa poderia remover, portanto, cerca de 9-10 animais por dia. O trabalho pode ser fisicamente demandante dependendo da acessibilidade das trilhas, por isso recomenda-se buscar o maior número de pessoas que possam contribuir com esta atividade. Além disso, o engajamento de voluntários ou contratados da própria comunidade neste tipo de manejo é de suma importância para que participem e entendam a importância de ações de controle das espécies invasoras (RUSSELL; TAYLOR; ALEY, 2018), que deverão ser parte de um programa continuado e perene.

4.7. Recomendações gerais

Algumas recomendações podem ser feitas a fim de direcionar o manejo desta espécie em FN, com base nos resultados do presente estudo e na experiência do manejo de répteis invasores em outros lugares no mundo. Estas recomendações deverão ser revistas à medida em que novas informações sobre esta população sejam obtidas e que os resultados do manejo sejam avaliados.

Para que a biodiversidade de FN seja recuperada, ao menos parcialmente, é importante que os gestores das UC locais adotem o manejo das espécies invasoras como parte de sua rotina, de forma semelhante à gestão do turismo ou da proteção nestas áreas. As áreas prioritárias para o manejo do teiú devem ser elencadas sob um ponto de vista multidisciplinar em todo o arquipélago, com atenção aos impactos que vão além da perda de biodiversidade (RUSSELL et al., 2017). Algumas das características que devem ser consideradas ao priorizar uma área para o manejo do

teió em FN são a presença de: a) espécies diretamente predadas pelo teió (mabuias, caranguejos terrestres, ninhos de tartarugas e aves); b) altas densidades ou de reprodução de espécies ameaçadas; c) risco de transmissão de zoonoses por contato indireto, especialmente idosos e crianças; d) pontos de potencial nidificação de aves em terra na ilha principal; e) possibilidade de isolamento da área ou de erradicação da espécie (Ilha Rata ou penínsulas) e f) facilidade de operacionalização da estrutura e logística necessárias para o manejo (proximidade, acessibilidade). O levantamento das áreas prioritárias de manejo deve ser feito em conjunto com a comunidade que conhece e se beneficia dos recursos naturais da ilha, de forma que todos os riscos e fragilidades sejam previstos antes da implementação de um plano de manejo para esta espécie. Além disso, é crucial levar em consideração a proteção das espécies ameaçadas e da biodiversidade de Fernando de Noronha.

Outro ponto importante para a conservação da biodiversidade local é que a entrada de novas espécies de répteis deve ser evitada com veemência, sendo que os benefícios de uma estratégia de prevenção da invasão são reconhecidos e comprovados mundialmente (KRAUS, 2009; RUSSELL et al., 2017). A inspeção e tratamento de cargas e bagagens deve ser enfatizada para evitar possíveis novas invasões (MANCHESTER; BULLOCK, 2000). A entrada de novas espécies em FN deve figurar entre as medidas de maior importância a serem tomadas pelos gestores e tomadores de decisão responsáveis pelo desenvolvimento e preservação do arquipélago.

O manejo escolhido deve ser parte da rotina de uma equipe treinada, que se encarregaria da execução do objetivo anual de controle além da manutenção permanente da barreira de armadilhas nas bordas da área manejada. A equipe encarregada do manejo deverá receber treinamento específico que inclua minimamente a) manuseio dos animais com segurança; b) potencial zoonótico inerente ao manejo e medidas de profilaxia; c) bem-estar animal e formas humanitárias de abate sanitário, segundo regulamentação específica e d) destinação adequada das carcaças.

O trânsito de teiús entre a área manejada e as áreas sem manejo deve ser evitado durante todo o ano, independentemente do tamanho da área escolhida para se manejar ou da época definida para o manejo anual. Dentre as principais maneiras utilizadas para a contenção de invasões biológicas de vertebrados estão a cerca física e a barreira biológica com uso de armadilhas adensadas (HAYWARD; KERLEY, 2008; SINGLETON et al., 1999). No primeiro caso, uma cerca que impedisse a passagem de animais sub-adultos (p. ex. com CRC maior que 25 cm ou massa maior que 500g) e que, ao mesmo tempo, não impedisse a passagem de animais nativos (ex: mabuias ou os caranguejos), poderia ser utilizada nas áreas terrestres, incluindo uma porção de área aquática, impedindo que animais adultos pudessem alcançar a área manejada por mar. O tráfego de teiús de FN para o continente também não é recomendado pelo risco à saúde

das pessoas que tenham contato direto ou indireto com estes animais no transporte ou no continente.

A ausência de apelo carismático do teiú em FN também é um fator que pode facilitar a implantação de ações de manejo. Na Flórida, ao contrário, a invasão desta espécie foi causada pelo mercado de animais de estimação, que também dificulta ações de controle e erradicação da espécie (KLUG et al., 2015). Outras espécies invasoras em FN também possuem apelo carismático, como o mocó (*Kerodon rupestris*) ou gato (*Felis cattus*). Em todos os casos de manejo das espécies invasoras, sugerimos a priorização das ações de educação ambiental, uma vez que a população local deve ser a maior aliada no combate deste problema (BOUDJELAS, 2009; CARRION et al., 2011), especialmente em locais isolados com uma população pequena, como Fernando de Noronha.

O impacto das espécies invasoras é evidente em FN e estas espécies atuam livremente em todo o arquipélago afetando não apenas as espécies nativas, mas também, a saúde das pessoas e dos animais, além da economia local. As medidas para seu controle e erradicação, quando existem, são modestas, localizadas e insuficientes. As recomendações feitas neste estudo não são direcionadas apenas aos responsáveis pela manutenção da biodiversidade, mas também aos moradores, servidores públicos e tomadores de decisão em todas as esferas, cujas ações afetam a vida e o bem-estar de pessoas e animais em Fernando de Noronha. Enquanto ações drásticas e posições firmes não forem tomadas por estas pessoas para salvaguardar o que ainda resta, Fernando de Noronha está fadado a ser, cada vez mais, uma sombra de sua exuberância original.

4.8. Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer à Administração distrital de Fernando de Noronha, ao Instituto Brasileiro de Medicina da Conservação (Tríade), ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), ao Núcleo de Gestão Integrada de Fernando de Noronha e seus voluntários, ao Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Répteis e Anfíbios (RAN), ao Corpo de Bombeiros de Fernando de Noronha, ao Programa de Pós Graduação em Epidemiologia Experimental Aplicada às Zoonoses (VPS-FMVZ-USP), ao corpo técnico dos laboratórios de Sanidade Suína, Doenças Infecciosas e Zoonoses, da Faculdade de Medicina Veterinária da USP. ICMBio e CAPES (Projeto PVE n. 88881.065000/2014-1) forneceram apoio financeiro à este projeto. Este estudo foi feito sob a licença SISBIO n. 41682 e autorização n. 2724150515 do comitê de ética da USP. O presente estudo foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

4.9. Referências

ALVES, R. R. N. et al. A zoological catalogue of hunted reptiles in the semiarid region of Brazil. Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine, v. 8, n. 27, p. 1–29, 2012.

ANDERSEN, M. C. et al. Risk analysis for invasive species: General framework and research needs. **Risk Analysis**, v. 24, n. 4, p. 893–900, 2004.

ANDERSEN, M. C. Potential applications of population viability analysis to risk assessment for invasive species. **Human and Ecological Risk Assessment**, v. 11, n. 6, p. 1083–1095, 2005.

ANDERSON, D. P. et al. Inferential and forward projection modelling to evaluate options for controlling invasive mammals on islands. **Ecological Applications**, v. 26, n. 8, p. 2546–2557, 2016.

BELLINI, C.; SANCHES, T. M. Reproduction and feeding of marine turtles in the Fernando de Noronha archipelago, Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, v. 74, p. 12–13, 1996.

BERTONI, A. de W. Sobre la cría del *Tupinambis teguixin*. **Anales Científicos Paraguayos**, v. 4, p. 14–16, 1905.

BOMFORD, M.; O'BRIEN, P. Eradication or control for vertebrate pests? **Wildlife Society Bulletin**, v. 23, n. 2, p. 249–255, jun. 1995.

BOVENDORP, R. S.; ALVAREZ, A. D.; GALETTI, M. Density of the tegu lizard (*Tupinambis merianae*) and its role as nest predator at Anchieta Island, Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 3, n. 1, p. 9–12, 2008.

BRANNER, J. C. Notes on the fauna of the islands of Fernando de Noronha. **The American Naturalist**, v. 22, n. 262, p. 861–871, 1888.

BRITO, S. P.; ABE, A. S.; ANDRADE, D. V. *Tupinambis merianae* (Tegu Lizard) longevity. **Herpetological Review**, v. 32, n. 4, p. 260–261, 2001.

BYERS, J. E. et al. Directing research to reduce the impacts of nonindigenous species. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 630–640, 2002.

CARRION, V. et al. Archipelago-wide island restoration in the galápagos islands: Reducing costs of invasive mammal eradication programs and reinvasion risk. **PLoS ONE**, v. 6, n. 5, 2011.

CASTRO, E. R. de; GALETTI, M. Frugivory and seed dispersal by the tegu lizard *Tupinambis*

merianae Reptilia: Teiidae. **Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)**, v. 44, n. 6, 2004.

CHAPPLE, D. G.; REARDON, J. T.; PEACE, J. E. Origin, spread and biology of the invasive plague skink (*Lampropholis delicata*) in New Zealand. em: CHAPPLE, D. G. (Ed.). **New Zealand Lizards**. Springer International Publishing, 2016. p. 341–359.

CICCHI, P. J. P. et al. Herpetofauna em uma área de Floresta Atlântica na Ilha Anchieta, município de Ubatuba, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 2, p. 201–212, 2009.

CLAVERO, M.; GARCIA-BERTHOU, E. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 20, n. 3, p. 110–110, mar. 2005.

CLOUT, M. N.; VEITCH, C. R. Turning the tide: the eradication of invasive species. (C. R. Veitch, M. N. Clout, Eds.) em: **Proceedings of the International Conference on Eradication of Island Invasives**. Auckland and Gland. HEAR and IUCN, 2002.

CORRENTE, M. et al. Reptile-associated Salmonellosis in Man, Italy. **Emerging Infectious Diseases**, v. 12, n. 2, p. 358–329, 2006.

CROWL, T. A. et al. The spread of invasive species and infectious disease as drivers of ecosystem change. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 5, p. 238–246, jun. 2008.

DE WIT, L. A. et al. Estimating burdens of neglected tropical zoonotic diseases on islands with introduced mammals. **The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, v. 96, n. 3, p. 16-0573, 30 jan. 2017.

DIAS, R. A. et al. Prospects for domestic and feral cat management on an inhabited tropical island. **Biological Invasions**, v. 19, n. 8, p. 2339–2353, 12 ago. 2017.

DÍAZ, S. et al. Biodiversity loss threatens human well-being. **PLoS Biology**, v. 4, n. 8, p. e277, 15 ago. 2006.

DOHERTY, T. S. et al. Invasive predators and global biodiversity loss. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 113, n. 40, p. 11261–11265, 2016.

DOHERTY, T. S.; RITCHIE, E. G.; BODE, M. Stop jumping the gun: a call for evidence-based invasive predator management. **Conservation Letters**, v. 10, n. 1, p. 15–22, 2017.

DONADIO, O. E.; GALLARDO, J. M. Biología y conservación de las especies del género *Tupinambis* (Squamata, Sauria, Teiidae) en la República Argentina. **Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales" Bernardino Rivadavia" Zoologia**, v. 13, p. 117–127, 1984.

ENGEMAN, R. et al. The aggressive invasion of exotic reptiles in Florida with a focus on

prominent species: A review. **Current Zoology**, v. 57, n. 5, p. 599–612, 2011.

FINLAYSON, G. R.; MOSEBY, K. E. Managing confined populations: the influence of density on the home range and habitat use of reintroduced burrowing bettongs (*Bettongia lesueur*). **Wildlife research**, v. 31, n. 4, p. 457–463, 2004.

FITZGERALD, L. A. The interplay between life history and environmental stochasticity: Implications for the management of exploited lizard populations. **Integrative and Comparative Biology**, v. 34, n. 3, p. 371–381, 1994b.

FLETCHER, C. S. et al. Managing breaches of containment and eradication of invasive plant populations. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, n. 1, p. 59–68, 2015.

FORNAZARI, F.; TEIXEIRA, C. R. Salmonelose em répteis: Aspectos epidemiológicos, clínicos e zoonóticos. **Veterinária e Zootecnia**, v. 16, n. 1, p. 19–25, 2009.

GOUVÊA, A. C.; MELLO, T. J. First record of a breeding colony of masked booby (*Sula dactylatra* Lesson, 1831; Sulidae) in the main island of the archipelago of Fernando de Noronha (Pernambuco, Brazil). **Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)**, v. 57, n. 11, p. 137–139, 16 mar. 2017.

HAYWARD, M. W.; KERLEY, G. I. H. Fencing for conservation: restriction of evolutionary potential or a riposte to threatening processes? **Biological Conservation**, v. 142, n. 1, p. 1–13, 2008.

ICMBIO. **Plano de manejo da área de proteção ambiental de Fernando de Noronha - Rocas - São Pedro e São Paulo**. 2017.

JAKOB-HOFF, R. M. et al. **Manual of procedures for wildlife disease risk analysis**. Paris: World Organisation for Animal Health, 2014.

JIANG, L.; MORIN, P. J. Predator diet breadth influences the relative importance of bottom-up and top-down control of prey biomass and diversity. **The American Naturalist**, v. 165, n. 3, p. 350–363, 2005.

KLUG, P. E. et al. The influence of disturbed habitat on the spatial ecology of argentine black and white tegu (*Tupinambis merianae*), a recent invader in the Everglades ecosystem (Florida, USA). **Biological Invasions**, v. 17, n. 6, p. 1785–1797, 2015.

KRAUS, F. **Alien Reptiles and Amphibians A Scientific Compendium and Analysis**. Springer, 2009.

LACY, R. C.; POLLAK, J. P. **Vortex: A stochastic simulation of the extinction process**.

V. 10.3.5.0. Brookfield, IL, USA. Chicago Zoological Society, 2017.

LANFRI, S. et al. Understanding the ecological niche to elucidate spatial strategies of the southernmost *Tupinambis* lizards. **Amphibia-Reptilia**, v. 34, n. 2013, p. 551–565, 2013.

LEUNG, B. et al. An ounce of prevention or a pound of cure: bioeconomic risk analysis of invasive species. **Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, v. 269, n. 1508, p. 2407–2413, 2002.

LEWIS, A. R.; TIRADO, G.; SEPULVEDA, J. Body size and paternity in a Teiid lizard (*Ameiva exsul*). **Journal of Herpetology**, v. 34, n.1, p. 110, 2000.

LINDENMAYER, D. B. et al. Population viability analysis as a tool in wildlife conservation policy: With reference to Australia. **Environmental Management**, v. 17, n. 6, p. 745–758, nov. 1993.

LINDENMAYER, D. B. et al. A review of the generic computer programs ALEX, RAMAS/space and VORTEX for modelling the viability of wildlife metapopulations. **Ecological Modelling**, v. 82, n. 2, p. 161–174, out. 1995.

LOPES, H. R.; ABE, A. S. Biologia reprodutiva e comportamento do teiú, *Tupinambis merianae* (Reptilia, Teiidae), em cativeiro. em: **Manejo y conservación de fauna silvestre en América Latina**. La Paz, Bolivia: Editorial Instituto de Ecología, 1999. p. 259–272.

MACHADO, R. A. *Tupinambis merianae* (Tiú, Teiú, Tegu, or Teju). diet. **Herpetological Review**, v. 38, n. 1, p. 84, 2007.

MANCHESTER, S. J.; BULLOCK, J. M. The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. **Journal of Applied Ecology**, v. 37, n. 5, p. 845–864, 2000.

MCGEOCH, M. A. et al. Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. **Diversity and Distributions**, v. 16, n. 1, p. 95–108, jan. 2010

MELBOURNE, B. A. et al. Invasion in a heterogeneous world: resistance, coexistence or hostile takeover? **Ecology letters**, v. 10, n. 1, p. 77–94, 2007.

MELLO, T. J.; ADALARDO DE OLIVEIRA, A. Making a bad situation worse: An invasive species altering the balance of interactions between local species. **PLoS ONE**, v. 11, n. 3, p. 1–17, 2016.

MICHELETTI, T. **How to manage an uncommon alien rodent on a protected island? A study of the population structure, dynamics, and management of the rock cavy in Fernando de Noronha, Brazil**. Technische Universitat Dresden, 2017.

MIERES, M. M.; FITZGERALD, L. a. Monitoring and managing the harvest of tegu lizards in Paraguay. **Journal of Wildlife Management**, v. 70, n. 6, p. 1723–1734, 2006.

MOON, K.; BLACKMAN, D. A.; BREWER, T. D. Understanding and integrating knowledge to improve invasive species management. **Biological Invasions**, v. 17, n. 9, p. 2675–2689, 2015.

MUSCAT, E. et al. *Salvator merianae* (black and white tegu) scavaging around the nests of *Fregata magnificens* (frigatebird). **The Herpetological Bulletin**, n. 135, p. 36–37, 2016.

NARETTO, S. et al. Importance of reproductive biology of a harvest lizard, *Tupinambis merianae*, for the management of commercial harvesting. **Wildlife Research**, v. 42, n. 8, p. 697–704, 2015.

OREN, D. C. Resultados de uma nova expedição zoológica a Fernando de Noronha. **Boletim do Museu Paranaense Emilio Goeldi Zoologia**, v. 1, n. 1, p. 19–44, 1984.

PERNAS, T. et al. First observations of nesting by the Argentine black and white tegu, *Tupinambis merianae*, in South Florida. **Southeastern Naturalist**, v. 11, n. 4, p. 765–770, 2012.

POWELL, R. et al. Introduced amphibians and reptiles in the greater Caribbean: Patterns and conservation implications. em: WILSON, B. S.; HAILEY, A.; HORROCKS, J. A. (Ed.). **Conservation of Caribbean Island Herpetofaunas, Volume 1: Conservation Biology and the Wider Caribbean**. Brill, 2011. 1. 63–143.

RAMALHO, A. C. O. et al. Helminths from an introduced species (*Tupinambis merianae*), and two endemic species (*Trachylepis atlantica* and *Amphisbaena ridleyi*) from Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. **The Journal of Parasitology**, v. 95, n. 4, p. 1026–8, 2009.

RIDLEY, H. N. Notes on the zoology of Fernando Noronha. **Journal of the Linnean Society of London, Zoology**, v. 20, n. 124-125, p. 473–570, 1888.

RUSSELL, J. C. et al. Invasive alien species on islands: impacts, distribution, interactions and management. **Environmental Conservation**, p. 1–12, 2017.

RUSSELL, J. C. et al. Management of cats and rodents on inhabited islands: An overview and case study of Fernando de Noronha, Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation**, p. 1–8, nov. 2018.

RUSSELL, J. C.; TAYLOR, C. N.; ALEY, J. P. Social assessment of inhabited islands for wildlife management and eradication. **Australasian Journal of Environmental Management**, v. 25, n. 1, p. 24–42, 2018.

SAKAI, A. K. et al. The population biology of invasive species. **Annual Review of Ecology**

and Systematics, v. 32, n. 1, p. 305–332, nov. 2001.

SAMPAIO, A. B.; SCHMIDT, I. B. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, n. 2, p. 32–49, 2013.

SANDER, P. M. et al. Bone histology indicates insular dwarfism in a new Late Jurassic sauropod dinosaur. **Nature Letters**, v. 441, n. 8, p. 739–741, 2006.

SANTOS, A. T. dos. **Fernando de Noronha, ilha de cenários múltiplos**. 1. ed. Rio de J: RIO, 1950.

SERAFINI, T. Z.; FRAÇA, G. B.; ANDRIGUETTO-FILHO, J. M. Ilhas oceânicas brasileiras: biodiversidade conhecida e sua relação com o histórico de uso e ocupação humana. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v. 10, n. 3, p. 281–301, 2010.

SERIÉ, P. Sobre la reproducción del lagarto o “iguana” *Tupinambis teguixin*. **Anales de la Sociedad Científica Argentina**, v. 114, p. 238–242, 1932.

SILVA JR, J. M.; PÉREZ JR, A. K.; SAZIMA, I. *Euprepis atlanticus* (Noronha Skink). Predation. **Herpetological review**, v. 36, n. 1, p. 62–63, 2005.

SINGLETON, G. R. et al. **Ecologically-based management of rodent pests**. Canberra: Australian Centre for International Agricultural Research, 1999.

SOUZA, C. A. S. et al. Contribuição metodológica na confecção de armadilhas iscadas para lagartos em ecossistemas de restinga, Angra dos Reis, Rio de Janeiro. **Ecologi@**, v. 2, n. 2011, p. 42–45, 2011.

VANZOLINI, P. E. On South American Hemidactylus (Sauria, Gekkonidae). **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 31, n. 20, p. 307–343, 1978.

VANZOLINI, P.; RAMOS-COSTA, A. M. M.; VITT, L. J. **Répteis das caatingas**. 1. ed. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 1980.

VARELA, C. F. D.; CABRERA, M. R. Testing skeletochronology in black tegu lizards (*Tupinambis merianae*) of known ages. **Herpetological Review**, v. 31, n. 4, p. 224, 2000.

VIEIRA, R. C. et al. Approaches to capturing the black and white tegu *Salvator merianae* (Squamata: Teiidae). **Zoologia**, v. 32, n. 4, p. 317–320, 2015.

WHITE, G. C.; BURNHAM, K. P. Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. **Bird Study**, v. 46, n. sup1, p. S120–S139, jan. 1999.

WINCK, G. R.; BLANCO, C. C.; CECHIN, S. Z. Population ecology of *Tupinambis merianae*

(Squamata, Teiidae): Home-range, activity and space use. **Animal Biology**, v. 61, n. 4, p. 493–510, 2011.

WINCK, G. R.; ROCHA, C. F. D. Reproductive trends of Brazilian lizards (Reptilia, Squamata): the relationship between clutch size and body size in females. **North-Western Journal of Zoology**, v. 8, n. 1, p. 57–62, 2012.

YANOSKY, A. A.; IRIART, D. E.; MERCOLLI, C. Predatory behavior in *Tupinambis teguixin* (Sauria: Teiidae): Tongue-flicking responses to chemical food stimuli. **Journal of Chemical Ecology**, v. 19, n. 2, p. 291–299, 1993.

YOUNG, H. S. et al. Introduced species, disease ecology, and biodiversity–disease relationships. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 32, n. 1, p. 41–54, jan. 2017.

ZENNI, R. D.; DECHOUM, M. D. S.; ZILLER, S. R. Dez anos do informe brasileiro sobre espécies exóticas invasoras: avanços, lacunas e direções futuras. **Biotemas**, v. 29, n. 1, p. 133, 5 fev. 2016.

4.10. Apêndices

Apêndice 1: Parâmetros usados na Análise de Viabilidade Populacional para o manejo do teiú *Salvator merianae* em Fernando de Noronha. Apenas os cenários B com mesma intensidade de manejo dos cenários A estão representados para fins de comparação.

(continua)

	Cenários	A	A20	A50	A80	B	B20	B50	B80
	Anos	30	30	30	30	30	30	30	30
	Iterações	500	500	500	500	500	500	500	500
Parâmetros populacionais	População inicial (N) ¹	9500	9500	9500	9500	3000	3000	3000	3000
	Capacidade suporte (K) ¹	9500	9500	9500	9500	3000	3000	3000	3000
	Variação máx. anual (K) ¹	2500	2500	2500	2500	750	750	750	750
	Idade reprod. F (anos) ²	3	3	3	3	3	3	3	3
	Idade reprod. M (anos) ²	3	3	3	3	3	3	3	3
	Máx. reprodução (anos) ^{3,4}	15	15	15	15	15	15	15	15
	Longevidade (anos) ^{3,4}	15	15	15	15	15	15	15	15
	Ninhadas por ano ²	1	1	1	1	1	1	1	1
	Filhotes por ninhada (máx.) ⁵	29	29	29	29	29	29	29	29
	Nascimentos por ninhada ^{1,2,6}	17,55	17,55	17,55	17,55	17,55	17,55	17,55	17,55
	Variação nascimentos ^{1,2,6}	±4,53	±4,53	±4,53	±4,53	±4,53	±4,53	±4,53	±4,53
	Razão sexual nasc. (%M)	58	58	58	58	58	58	58	58
	Machos adultos (%) ¹	58	58	58	58	58	58	58	58
	Fêmeas adultas (%) ¹	42	42	42	42	42	42	42	42
	Anos com 0 crias (%)	0	0	0	0	0	0	0	0
	Anos com 1 cria (%)	100	100	100	100	100	100	100	100
	Machos reproduzindo (%)	100	100	100	100	100	100	100	100
	Fêmeas reproduzindo (%) ²	80,6	80,6	80,6	80,6	80,6	80,6	80,6	80,6
	Variação da reprodução (%)	0	0	0	0	0	0	0	0
	Mortalidade	0-3 anos (%)	0	0	0	0	0	0	0
Acima de 3 (%) ¹		52	52	52	52	52	52	52	52
Variação acima de 3 (%) ¹		±23	±23	±23	±23	±23	±23	±23	±23

(conclusão)

	Cenários	A	A20	A50	A80	B	B20	B50	B80
Manejo	Anos de manejo	0	10	10	10	0	10	10	10
	Pop. anual removida (%)	0	20	50	80	0	20	50	80
	Machos removidos (N)	0	1102	2755	4408	0	348	870	1392
	Fêmeas removidas (N)	0	798	1995	3192	0	252	630	1008
	Pop. anual removida (N)	0	1900	4750	7600	0	600	1500	2400

Cenários A= Pop. de toda a ilha, cenários B= Pop. da área de manejo B

¹= Este estudo; ²= LOPES; ABE, 1999; ³= BRITO; ABE; ANDRADE, 2001;

⁴= VARELA; CABRERA, 2000; ⁵= VANZOLINI; RAMOS-COSTA; VITT, 1980; ⁶= NARETTO et al., 2015

5. CONCLUSÃO GERAL

Estudos sobre o teiú como espécie invasora são recentes e o conhecimento de seus mecanismos de invasão, impacto e manejo ainda é insipiente se comparado a outros predadores invasores como os ratos e o gato doméstico. Ainda que não seja uma espécie invasora comum, o potencial de invasão do teiú não pode ser negligenciado. A capacidade adaptativa e resiliência desta espécie é grande, mesmo quando comparada a outros répteis, favorecendo sua dispersão e estabelecimento em diversos tipos de ambientes. Os impactos causados pelo teiú sobre a fauna também não devem ser menosprezados e são evidentes mesmo em lugares onde a espécie ocorre naturalmente.

O teiú é um predador oportunista de grande porte que ocupa o topo da cadeia alimentar em FN, com espécies endêmicas e ameaçadas compondo parte de sua dieta. As ações para minimizar seu impacto na ilha são de fundamental importância, pois ocorre em uma importante área de preservação ambiental e em densidades mais altas que as encontradas no continente. Esta alta densidade pode ter sido favorecida pelo clima tropical em FN, a menor complexidade ecológica típica de ambientes insulares, a ausência de competidores ou predadores importantes e o longo tempo decorrido desde seu estabelecimento. Altas densidades populacionais podem causar aumento da competição intraespecífica, o que explicaria o menor tamanho dos teiús medidos nesta população, ainda que não reduza seu potencial impacto. As áreas de vida em FN foram semelhantes para ambos os sexos, mas a amplitude e alta sobreposição dos territórios nesta população permite que os teiús obtenham recursos mesmo nas épocas de escassez. O curto período de queda na atividade destes animais também é insuficiente para que se espere uma diminuição nos seus impactos.

Apesar de ocorrer em praticamente toda a ilha principal e em pelo menos uma ilha secundária do arquipélago, a distribuição dos teiús não é homogênea, com diferenças marcantes entre os ambientes estudados. A maior densidade foi observada num ambiente pouco antropizado e conservado da ilha principal, ao mesmo tempo, os teiús parecem se beneficiar da presença humana, obtendo recursos como restos de alimentos, plantas frutíferas e animais domésticos ou sinantrópicos. O tempo decorrido desde sua introdução, a ocupação de toda a ilha principal e as altas densidades observadas são evidências de que esta espécie invasora está estabelecida em FN. O presente estágio de invasão do teiú nesse local torna difícil de

mensurar seu real impacto sobre a fauna e flora nativas do arquipélago, uma vez que este impacto já transcorreu e atualmente apenas seus vestígios podem ser observados.

O teiú pode apresentar riscos tanto à saúde pública quanto à saúde dos animais nativos em FN. Um dos impactos comumente subestimados das espécies invasoras são as doenças que podem ser carregadas ou potencializadas pela presença destas espécies. O teiú é considerado um reservatório comum da bactéria *Salmonella enterica*, que tem reconhecido potencial zoonótico. A prevalência de 57% encontrada nos teiús de FN pode ser considerada alta para uma população de vida livre, superando prevalências encontradas para répteis de criadouros, zoológicos ou animais de estimação em outros países. A maioria dos animais positivos em FN foram provenientes de áreas mais antropizadas, aumentando as chances de transmissão horizontal de *Salmonella* para humanos e animais domésticos, além da contaminação ambiental de reservatórios de água doce e de alimentos produzidos na ilha. O consumo da carne de teiú, que é um hábito comum na ilha, aumenta o risco de transmissão direta para a população local. A alta diversidade de perfis genéticos de *S. enterica* em FN levam a crer que a população de teiús tem contato com diversas fontes de infecção e a presença de sorotipos de reconhecida patogenicidade humana pode potencializar os riscos à saúde pública. A ocorrência de *S. enterica* em locais antropizados de toda a ilha principal associada à alta densidade de teiús observada para esta população são fatores que contribuem para o risco zoonótico e demandam atenção urgente dos responsáveis pela manutenção da saúde dos moradores e visitantes do arquipélago. Estes motivos também desfavorecem a translocação dos teiús para o continente, seu consumo ou uso econômico em FN.

A infecção por *S. enterica* representa um risco real de morte aos humanos, especialmente em crianças, idosos e pessoas imunocomprometidas. A baixa disponibilidade de leitos no único hospital da ilha e a dificuldade logística de transporte para tratamento no continente agravam os riscos em casos de infecção grave. Os dados detalhados sobre casos de diarreia bacteriana em FN não estão disponíveis e estabelecer uma relação direta entre os casos de diarreia humana e as estirpes presentes nos teiús não foi possível. Estratégias que visem viabilizar o uso comercial do teiú, como no plano de manejo da Área de Proteção Ambiental de Fernando de Noronha, revisto em 2017, devem ser melhor estudados, uma vez que podem perpetuar o problema ambiental já estabelecido além de trazer novos riscos para a

saúde de moradores e turistas, agravando o já deficitário sistema de saúde pública da ilha, e colocando em risco o turismo, principal fonte econômica deste distrito estadual.

A capacidade de se reestabelecer a partir de poucos indivíduos é um dos fatores que favoreceu o estabelecimento do teiú em FN. Esse fato já foi documentado para outras espécies deste gênero na Argentina e Paraguai, onde as populações se mostram sensíveis às variações ambientais, mas aparentemente não sofrem extinções locais, mesmo em áreas com grande pressão de caça. A presença do teiú na Ilha Rata, desabitada desde 1986, também atesta a resiliência desta espécie mesmo em áreas restritas com recursos limitados. Apesar dos dados observados para a ilha principal de FN indicarem que as áreas mais habitadas têm menores densidades observadas, os teiús podem comportar-se como sinantrópicos, assim como outros animais invasores no arquipélago.

O manejo do teiú é uma tarefa difícil pelas características intrínsecas da espécie, pela dificuldade de acesso aos locais onde ocorre e pela carência de mais estratégias específicas e eficientes de captura ou contenção da população além das propostas neste estudo. Contudo, os impactos às espécies nativas, endêmicas ou ameaçadas, aliadas ao risco à saúde pública justificam e elevam a prioridade de manejo desta espécie invasora em FN. Os modelos de viabilidade populacional demonstram que a espécie permanece estável na capacidade suporte da área proposta e que não existe probabilidade de extinção num período de 30 anos sem manejo. Com o manejo, o controle desta população pode ser obtido em menos de uma década, se utilizado o esforço e intensidade de manejo adequados. O manejo do teiú precisa ser feito de forma continuada, anualmente, evitando que haja o repovoamento das áreas manejadas por indivíduos jovens que atinjam a maturidade sexual ou por indivíduos adultos que consigam se deslocar para dentro da área manejada.

As informações obtidas neste estudo oferecem um protocolo inicial para o manejo desta espécie invasora, apontando direções e atuando com um planejamento e objetivos claros, aumentando as probabilidades de sucesso do programa de manejo desta espécie. Os preceitos do manejo adaptativo são recomendados neste caso, por permitirem que a dinâmica dos métodos e objetivos se altere de acordo com os resultados obtidos ao longo do processo. Desta forma, o monitoramento tanto da população de teiús quanto das principais espécies afetadas por sua presença devem ser realizados. O panorama atual não permite, contudo, que se objetive a erradicação do teiú em FN num futuro próximo. Formas eficientes de contenção da população, de automação do método de captura, de atratividade e captura de animais em baixas

densidades populacionais precisam ser aprimorados. Conscientização e apoio da população local, financiadores e tomadores de decisão também são necessários antes que a erradicação do teiú em FN seja possível.

Mesmo que a erradicação não seja o objetivo proposto do manejo, a diminuição na densidade da população de teiús deverá trazer benefícios ao diminuir o impacto de predação e competição direta com espécies nativas e ao diminuir a capacidade de dispersão de doenças. O controle do teiú é a melhor opção disponível para FN, no momento. Diversas espécies nativas deverão ser direta ou indiretamente beneficiadas pelo seu manejo, dentre estas pode-se destacar o lagarto mabuia-de-noronha e a anfisbena-de-noronha, ambos endêmicos, a tartaruga verde e o caranguejo amarelo, espécies ameaçadas nacionalmente, além de espécies residentes como o atobá-grande. O controle efetivo do teiú deve resultar no aumento das populações destas e de outras espécies nativas, devolvendo ao menos parte da exuberância e biodiversidade que um dia existiu em Fernando de Noronha.

Além das medidas de controle ou possibilidade de erradicação desta espécie no arquipélago, é imprescindível que se faça o controle da entrada de novas espécies com potencial invasor. As medidas preventivas de invasão devem estar entre as maiores prioridades de uma área protegida tão singular quanto FN. Tanto o manejo das espécies invasoras quanto o controle da entrada de possíveis espécies invasoras devem fazer parte da rotina diária do Núcleo de Gestão Integrada do ICMBio e também da Administração distrital do arquipélago, tendo em vista os múltiplos riscos que existem à saúde, economia e biodiversidade locais. O manejo do teiú deve se integrar com o manejo de outras espécies invasoras em FN e as ações devem incluir a busca pela compreensão e apoio da comunidade local, que tem papel fundamental no bom desempenho do manejo, sendo diretamente beneficiada por seu sucesso.