



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Marina Trevisan Pinca

**Título: FATORES DETERMINANTES PARA A ABUNDÂNCIA DE  
CAMUNDONGOS (*Mus musculus*) INVASORES NA ILHA DA TRINDADE**

Florianópolis  
2025

Marina Trevisan Pinca

**Fatores determinantes para a abundância de camundongos (*Mus musculus*) invasores na Ilha da Trindade**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para a obtenção do título de Mestra em Ecologia.

Orientador(a): Profa Dra. Michele De Sá Dechoum  
Coorientador: Dr. Marcos Adriano Tortato

Florianópolis  
2025

Pinca, Marina Trevisan

Fatores determinantes para a abundância de camundongos (*Mus musculus*) invasores na Ilha da Trindade / Marina Trevisan Pinca ; orientadora, Michele de Sá Dechoum, coorientador, Marcos Adriano Tortato, 2025.

46 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Florianópolis, 2025.

Inclui referências.

1. Ecologia. 2. Conservação Biológica, Erradicação, Invasão Biológica, . I. Dechoum, Michele de Sá. II. Tortato, Marcos Adriano . III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. IV. Título.

Marina Trevisan Pinca

**Fatores determinantes para a abundância de camundongos (*Mus musculus*) invasores na Ilha da Trindade**

O presente trabalho em nível de Mestrado foi avaliado e aprovado, em 17 de Junho de 2025, pela banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Dr. Fabio G. Daura Jorge  
Instituição Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Dr. Ricardo Augusto Dias  
Universidade de São Paulo

Certificamos que esta é a versão original e final do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de Mestra em Ecologia.



Coordenação do Programa de Pós-Graduação



Orientadora

Florianópolis, 2025



Dedico este trabalho aos visionários por liberdade, amor, justiça e  
a todos aqueles que trabalham pela regeneração do nosso planeta  
e pela conservação das espécies que aqui habitam

## AGRADECIMENTOS

Este trabalho é a soma de muitas conexões pessoais e profissionais fundamentais para sua concretização e realização, então seria impossível resumir os agradecimentos em palavras e muito menos, neste singelo espaço de poucas páginas. Portanto farei o possível para englobar e adequar a minha profunda gratidão ao máximo de pessoas possíveis, lembrando que todas que também não constam aqui e que fizeram parte do processo, são da mesmíssima importância dentro deste percurso de expansão acadêmico-pessoal. Não teria como começar os agradecimentos sem pensar na minha base e em todos os meus ancestrais. Portanto gostaria de agradecer imensamente à minha família por todo apoio e amor de sempre. Começando pelas minhas ancestrais, e a toda batalha vencida, a todos os caminhos que foram abertos para que hoje eu pudesse voar em busca desse sonho de abastecer a alma com conhecimento e principalmente por servir através do mestrado o caminho da conservação. Família, sem dúvidas a presença de vocês é latente em cada passo que eu dou, fortalecendo o caminhar desta e de todas as trajetórias. Mãe, você não só me ilumina, como também enxerga a luz que habita em mim e é através dessa conexão e desse laço de amor verdadeiro que ganhei forças para seguir meus sonhos, realizando nossos sonhos juntos também. Portanto obrigada por ser maravilhosamente e autenticamente você e por facilitar e apoiar todas as portas e processos do meu caminho ao longo da vida, te honro e te amo infinitamente. Pai, obrigada pelo acolhimento e por apesar de se preocupar com meus caminhos não usuais e desafiadores, me amar onde quer que eu esteja nesse mundo. Guilherme, Carol, Bernardo e Francisco, eu não tenho nem palavras pra vocês, só agradeço ao universo por ter me presenteado com um irmão, uma irmã e sobrinhos que me orgulho tanto e que são tão humanos e também casa para mim, vocês são fonte de água limpa nas águas do meu viver. Agradeço imensamente meu melhor amigo de todos os tempos, Maré. Se não fosse por você ter aparecido na minha vida, meu fiel amigo, nada disso seria emocionalmente possível, portanto obrigada por todo amor e passeios que aterraram meus dias cotidianos, você é o melhor cão de todo o mundo. Gostaria de aproveitar e deixar meus sinceros agradecimentos ao meu avô Orlando que deixou este plano recentemente, deixando também em cada um de nós sua essência linda da simplicidade e do prazer em partilhar com o coletivo, você é uma história de superação e garra presente e está bem vivo em cada um de nós. Agradeço a todas as tias e tios, primas e primos, às minhas avós por todo amor e carinho de sempre, vó Lourdes e vó Else, vocês fazem morada permanente de inspiração e garra no meu coração, vocês são verdadeiras guerreiras da minha vida. Também não poderia deixar de agradecer a toda minha rede de apoio em formato de círculo de amigos, por dilatarem espaços de coragem e por serem pouso e também casa quando o ordinário não cabe mais, por serem leveza e riso solto, por serem exatamente quem e como são. Agradeço a todos imensamente por todos os momentos de partilha e em especial agradeço aqui meus amigos de São Carlos e da vida; minhas amigas e família carioca por todo apoio e pelo abastecimento de afeto em formato de abraços, principalmente quando precisei embarcar para Trindade; às minhas amigas do bosque por terem segurado as pontas com Maré quando mais precisei e por terem me recebido com flores e de braços abertos após o isolamento, calor humano em forma de momentos que vou guardar pra sempre. Agradeço a Eliana e a toda segunda família do Maré por terem sido verdadeiros exemplos de empatia quando mais precisei, não sei de fato o que teria sido se não fosse o amor de vocês na recuperação dele. Agradeço por todo apoio aos presentes em formato de amigos que a UFSC generosamente me trouxe nesta jornada, especialmente à Beatriz Rosin por ter dilatado tantos espaços de amizade e atenção. Neste momento também gostaria de deixar meus sinceros agradecimentos aos colegas Cadu e Gustavo, que me auxiliaram pacientemente com seu tempo e dedicação, sem tempo ruim, a realizar este trabalho através do acesso a ferramentas e linguagens

tecnológicas totalmente novas para mim. Gostaria de agradecer imensamente ao combo da minha orientação mais que inspiradora: à Michele Dechoum na orientação e ao Marcos Tortato na co-orientação; sem toda guiança e horas despendidas para me ajudar durante este processo, nada teria sido possível. Agradeço imensamente à meus colegas de laboratório pela sensação de pertencimento e pela oportunidade de seguirmos juntos e de aprender com cada um, um pouco mais sobre as espécies exóticas invasoras e a trilhar o caminho da restauração ecológica; a restinga nunca mais será a mesma depois de eu ter conhecido cada um de vocês. Gostaria de agradecer à inspiradora Patrícia Serafini , por ter me guiado e por ter aberto as portas desse sonho em formato de oportunidade que foi o mestrado em prol da conservação das aves marinhas e do ecossistema da Ilha da Trindade, algo no qual continuaria a ser apenas um sonho latente se não fosse pela generosa disposição de tempo para nossas conversas de alinhamento. Agradeço pela presença e acolhimento de todos os pesquisadores e pesquisadoras dos quais tive a oportunidade de compartilhar o trajeto tanto de ida, quanto de volta à Ilha da Trindade; ao Jaques por ter sido um fiel aliado nos campos desafiadores da ilha e por não exitar em nenhum momento em me auxiliar no que estava ao seu alcance. Se não tivesse sido seu comprometimento em acordar tão cedo, topa os desafios de me guiar nas trilhas e a encaixar o cronograma, certamente esse trabalho traria outros resultados, especialmente levando em conta as incertezas e novidades para materializar algo tão desafiador em um lugar nunca antes conhecido por mim. Agradeço às forças de luz que nos regem e por ter acreditado que este sonho era possível apesar de tantos pesares pelo caminho, por ter seguido na direção do coração quando a razão gritava para o convencional, por toda saúde e força que me permitiu ir além nos campos quando foi preciso, pela possibilidade de estar em movimento através dos esportes e portanto em manter a mente equilibrada. Agradeço a todos os pesquisadores e pesquisadoras que são inspiração na minha trajetória, por serem quem são e por sustentarem o lugar que ocupam, agradeço em especial à vida do Guilherme Frainer pelo contato breve que tivemos, mas por ter sido suficiente para iluminar também os passos dessa trajetória, você segue vivo em cada um de nós que trilha os caminhos da conservação e serei sempre muito grata pela sua vida. Agradeço aos revisores deste trabalho, por toda atenção e a todos os colaboradores do Projeto de Recuperação do Ecossistema Terrestre da Ilha da Trindade (Reter Trindade); a todos os professores e professoras das disciplinas realizadas no programa que foram de imenso aproveitamento. Agradeço ao PPGÉco por existir, por ser lar de tanta gente maravilhosa em tantos aspectos e principalmente por me proporcionar esta oportunidade de crescimento única.

“Uma visão articula um futuro que alguém deseja intensamente, e faz isso com tanta clareza e de forma tão convincente que evoca a energia, a concordância, a simpatia, a vontade política, a criatividade, os recursos ou o que mais for necessário para transformar essa visão em realidade”

Donella Meadows

## RESUMO

Invasões biológicas estão entre as principais causas de perda de biodiversidade. O camundongo (*Mus musculus*) é uma das espécies invasoras com maior número de registros de impactos negativos em ilhas oceânicas, incluindo a predação de ovos e filhotes de aves marinhas, e consumo de sementes e plântulas. Na Ilha da Trindade, essa é a única espécie de vertebrado invasor após séculos da introdução de diversos mamíferos, representando uma ameaça à fauna endêmica e à recuperação do ecossistema, atualmente em processo de regeneração. Planos de erradicação são fundamentais para restaurar esses ecossistemas vulneráveis. O sucesso desses planos depende do conhecimento sobre a ecologia da espécie a ser controlada e dos ambientes nos quais se encontra, de modo que recursos humanos e financeiros adequados sejam melhor empregados. Quantificar a abundância dos camundongos permite identificar padrões de ocupação e uso do ambiente, fornecendo informações relevantes para um manejo mais eficaz. Este é o primeiro estudo a avaliar a distribuição e a abundância dos camundongos na Ilha da Trindade, considerando a influência de fatores ambientais como subsídio a um conhecimento consistente para, junto de outros estudos populacionais, subsidiar um plano de erradicação. Instalamos 365 armadilhas de captura viva do tipo *Sherman* em nove áreas de amostragem, com pelo menos 15 unidades por local. Registramos variáveis ambientais, como altitude, declividade, cobertura vegetal total, cobertura arbórea, cobertura arbustiva, cobertura herbácea, presença de tocas de caranguejos e proporção de rochas, em um raio de dois metros ao redor de cada armadilha. Construímos um Modelo Linear Generalizado Misto (GLMM) global considerando a abundância relativa de camundongos como variável resposta, os fatores ambientais como efeitos fixos e os locais de coleta como efeito aleatório. Os resultados indicaram que a abundância relativa de camundongos foi significativamente maior em áreas de maior declividade e menor altitude, enquanto as outras variáveis como cobertura vegetal e proporção de rochas não tiveram efeito significativo. Este estudo mostra que, no contexto de manejo na Ilha da Trindade, espaços mais íngremes e em altitudes mais baixas são áreas importantes de serem levadas em consideração em uma futura intervenção. Ao evidenciar que essas áreas concentram uma maior abundância de indivíduos, esperamos que os resultados auxiliem na otimização da taxa de distribuição de iscas em um futuro manejo, especialmente nas áreas-chave identificadas em Trindade e também que sirva para construir conhecimento acerca de camundongos introduzidos em ilhas oceânicas com características similares. .

**Palavras-chave:** altitude; declividade; ilhas oceânicas; manejo; rodentia

## ABSTRACT

Biological invasions are among the leading causes of biodiversity loss. The house mouse (*Mus musculus*) is one of the most impactful invasive species on oceanic islands, with numerous recorded negative effects, including predation on seabird eggs and chicks, as well as the consumption of seeds and seedlings. On Trindade Island, it is the only invasive vertebrate species remaining after centuries of mammal introductions, posing a threat to the endemic fauna and the recovery of the ecosystem, which is currently under regeneration. Eradication plans are essential to restore these vulnerable ecosystems. The success of such plans depends on a good understanding of the target species' ecology and the environments it occupies, allowing human and financial resources to be allocated more effectively. Quantifying mouse abundance helps to identify patterns of habitat use and occupancy, thereby informing management strategies. This is the first study to evaluate the distribution and abundance of house mice on Trindade Island, considering the influence of environmental factors as a basis for a consistent knowledge that, together with other population studies, can guide an eradication plan. We deployed 365 Sherman live traps across nine sites, with at least 15 traps per site. Environmental variables were recorded within a two-meter radius around each trap, including altitude, slope, total vegetation cover, tree cover, shrub cover, herbaceous cover, number of crab burrows, and proportion of rocks. We built a global Generalized Linear Mixed Model (GLMM), considering mouse relative abundance as the response variable, environmental factors as fixed effects, and trapping sites as a random effect. The results indicated that mouse relative abundance was significantly higher in areas with steeper slopes and lower altitudes, while other variables such as vegetation cover and proportion of rocks had no significant effect. This study shows that, in the context of management on Trindade Island, steep terrain at low altitudes are important areas to focus on during an intervention. By demonstrating that these regions concentrate a higher relative abundance of individuals, we expect our results to help optimize bait distribution rates during future management, particularly in the key concentration areas identified on Trindade, as well as to contribute to building ecological knowledge of introduced mice on oceanic islands with similar characteristics.

**Keywords:** altitude, management, oceanic islands, rodentia, slope.

## LISTA DE FIGURAS

- FIGURE 1: 1. MAP OF BRAZIL. MARKED IN DARK BLUE, THE BRAZILIAN EXCLUSIVE ECONOMIC ZONE (EEZ). THE DARK BLUE POINTS, THE FOUR BRAZILIAN OCEANIC ISLANDS 2. MAP OF TRINDADE ISLAND, LOCATED IN THE SOUTH ATLANTIC OCEAN. 3. SAMPLING SITES, EACH MARKED WITH DISTINCT COLORS. SITES NAMED: AB = ANDRADAS BEACH; AV = ANDRADAS COASTAL VEGETATION, PB = PORTUGUESE BEACH; TB = TURTLE BEACH; TV = TURTLE BEACH COASTAL VEGETATION; AG = ANDRADAS GRASSLAND; NB = NAVY BASE; RG = RESEVOIR GRASSLAND; TG = TURTLE BEACH GRASSLAND.....31
- FIGURE 2: DIAGRAM OF THE SAMPLING DESIGN DETAILING LINEAR TRANSECTS, EACH COMPRISING FIVE TRAPS SPACED 20 METERS APART, WITH 30 METERS BETWEEN ADJACENT TRANSECTS. THE DIAGRAM ALSO ILLUSTRATES HOW ENVIRONMENTAL VARIABLES WERE SAMPLED FOR MICROHABITAT, INCLUDING VEGETATION COVER, ROCK COVER, SLOPE, ALTITUDE AND NUMBER OF CRAB BURROWS.....32
- FIGURE 3: PRINCIPAL COMPONENT ANALYSIS OF ENVIRONMENTAL VARIABLES ACROSS SAMPLING SITES ON TRINDADE ISLAND. AB = ANDRADAS BEACH; AV = ANDRADAS COASTAL VEGETATION, PB = PORTUGUESE BEACH; TB = TURTLE BEACH; TV = TURTLE BEACH COASTAL VEGETATION; AG = ANDRADAS GRASSLAND; NB = NAVY BASE; RG = RESEVOIR GRASSLAND; TG = TURTLE BEACH GRASSLAND.....34
- FIGURE 4: A) RELATIONSHIP BETWEEN SLOPE AND MOUSE RELATIVE ABUNDANCE ON TRINDADE ISLAND. B) RELATIONSHIP BETWEEN ALTITUDE AND MOUSE RELATIVE ABUNDANCE ON TRINDADE ISLAND.....36

## LISTA DE TABELAS

- TABLE 1: ESTIMATED COEFFICIENTS, STANDARD ERRORS, Z-VALUES, AND P-VALUES FOR EACH VARIABLE IN THE GLOBAL MODEL. SIGNIFICANCE CODES: \*  $P < 0.05$ ; .  $P < 0.1$ ;  $P \geq 0.1$ . 35
- TABLE 2: MATERIAL SUPLEMENTAR SOBRE O TOTAL DE ARMADILHAS DISTRIBUÍDAS POR LOCAL DE CAPTURA NAS DIFERENTES SESSÕES DE AMOSTRAGEM. CADA ARMADILHA PERMANECEU ABERTA POR 4 NOITES CONSECUTIVAS. SIGLAS EM INGLÊS: AB = ANDRADAS BEACH; AV = ANDRADAS COASTAL VEGETATION, PB = PORTUGUESE BEACH; TB = TURTLE BEACH; TV = TURTLE BEACH COASTAL VEGETATION; AG = ANDRADAS GRASSLAND; NB = NAVY BASE; RG = RESEVOIR GRASSLAND; TG = TURTLE BEACH GRASSLAND 45

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AB – Andradas Beach  
AG – Andradas Grassland  
AV – Andradas Coastal Vegetation  
EEI – Espécies Exóticas Invasoras  
IAS – Invasive Alien Species  
ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade  
IUCN – International Union for Conservation of Nature  
NB – Navy Base  
PCA – Principal Component Analysis

PB – Portuguese Beach  
RETER - Projeto de Recuperação do Ecossistema Terrestre da Ilha da Trindade  
RG – Reservoir Grassland  
TB – Turtle Beach  
TG – Turtle Beach Grassland  
TV – Turtle Beach Coastal Vegetation

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO GERAL</b>	<b>16</b>
1.1 REFERÊNCIAS	20
<b>2 DETERMINANT FACTORS FOR THE ABUNDANCE OF HOUSE MICE (<i>Mus MUSCULUS</i>) ON AN OCEANIC ISLAND</b>	<b>25</b>
2.1 INTRODUCTION	26
2.2 MATERIALS AND METHODS	28
2.2.1 <i>STUDY AREA</i>	28
2.2.2 <i>BIOLOGICAL INVASION</i>	29
2.2.3 <i>SAMPLING DESIGN AND DATA COLLECTION</i>	29
2.2.4 <i>DATA ANALYSIS</i>	32
2.3 RESULTS	32
2.4 DISCUSSION	36
2.5 CONCLUSIONS	37
2.6 ACKNOWLEDGEMENTS	38
2.7 REFERENCES	39
<b>3 CONCLUSÕES GERAIS</b>	<b>44</b>
<b>4 MATERIAL SUPLEMENTAR.</b>	<b>45</b>

## INTRODUÇÃO GERAL

Ilhas oceânicas cobrem cerca de 5,3% da superfície terrestre e abrigam 37% de todas as espécies criticamente ameaçadas de extinção (TERSHEY et al., 2015). Seu isolamento geográfico favoreceu a evolução de um grande número de espécies endêmicas e a formação de comunidades biológicas simplificadas, com baixa diversidade funcional e redes tróficas pouco complexas (STEADMAN, 2006; WHITTAKER & FERNÁNDEZ-PALACIOS, 2007; TRIANTIS et al., 2010; PINHEIRO et al., 2017). Essas características tornam esses ecossistemas especialmente sensíveis a perturbações, principalmente aquelas de origem antrópica, cuja influência se intensificou a partir da exploração europeia durante o período das Grandes Navegações no início do século XVI (HILTON & CUTHBERT, 2010; BOLTON et al., 2014).

Dentre as principais ameaças às espécies insulares, a introdução de espécies exóticas invasoras (EEI) se destaca como a mais crítica, símbolo da perda acelerada de biodiversidade e reforçando a necessidade de ações urgentes para sua preservação (TRIANIS et al., 2010; DOHERTY et al., 2014; DÍAZ et al., 2019). Espécies exóticas invasoras são definidas como “plantas, animais e microrganismos introduzidos, intencional ou acidentalmente, por ação humana em locais fora de sua distribuição natural, e que se estabelecem, reproduzem e se dispersam para novas áreas a partir do ponto de introdução” (DECHOUM et al., 2024). Essa definição está alinhada com as diretrizes da Convenção sobre Diversidade Biológica das Nações Unidas (2002), diferenciando-se pela exigência de comprovação dos impactos negativos. Com a crescente interconectividade global e a expansão das atividades humanas, o número de EEI continua aumentando, e suas consequências ambientais tendem a ser profundas e, muitas vezes, agravadas por interações ecológicas complexas (PYŠEK et al., 2020).

Invasões biológicas são uma consequência direta da globalização e do crescimento populacional humano, resultando em impactos ecológicos frequentemente severos e multifacetados (PYŠEK et al., 2020). Em ilhas oceânicas — habitats isolados e prístinos — esses efeitos podem ser ainda mais intensos, já que muitas espécies evoluíram sem forte competição por recursos, herbivoria, predação ou parasitismo (RUSSELL, 2017). Esses impactos se tornam alarmantes levando em consideração a baixa redundância funcional das espécies nativas, que reduz a capacidade do ecossistema de absorver impactos (HOLDGATE, 1967; COURCHAMP, 2003).

A vulnerabilidade das ilhas às invasões biológicas é refletida no alto número de extinções documentadas desde 1600, predominantemente entre espécies endêmicas (TRIANIS et al., 2010). Além de impactar a biodiversidade, as espécies exóticas invasoras (EEI) afetam a economia, a agricultura e aspectos culturais desses ecossistemas. Sua introdução pode ocorrer de forma intencional, como para fins de agricultura e pecuária, ou acidentalmente, principalmente por meio do transporte marítimo e do comércio. Infraestruturas humanas facilitam essa dispersão, promovendo a rápida expansão para novas áreas (RUSSELL et al., 2017). O comércio global é a principal via de introdução de EEI em ilhas (HULME, 2009), seguido por naufrágios, transporte de suprimentos para navegantes, turismo e práticas agrícolas, que historicamente também tiveram papel relevante nesse processo (TORAL-GRANDA et al., 2017).

Algumas espécies introduzidas, rapidamente se tornam invasoras, ultrapassando um limiar crítico de impacto e causando danos severos aos ecossistemas nativos (RUSSELL et al.,

2017). Gatos, roedores, cães e porcos estão entre os invasores mais prejudiciais, com efeitos generalizados, especialmente sobre a fauna endêmica das ilhas, que são altamente vulneráveis aos predadores introduzidos (DOHERTY et al., 2016). Estima-se que 40% das introduções de mamíferos em ilhas tenham causado impactos significativos por predação ou competição, e que 79% das espécies introduzidas conseguiram se estabelecer, das quais 63% se tornaram invasoras (EBENHARD, 1988; JESCHKE, 2008). De maneira geral, o modo mais eficaz de mitigar esses impactos é manejar a população invasora, seja reduzindo periodicamente seus números ou, idealmente, erradicando-a. Atualmente, são utilizados diversos métodos de controle, incluindo abordagens físicas (como armadilhas e abate por tiro direcionado) e métodos químicos (como envenenamento) (COURCHAMP, 2003). Entre os principais impulsionadores da perda de biodiversidade em ilhas oceânicas estão os roedores, com o camundongo doméstico (*Mus musculus*) e o rato (*Rattus* spp.) estando entre as EEI mais prevalentes (GLOBAL REGISTER OF INTRODUCED AND INVASIVE SPECIES, 2023).

Roedores foram responsáveis por pelo menos 30% das extinções registradas, incluindo 52 espécies de aves, 21 de mamíferos e 2 de répteis. Seu impacto é comparável ao dos gatos, que contribuíram para a extinção de 63 espécies (40 aves, 21 mamíferos e 2 répteis) (DOHERTY et al., 2016). Quando consideradas tanto as espécies extintas quanto as ameaçadas, os roedores continuam entre as maiores ameaças globais, afetando 420 espécies autóctones. *Mus musculus*, originário da Ásia, é um dos mamíferos invasores mais amplamente distribuídos no mundo, ocupando uma variedade de habitats que poucos vertebrados conseguem abranger. Em termos de distribuição global, está atrás apenas dos seres humanos (BRONSON, 1979; BROOKE & HILTON, 2002; ANGEL et al., 2009). A presença de camundongos em quase todos os continentes se deve tanto à sua forte associação com atividades humanas quanto à sua notável plasticidade ecológica, o que lhe permite prosperar em ambientes que vão de regiões equatoriais a ilhas subantárticas (BERRY, 1991; POCKOCK et al., 2005).

Atualmente, camundongos estão presentes em cerca de 90% das ilhas oceânicas, representando uma séria ameaça a esses ecossistemas frágeis (ATKINSON, 1985; TOWNS, ATKINSON & DAUGHERTY, 2006; BLACKBURN et al., 2014). O impacto sobre as aves marinhas é particularmente preocupante, já que descobertas recentes demonstraram que são a principal causa da alta mortalidade entre filhotes e adultos de albatrozes em ilhas do Oceano Atlântico, como Gough e Marion e do Oceano Pacífico, como em Midway Atoll; e desta forma, colocam em risco populações já ameaçadas (DUHR et al., 2019; CONNAN et al., 2024). Além disso, há indícios de que as mudanças climáticas podem favorecer sua expansão, intensificando seus impactos, como aumentando a pressão predatória sobre aves marinhas e alterando as vias de introdução de EEI (ANGEL et al., 2009; LIAURENCE et al., 2025). Além do impacto à fauna, o impacto à flora também é escalado nesses ambientes. Estudos em ilhas demonstram que esses roedores podem consumir sementes e plântulas, afetando fortemente a regeneração da vegetação nativa (MCCONKEY et al., 2003; HUNT, 2007; WILMSHURST et al., 2008; DRAKE & HUNT, 2009). Como a maioria das ilhas remotas não são ocupadas por mamíferos terrestres nativos, os roedores introduzidos tendem a assumir novos papéis ecológicos após a colonização (DRAKE & HUNT, 2009). Como solução a esta desafiadora problemática, a erradicação de roedores é uma das estratégias mais eficazes e custo-efetivas para a conservação insular, contribuindo para prevenir extinções, restaurar os ecossistemas e proteger as espécies nativas (JONES et al., 2016).

Desde 1872, foram registrados 1.550 eventos de erradicação em 998 ilhas. Desses, 88% (1.081 das 1.227 tentativas concluídas sem reinvasões posteriores) foram bem-sucedidos, enquanto 12% falharam (SPATZ et al., 2022), evidenciando um histórico consistente de eficácia e gerando benefícios duradouros para essas ilhas. A remoção de espécies invasoras

tem impactos positivos expressivos, como o aumento do sucesso na reintrodução de plantas nativas. Além disso, 236 espécies foram favorecidas por esses programas, incluindo 62 classificadas como ameaçadas de extinção (HOLMES, 2019). Estudos também indicam que os custos contínuos de manejo de espécies invasoras podem superar os danos causados por elas, reforçando a erradicação como uma ferramenta essencial para a recuperação ecológica e a conservação da biodiversidade (BRONSON, 1979; MERTON et al., 2002; HOWALD et al., 2007).

Apesar do sucesso bem documentado na erradicação de roedores do gênero *Rattus* (HOWALD et al., 2007), a remoção de camundongos havia se mostrado um desafio maior nas últimas décadas. Inicialmente, acreditava-se que sua dieta variada e comportamento alimentar dificultavam a exposição a doses letais de iscas, comprometendo a eficácia das campanhas de erradicação (GRIFFITHS et al., 2019). No entanto, estudos mais recentes mostram que, com um planejamento adequado, essas erradicações podem ser bem-sucedidas mesmo em ilhas tropicais, onde fatores como a abundância de recursos naturais, a presença de caranguejos terrestres e a alta densidade populacional dos camundongos poderiam representar obstáculos para o sucesso do planejamento e a implementação das iniciativas (MERTON et al., 2002; ROCAMORA & HENRIETTE, 2015; SAMANIEGO et al., 2021).

Sendo assim, o sucesso da erradicação de camundongos depende, principalmente, de garantir que todos os indivíduos tenham acesso a uma dose letal de isca altamente atrativa e palatável. Muitos fracassos anteriores foram atribuídos a falhas operacionais, como oferta insuficiente de isca e baixa palatabilidade, que levaram à ingestão inadequada do rodenticida (BROWN, PITT & TERSHY, 2013). Nesse contexto, compreender o uso de microhabitats; ou seja, os locais específicos onde os camundongos forrageiam e se abrigam, influenciados por variáveis ambientais e comportamentais (MORRIS, 1987; HODARA & BUSCH, 2010); podem ser muito informativos para aprimorar estratégias de manejo. Estudos populacionais e ecológicos permitem identificar padrões de uso do ambiente e possíveis barreiras à isca, como o clima tropical, onde os animais podem se reproduzir o ano todo, e a presença de caranguejos terrestres, que podem competir pelo recurso e reduzir sua disponibilidade para os camundongos. Incorporar esse conhecimento no planejamento operacional pode aumentar as chances de sucesso na erradicação. Além disso, pesquisas recentes indicam que otimizar a distribuição da isca é um fator-chave para a eficácia desses projetos (SAMANIEGO et al., 2021). Isso reforça que, quando os desafios operacionais são bem executados, a remoção de camundongos pode ser tão bem-sucedida quanto a erradicação de ratos. Diante da crescente preocupação com os impactos desses roedores em ilhas onde são os únicos mamíferos invasores, é essencial aprimorar as estratégias de erradicação para minimizar riscos ecológicos e aumentar as chances de sucesso (SAMANIEGO et al., 2021). Esse cenário é particularmente relevante para a Ilha da Trindade, um arquipélago oceânico de origem vulcânica localizado a 1.200 km a leste do Espírito Santo, Brasil, no qual o camundongo é a única espécie de vertebrado invasor remanescente até os dias de hoje.

A Ilha da Trindade faz parte da cadeia de montanhas submarinas Vitória-Trindade, que emergiu há aproximadamente três milhões de anos. Com uma área de cerca de 10,5 km<sup>2</sup>, a ilha atinge 620 m de altitude e se eleva a partir do assoalho oceânico, localizado a aproximadamente 5.500 m de profundidade. O clima é classificado como tropical oceânico, caracterizado por temperaturas elevadas ao longo do ano, variando entre 22,9 °C e 27,7 °C, alta umidade devido à evaporação oceânica e uma precipitação média anual de 921 mm (PEDROSO et al., 2017; SANTOS et al., 2025). A ilha está sujeita à influência de ciclones extratropicais, linhas de instabilidade e frentes frias, e eventos de chuva intensa, com taxas entre 1,3 mm/min e 13,32 mm/min (SANTOS et al., 2025). A vegetação é

predominantemente arbustiva, exceto na região de maior altitude, onde ocorrem samambaias gigantes (DA SILVA & ALVES, 2017). Áreas próximas a assentamentos humanos apresentam árvores exóticas com mais de 3 m de altura. Em 2018, foram estabelecidas duas unidades de conservação abrangendo o arquipélago: a Área de Proteção Ambiental (APA) e o Monumento Natural (MONA) do Arquipélago de Trindade e Martim Vaz (ICMBIO, 2018), sob gestão do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Além disso, a Ilha da Trindade está sob jurisdição da Marinha do Brasil, que mantém uma base militar e uma base científica, além de uma estação meteorológica. O principal meio de acesso à ilha é por navios da Marinha, em viagens que duram cerca de quatro dias. As equipes geralmente permanecem no local por pelo menos dois meses, até a chegada da próxima embarcação.

A vegetação terrestre de Trindade inclui mais de 202 espécies de plantas vasculares, sendo 15 endêmicas (ALVES et al., 2011; SILVA & ALVES, 2011; DA SILVA et al., 2013). A fauna insular abriga duas espécies endêmicas de insetos, *Limonethe beckeri* e *Liagonum beckeri* (ALVES et al., 2019), além do crustáceo terrestre caranguejo-amarelo *Johngarthia lagostoma*, que é endêmica de ilhas oceânicas (JOÃO et al., 2024) e classificada como em perigo (EN) pela IUCN e no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. A Ilha da Trindade também é lar das aves marinhas endêmicas mais ameaçadas do Brasil, *Fregata ariel trinitatis* e *Fregata minor nicolli* (ALVES et al., 2011), além da grazina-de-Trindade (*Pterodroma arminjoniana*, CR - Criticamente ameaçada de extinção) e outras espécies de aves marinhas como o atobá-grande (*Sula dactylatra*) e o atobá marrom (*Sula leucogaster*) consideradas como em declínio populacional. Isso levou a ilha a ser reconhecida como uma Área Importante para a Conservação das Aves (Important Bird Area - IBA) segundo a BirdLife International. Trindade também é um dos principais locais de nidificação de tartarugas-verdes (*Chelonia mydas*) no Atlântico, com temporadas que chegam a 5.261 ninhos (DE PADUA ALMEIDA et al., 2011). No entanto, a ilha e sua importante biodiversidade tem sofrido as consequências da introdução de espécies exóticas invasoras que moldaram seu ecossistema ao longo do tempo.

Nos três últimos séculos, a Ilha da Trindade sofreu intensa degradação ambiental, principalmente em decorrência da introdução intencional de mamíferos, como caprinos, suínos, ovinos e asininos; e não intencional, como os camundongos, que provavelmente foram introduzidos acidentalmente através dos porões das embarcações. Essas e outras espécies introduzidas tiveram um impacto significativo sobre a vegetação, os artrópodes e as aves marinhas da ilha, alterando o ambiente insular e comprometendo a recuperação de espécies nativas, além de levarem à extinção algumas espécies, como foi o caso do atobá-de-pé-vermelho (*Sula sula*), extinto localmente (NEVES et al., 2011; SILVA & ALVES, 2011). O sobrepastoreio unido às queimadas levou à extinção local também de *Colubrina glandulosa*, uma espécie arbórea dominante que cobria cerca de 85% da ilha. As espécies de aves marinhas foram especialmente impactadas com o desaparecimento das árvores, que eram recurso base para sua ovipostura. Além do atobá-de-pé-vermelho extinto localmente, ambas as subespécies de fragatas endêmicas tiveram significativo declínio populacional em decorrência das introduções, chegando a atingir o status de criticamente ameaçadas atualmente, segundo a IUCN Red List (2025).

Apesar da erradicação de porcos, ovelhas e burros em 1965, os gatos ferais, presentes na ilha pelo menos desde 1803 (KNIGHT, 1892), devastaram as populações de aves marinhas e só foram erradicados por métodos tradicionais de caça no solo pela equipe militar em 1998 (ALVES, 1998; DIAS et al., 2010). Já a erradicação das cabras perdurou até 2005, quando foram eliminadas em uma operação conduzida pela Marinha do Brasil com apoio de atiradores especializados. Desde então, a vegetação vem se recuperando gradualmente. No

entanto, há 20 anos os camundongos permanecem como os únicos vertebrados invasores remanescentes e vêm representando um desafio contínuo para a conservação da biodiversidade da ilha e para sua regeneração efetiva (MARTINS & ALVES, 2007; DIAS et al., 2010; SILVA & ALVES, 2011).

Estudos preliminares iniciados em 2010 na Ilha da Trindade estimaram a população de camundongos em centenas de milhares e apontaram impactos sobre a fauna e flora nativas. Os roedores foram observados predando sementes e plântulas de espécies endêmicas, como *Cyperus atlanticus*, *Bulbostylis nesiotis* e *Colubrina glandulosa*, além de ovos de aves marinhas (ALVES, 1998; ALVES et al., 2011). Além da ameaça à biodiversidade insular, os camundongos também podem representar um risco à saúde humana transitória, já que pesquisadores detectaram a presença de *Leptospira* sp. em 33% dos indivíduos amostrados (DIAS et al., 2011). Apesar dessas ameaças, a falta de estudos detalhados sobre sua ecologia e dinâmica populacional dificulta estratégias de manejo, o que fez com que esta problemática se tornasse uma das prioridades dentro do Projeto de Recuperação do Ecossistema Terrestre da Ilha da Trindade (RETER Trindade), iniciado em 2018.

Este estudo está diretamente alinhado aos objetivos do Projeto RETER Trindade, que visa restaurar as condições naturais da ilha e promover a recuperação de espécies endêmicas ameaçadas. Dentre os nove objetivos específicos do projeto, destaca-se aquele relacionado à avaliação do tamanho populacional e da distribuição espacial dos camundongos (*Mus musculus*) na ilha, tema relacionado à esta dissertação. Ao longo dos cinco anos de execução, o Projeto contou com desafios para definir um método eficaz de captura dos camundongos, especialmente devido à alta taxa de captura acidental do caranguejo-amarelo (*Johnngarthia lagostoma*). As equipes anteriores realizaram diversos testes e ajustes em armadilhas até que encontraram uma solução eficaz: a adaptação das armadilhas *Sherman* com uma barreira de PVC na entrada, permitindo a captura seletiva dos camundongos. Embora os avanços no desenvolvimento de métodos de captura tenham sido significativos, ainda há pouca informação sobre como os fatores ambientais influenciam a distribuição e abundância dos camundongos na ilha. Esse conhecimento junto a parâmetros populacionais pode servir como um subsídio importante para direcionar estratégias eficazes de erradicação e mitigar os impactos dessa espécie invasora sobre a biodiversidade local.

Neste contexto, nosso objetivo neste estudo é avaliar a influência de fatores ambientais sobre a abundância de camundongos invasores na Ilha de Trindade, de modo a avançar com o conhecimento ecológico sobre a espécie em ambientes insulares e fortalecer a base científica necessária para o desenvolvimento de estratégias de manejo mais direcionadas, como entender áreas prioritárias para garantir acesso à isca por todos os indivíduos durante o manejo. Essa dissertação é composta por um capítulo em formato de artigo, escrito em inglês, que será submetido ao periódico *Conservation Biology*, por considerações finais e por material suplementar adjacente.

## 1.1 REFERÊNCIAS

ALMEIDA, F. F. D. Ilha de Trindade: registro de vulcanismo cenozóico no Atlântico Sul. In: SCHOBENHAUS, C.; CAMPOS, D. A.; QUEIROZ, E. T.; WINGE, M. (Orgs.). *Sítios geológicos e paleontológicos do Brasil*. Brasília: DNPM/CPRM – Comissão Brasileira de Sítios Geológicos e Paleobiológicos (SIGEP), 2002. p. 369–377.

**ALVES, R. J.; SILVA, N. G. D.; AGUIRRE-MUÑOZ, A.; VEITCH, C.; CLOUT, M.; TOWNS, D.** Return of endemic plant populations on Trindade Island, Brazil, with comments on the fauna. In: VEITCH, C. R.; CLOUT, M. N.; TOWNS, D. R. (Eds.). *Island invasives: eradication and management*. Gland, Switzerland: IUCN, 2011. p. 259–263.

**ALVES, Ruy José Válka.** *Ilha da Trindade & arquipélago Martin Vaz: um ensaio geobotânico*. Rio de Janeiro: Serviço de Documentação da Marinha, 1998.

**ANGEL, A.; WANLESS, R. M.; COOPER, J.** Review of impacts of the introduced house mouse on islands in the Southern Ocean: are mice equivalent to rats? *Biological Invasions*, v. 11, n. 7, p. 1743–1754, 2009.

**ATKINSON, I. A. E.** The spread of commensal species of *Rattus* to oceanic islands and their effects on island avifaunas. *ICBP Technical Publication*, v. 3, p. 35–81, 1985.

**BELLARD, C.; GENOVESI, P.; JESCHKE, J. M.** Global patterns in threats to vertebrates by biological invasions. *Proceedings of the Royal Society B*, v. 283, p. 20152454, 2016.

**BERRY, R. J.** Hybridization and gene flow in house mice introduced into an existing population on an island. *Journal of Zoology*, v. 225, n. 4, p. 615–632, 1991.

**BLACKBURN, T. M.; ESSL, F.; EVANS, T.; HULME, P. E.; JESCHKE, J. M.; KÜHN, I.; BACHER, S.** A unified classification of alien species based on the magnitude of their environmental impacts. *PLoS Biology*, v. 12, n. 5, p. e1001850, 2014.

**BOLTON, M.; STANBURY, A.; BAYLIS, A. M.; CUTHBERT, R.** Impact of introduced house mice (*Mus musculus*) on burrowing seabirds on Steeple Jason and Grand Jason Islands, Falklands, South Atlantic. *Polar Biology*, v. 37, p. 1659–1668, 2014.

**BRONSON, F. H.** The reproductive ecology of the house mouse. *The Quarterly Review of Biology*, v. 54, n. 3, p. 265–299, 1979.

**BROOKE, M. de L.; HILTON, G. M.** Prioritising the world's islands for vertebrate eradication programmes. *Aliens*, v. 16, p. 12–13, 2002.

**BROWN, D.; PITT, W.; TERSHY, B.** A review of the Wake Island rat eradication project. Honolulu, Hawaii: US Fish and Wildlife Service, 2013.

**CONNAN, M.; JONES, C. W.; RISI, M. M.; SMYTH, L. K.; OPPEL, S.; PEROLD, V.; RYAN, P. G.** First evidence of mouse predation killing adult great albatrosses. *Biological Invasions*, v. 26, n. 1, p. 25–31, 2024.

**COURCHAMP, F.; CHAPUIS, J.-L.; PASCAL, M.** Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews*, v. 78, n. 3, p. 347–383, 2003.

**DA SILVA, N. G.; ALVES, R. J. V.** Plantas vasculares terrestres da Ilha da Trindade. *Protrindade: programa de pesquisas científicas na Ilha da Trindade. 10 anos de pesquisas*, 2017.

**DE PADUA ALMEIDA, A.; MOREIRA, L. M.; BRUNO, S. C.; THOMÉ, J. C. A.; MARTINS, A. S.; BOLTEN, A. B.; BJORNDALE, K. A.** Green turtle nesting on Trindade

Island, Brazil: abundance, trends, and biometrics. *Endangered Species Research*, v. 14, n. 3, p. 193–201, 2011.

**DECHOUM, M. S.; JUNQUEIRA, A. O. R.; ORSI, M. L. (Org.).** *Relatório Temático sobre Espécies Exóticas Invasoras, Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos*, Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos/BPBES. 1. ed. São Carlos: Editora Cubo, 2024. Acesso em: 10 abr. 2024.

**DIAS, R. A.; CHAVES, R. O.; SOUZA, G. O. D.; GONÇALES, A. P.; IKUTA, C. Y.; MORAIS, Z. M.; VASCONCELLOS, S. A.** Exotic rodent species in one South Atlantic Ocean island: House mouse (*Mus musculus*) infestation in Trindade Island, Brazil. *Veterinaria Italiana. Collana di monografie*, v. 23, p. 81–92, 2011.

**DÍAZ, S. M.; SETTELE, J.; BRONDÍZIO, E.; NGO, H.; GUÈZE, M.; AGARD, J.; ARNETH, A.; BALVANERA, P.; BRAUMAN, K.; BUTCHART, S.; CHAN, K.** *The global assessment report on biodiversity and ecosystem services: summary for policymakers*. Bonn: IPBES Secretariat, 2019.

**DOHERTY, T. S.; GLEN, A. S.; NIMMO, D. G.; RITCHIE, E. G.; DICKMAN, C. R.** Invasive predators and global biodiversity loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 113, n. 40, p. 11261–11265, 2016.

**DRAKE, D. R.; HUNT, T. L.** Invasive rodents on islands: integrating historical and contemporary ecology. *Biological Invasions*, v. 11, p. 1483–1487, 2009.

**DUHR, M.; KURD, M.; STONE, P.** Control of house mice preying on adult albatrosses at Midway Atoll National Wildlife Refuge. *Island Invasives: Scaling up to meet the challenge*, v. 62, p. 21–25, 2019.

**EBENHARD, T.** Introduced birds and mammals and their ecological effects. *Swedish Wildlife Research*, v. 13, p. 1–107, 1988.

**GRIFFITHS, R.; BROWN, D.; TERSHY, B.; PITT, W.; CUTHBERT, R.; WEGMANN, A.; KEITT, B.; SAUNDERS, A.; BRYAN, A.; HOWALD, G.** Successes and failures of rat eradications on tropical islands: A comparative review of eight recent projects. In: VEITCH, C. R.; CLOUT, M. N.; MARTIN, A. R.; RUSSELL, J. C.; WEST, C. J. (Eds.). *Island invasives: Scaling up to meet the challenge*. Gland, Switzerland: IUCN, 2019. p. 120–130.

**HILTON, G. M.; CUTHBERT, R. J.** The catastrophic impact of invasive mammalian predators on birds of the UK Overseas Territories: a review and synthesis. *Ibis*, v. 152, n. 3, p. 443–458, 2010.

**HODARA, K.; BUSCH, M.** Patterns of macro and microhabitat use of two rodent species in relation to agricultural practices. *Ecological Research*, v. 25, p. 113–121, 2010.

**HOLDGATE, M. W.** The influence of introduced species on the ecosystems of temperate oceanic islands. In: *Proceedings of the 10th technical meeting of the International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN)*, Lucerne, 1966. p. 151–176.

**HOLMES, N. D.; SPATZ, D. R.; OPPEL, S.; TERSHY, B.; CROLL, D. A.; KEITT, B.; BUTCHART, S. H.** Globally important islands where eradicating invasive mammals will benefit highly threatened vertebrates. *PLoS One*, v. 14, n. 3, p. e0212128, 2019.

**HOWALD, G.; DONLAN, C. J.; GALVAN, J. P.; RUSSELL, J. C.; PARKES, J.; SAMANIEGO, A.; WANG, Y.; VEITCH, D.; GENOVESI, P.; PASCAL, M.; SAUNDERS, A.; TERSHY, B.** Invasive rodent eradication on islands. *Conservation Biology*, v. 21, n. 5, p. 1258–1268, 2007.

**HULME, P. E.** Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology*, v. 46, n. 1, p. 10–18, 2009.

**HUNT, Terry L.** Rethinking Easter Island's ecological catastrophe. *Journal of Archaeological Science*, v. 34, n. 3, p. 485–502, 2007.

**JESCHKE, J. M.** Across islands and continents, mammals are more successful invaders than birds. *Diversity and Distributions*, v. 14, n. 6, p. 913–916, 2008.

**JONES, H. P.; HOLMES, N. D.; BUTCHART, S. H.; TERSHY, B. R.; KAPPES, P. J.; CORKERY, I.; CROLL, D. A.** Invasive mammal eradication on islands results in substantial conservation gains. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 113, n. 15, p. 4033–4038, 2016.

**LIEURANCE, D.; CANAVAN, S.; FAULKNER, K. T.; O'SHAUGHNESSY, K. A.; LOCKWOOD, J. L.; PARSONS, E. W.; DANIEL, W.** Understanding and managing introduction pathways into protected areas in a changing climate. *Biological Invasions*, v. 27, n. 2, p. 74, 2025.

**MARTINS, L. S. G.; ALVES, R. J. V.** Regeneração natural do Morro Vermelho, Ilha da Trindade. *Revista Brasileira de Biociências*, v. 5, n. S1, p. 39–41, 2007.

**McCONKEY, K. R.; DRAKE, D. R.; MEEHAN, H. J.; PARSONS, N.** Husking stations provide evidence of seed predation by introduced rodents in Tongan rain forests. *Biological Conservation*, v. 109, p. 221–225, 2003.

**MERTON, D.; CLIMO, G.; LABOUDALLON, V.; ROBERT, S.; MANDER, C.** Alien mammal eradication and quarantine on inhabited islands in the Seychelles. In: **VEITCH, C. R.; CLOUT, M. N.** (Eds.). *Turning the tide: the eradication of invasive species*. Gland: IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, 2002. p. 182–198.

**MORRIS, D. W.** Ecological scale and habitat use. *Ecology*, v. 68, p. 362–369, 1987.

**NEVES, F. M.; MANCINI, P. L.; MARQUES, F. P.; BUGONI, L.** Atualização da abundância e registro de atobá-de-pé-vermelho (*Sula sula*) nas ilhas oceânicas brasileiras. In: *Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar – COLACMAR*, 14., 2011, Balneário Camboriú. *Anais...* Balneário Camboriú: COLACMAR, 2011.

**OYSTON, E. D.; HORN, S. R.; MURPHY, E. C.** A trial on Te Pākeka/Maud Island for reducing aerial baiting sow-rates for the eradication of house mice. *New Zealand Journal of Ecology*, v. 46, n. 3, p. 3499, 2022.

**PEDROSO, D.; PANISSET, J. S.; ABDO, L. B. B.** Climatologia da Ilha da Trindade. In: SECIRM - Secretaria da Comissão Interministerial para os Recursos do Mar (org.) Protrindade: programa de pesquisas científicas na Ilha da Trindade. 10 anos de pesquisas. 1ed. Brasília: SECIRM, 2017, p.27-32.

**PINHEIRO, H.; BERNARDI, G.; SIMON, T. et al.** Island biogeography of marine organisms. *Nature*, v. 549, p. 82–85, 2017.

**POCOCK, M. J. O.; HAUFFE, H. C.; SEARLE, J. B.** Dispersal in house mice. *Biological Journal of the Linnean Society*, v. 84, n. 3, p. 565–583, 2005.

**PYŠEK, P.; HULME, P. E.; SIMBERLOFF, D.; BACHER, S.; BLACKBURN, T. M.; CARLTON, J. T.; RICHARDSON, D. M.** Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews*, v. 95, n. 6, p. 1511–1534, 2020.

**ROCAMORA, G.; HENRIETTE, E.** *Invasive alien species in Seychelles: why and how to eliminate them? Identification and management of priority species*. Mahé, Seychelles: Island Biodiversity and Conservation Centre, University of Seychelles; Ministry of Environment, Energy and Climate Change, 2015. 128 p.

**RUSSELL, J. C.; MEYER, J. Y.; HOLMES, N. D.; PAGAD, S.** Invasive alien species on islands: impacts, distribution, interactions and management. *Environmental Conservation*, v. 44, n. 4, p. 359–370, 2017.

**SAMANIEGO, A.; KAPPES, P.; BROOME, K.; CRANWELL, S.; GRIFFITHS, R.; HARPER, G.; HOWALD, G.; KEITT, B.; RUSSELL, J. C.; SIERS, S.** Factors leading to successful island rodent eradications following initial failure. *Conservation Science and Practice*, v. 3, n. 6, e404, 2021.

**SANTANA, W.; MEMORIAM, P.** *Johngarthia lagostoma* (H. Milne Edwards, 1837). In: **INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE** (Org.). *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VII - Invertebrados*. Brasília: ICMBio, 2018. p. 439–441.

**SANTOS, F. A. et al.** *Erosion processes and gravitational mass movements on Trindade Island, Brazil (South Atlantic Ocean)*. *Geomorphology*, v. 469, p. 109516, 2025.

**SILVA, N. G. D.; ALVES, R. J.** The eradication of feral goats and its impact on plant biodiversity—a milestone in the history of Trindade Island, Brazil. *Rodriguésia*, v. 62, n. 3, p. 717–719, 2011.

**SPATZ, D. R.; HOLMES, N. D.; WILL, D. J.; HEIN, S.; CARTER, Z. T.; FEWSTER, R. M.; KEITT, B.; GENOVESI, P.; SAMANIEGO, A.; CROLL, D. A.; TERSHY, B. R.; RUSSELL, J. C.** The global contribution of invasive vertebrate eradication as a key island restoration tool. *Scientific Reports*, [S.l.], v. 12, p. 13391, 2022. Acesso em: 25 maio 2025.

**STEADMAN, D. W.** *Extinction and biogeography of tropical Pacific birds*. University of Chicago Press, 2006.

**TERSHY, B. R.; SHEN, K. W.; NEWTON, K. M.; HOLMES, N. D.; CROLL, D. A.** The importance of islands for the protection of biological and linguistic diversity. *Bioscience*, v. 65, n. 6, p. 592–597, 2015.

**TOWNS, D. R.; ATKINSON, I. A. E.; DAUGHERTY, C. H.** Have the harmful effects of introduced rats on islands been exaggerated? *Biological Invasions*, v. 8, p. 863–891, 2006.

**TRIANANTIS, K. A.; BORGES, P. A.; LADLE, R. J.; HORTAL, J.; CARDOSO, P.; GASPAR, C.; WHITTAKER, R. J.** Extinction debt on oceanic islands. *Ecography*, v. 33, n. 2, p. 285–294, 2010.

**WHITTAKER, R. J.; FERNÁNDEZ-PALACIOS, J. M.** *Island biogeography: ecology, evolution, and conservation*. Oxford University Press, 2007.

## 2 DETERMINANT FACTORS FOR THE ABUNDANCE OF HOUSE MICE (*Mus MUSCULUS*) ON AN OCEANIC ISLAND

Marina T. Pinca<sup>1\*</sup>, Marcos A. Tortato<sup>2</sup>, Carlos E. P. Dias<sup>3</sup> & Michele S. Dechoum<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Córrego Grande, Florianópolis, SC, Brasil.

<sup>2</sup>Instituto Tabuleiro, Florianópolis, SC, Brasil.

<sup>3</sup>Departamento de Ecologia e Zoologia, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, Brazil

\*Corresponding author: marinatrevisan7@gmail.com

**Abstract:** Biological invasions are a major driver of biodiversity loss. The house mouse (*Mus musculus*) is one of the most harmful invasive species on oceanic islands. On Trindade Island (20° 30' S, 29° 20' W), house mice are the only remaining invasive vertebrate species, posing a significant threat to endemic fauna and the ongoing ecosystem recovery. Effective eradication efforts require a deep ecological understanding of the target species distribution and habitat use. We assessed the influence of environmental factors on house mouse relative abundance to serve as an informative dataset for eradication planning. A total of 365 Sherman traps were deployed across 9 sites, with at least 15 traps per site. Environmental variables, including altitude, slope, vegetation cover, tree cover, shrub cover, crab burrows, and rock cover, were recorded within a 2-meter radius around each trap. We created a global Generalized Linear Mixed Model (GLMM) to analyze mouse relative abundance in relation to these variables considering mouse relative abundance as the response variable, environmental factors as fixed effects, and site variations as random effects. The results revealed a significant increase in mouse relative abundance in areas with steeper slopes and lower altitudes, whereas variables such as vegetation cover and rock cover showed no notable influence. These findings highlight the importance of topographical features in shaping mouse distribution and suggest that steep terrain at low altitudes are areas that should have careful attention during management. By identifying key environmental drivers of mouse relative abundance, we hope that this study can contribute to the development of an eradication plan based on the ecology of mice in Trindade Island and islands with similar slope and vegetation cover.

**Keywords:** altitude, distribution, invasion biology, management, rodent, slope.

## 2.1 INTRODUCTION

Oceanic islands cover about 5.3% of the Earth's surface and harbor 37% of all critically endangered species (Tershy et al., 2015). Their geographical isolation has led to the evolution of numerous endemic species while shaping biological terrestrial and reef communities with low diversification, reduced functional complexity, and simplified food webs (Chapuis et al., 1995; Steadman, 2006; Whittaker & Fernández-Palacios, 2007; Triantis et al., 2010; Pinheiro et al., 2017). These characteristics make these ecosystems particularly sensitive to disturbances, especially those of anthropogenic origin, whose influence intensified mainly after European exploration during the 16th century (Hilton & Cuthbert, 2010; Bolton et al., 2014).

Among the main threats to insular species, the introduction of invasive non-native species (INNS) stands out as the most critical, having become a symbol of accelerated biodiversity loss and reinforcing the need for urgent actions for conservation (Triantis et al., 2010; Doherty et al., 2014; Díaz et al., 2019). On isolated and pristine habitats such as those found on oceanic islands, these effects can be even more deleterious, since many species evolved without strong competition for resources, herbivory, predation, or parasitism (Russell et al., 2017). These impacts become alarming considering the low functional redundancy of native species, which reduces the ecosystem ability to absorb disturbance (Holdgate, 1967; Courchamp et al., 2003).

Some introduced species rapidly become invasive, crossing a critical impact threshold and causing severe harm to native ecosystems (Russell et al., 2017). Among the most destructive invaders are cats, rodents, dogs, and pigs, which have particularly far-reaching effects on island fauna—often highly vulnerable to introduced predators (Doherty et al., 2016). Studies estimate that 40% of mammal introductions on islands have led to significant ecological disruptions through predation or competition, while 79% of introduced species successfully establish populations, and 63% eventually become invasive (Ebenhard, 1988; Jeschke, 2008). In this context, rodents play a leading role as key drivers of biodiversity loss on oceanic islands, with the house mouse (*Mus musculus*) and the brown rat (*Rattus norvegicus*) ranking among the most prevalent invasive non-native species worldwide (Global Register of Introduced and Invasive Species, GRIIS).

Rodents have been responsible for at least 30% of documented extinctions, including 52 birds, 21 mammals, and 2 reptiles. Their impact is comparable to that of cats, which contributed to the extinction of 63 species (40 birds, 21 mammals, and 2 reptiles) (Doherty et al., 2016). When considering both extinct and threatened species, rodents remain among the greatest global threats, affecting 420 species. The house mouse (*Mus musculus*), originating from Asia, is one of the most widely distributed invasive mammals in the world, occupying a variety of habitats few vertebrates can reach. In terms of global distribution, it is only surpassed by humans (Bronson, 1979; Brooke & Hilton, 2002; Angel, 2009). The presence of mice on nearly all continents is due both to their strong association with human activities and their remarkable ecological plasticity, which allows them to thrive in environments ranging from equatorial to sub-Antarctic regions (Berry, 1991; Pocock, 2005).

Mice are now found on approximately 90% of oceanic island groups, posing a severe threat to these fragile ecosystems (Atkinson, 1985; Towns, Atkinson, & Daugherty, 2006; Blackburn et al., 2014). Their impact on seabirds is particularly alarming, as recent studies have

identified them as the primary cause of high mortality among chicks and even adults of albatrosses on islands such as Gough, Marion and Midway Atoll—putting already threatened populations at risk (Duhr et al., 2019; Connan et al., 2024). Climate change may further exacerbate this threat, potentially facilitating the expansion of INNS such as house mice and increasing predation pressure on seabirds (Angel et al., 2009, Liaurence et al., 2025). Beyond their effects on fauna, mice also disrupt island flora. Research has shown that these rodents consume seeds and seedlings, significantly hindering the regeneration of native vegetation (McConkey et al., 2003; Hunt, 2007; Wilmshurst et al., 2008; Drake & Hunt, 2009). Since most remote islands lack native terrestrial mammals, introduced rodents often assume unprecedented ecological roles, amplifying their long-term impacts on island ecosystems (Drake & Hunt, 2009).

As a solution to this challenging issue, rodent eradication is one of the most effective and cost-efficient strategies for island conservation, helping to prevent extinctions, restore ecosystems, and protect native species (Jones et al., 2016). Since 1872, 1550 eradication events have been recorded across 998 islands. Of these, 88% (1081 of 1227 completed attempts without subsequent reinvasion) were successful, while 12% failed (Spatz et al., 2022), demonstrating a solid history of effectiveness and benefiting those islands to this day. The removal of invasive non-native species has significant positive impacts, such as increasing the success of native plant reintroductions. Additionally, 236 species have benefited from these programs, including 62 classified as endangered (Holmes, 2019). Studies also indicate that the ongoing costs of managing invasive species may exceed the damages caused by them, reinforcing eradication as an essential tool for ecological recovery and biodiversity conservation (Bronson, 1979; Merton et al., 2002; Howald et al., 2007).

Despite the well-documented success in eradicating rats from the *Rattus* genus (Howald et al., 2007), the removal of mice (*Mus musculus*) was shown as a greater challenge in literature. Initially, it was believed that their varied diet and foraging behavior hindered exposure to lethal doses of bait, compromising the effectiveness of eradication campaigns (Griffiths et al., 2019). However, more recent studies show that with proper planning, these eradications can succeed even on tropical islands, where factors such as the abundance of natural resources, the presence of terrestrial crabs, and the high population density of mice could represent obstacles to the success of planning and implementing these initiatives (Merton et al., 2002; Rocamora & Henriette, 2015, Samaniego et al., 2021).

The success of mouse eradication depends primarily on ensuring that all individuals have access to a lethal dose of highly attractive and palatable bait. Many previous failures have been attributed to operational failures, such as insufficient bait provision and low palatability, leading to inadequate consumption of the rodenticide (Brown, Pitt & Tershy, 2013). In this context, understanding the use of microhabitats; i.e., the specific locations where mice forage and shelter, influenced by environmental variables (Morris, 1987; Hodara & Busch, 2010) can be informative to improve management strategies. Population and ecological studies allow for the identification of patterns of environmental use and potential barriers to the baiting phase, such as tropical climates, where animals can reproduce year-round, and the presence of terrestrial crabs, which may compete for the resource and reduce its availability for mice. Incorporating this knowledge into operational planning can enhance the chances of success in eradication. Additionally, recent research indicates that optimizing bait distribution is a key factor for the effectiveness of these projects (Samaniego et al., 2021). This reinforces that, when operational challenges are well managed, the removal of mice can be as successful as rat eradications. Given the increasing concern about the impacts of these rodents on islands where they are the only invasive mammals, it is essential to improve eradication strategies to

minimize ecological risks and increase the chances of success (Samaniego et al., 2021). This scenario is particularly relevant for Trindade Island, Brazil where the house mouse is the only remaining invasive vertebrate species to this day.

In line with Target 6 of the Post-2020 Global Biodiversity Framework, which aims to reduce the introduction of invasive alien species by 50% and minimize their impacts by 2030, this study seeks to contribute to the broader goal of protecting biodiversity. Island ecosystems, particularly vulnerable to invasions, require targeted research to understand the dynamics of invasive species. Our research on Trindade Island focuses on identifying how environmental factors influence the abundance of house mice, providing critical data to support the development of more effective eradication strategies. By aligning with global efforts to reduce the impacts of invasive species, this work aims to enhance the conservation of Trindade's unique ecosystem and contribute to the global biodiversity target.

## 2.2 MATERIALS AND METHODS

### 2.2.1 STUDY AREA

Trindade Island (Figure 1) is a volcanic oceanic island located 1,200 km east of Espírito Santo, Brazil, and is part of the Vitória-Trindade submarine ridge, which emerged approximately three million years ago. The island has an area of about 10,5 km<sup>2</sup> with an elevation range of up to 600 meters with the ocean floor lying around 5,500 meters deep. About 34% of its area lies between 0 and 100 meters in altitude, while 21.2% is between 100 and 200 meters. The lower areas consist mainly of gravel and sandy beaches, as well as alluvial fans. The highest regions, including Desejado and Verde peaks, rise above 500 meters and occupy about 2% of the island (Nogueira et al., 2020).

The climate is classified as tropical semi-humid, with average temperatures around 24 °C, frequent rapid rainfalls, and a dry season from January to March. It is also characterized by high humidity due to ocean evaporation and an annual average precipitation of 921 mm (Pedroso et al., 2017; Santos et al., 2025). Freshwater springs and southeastern winds play a crucial role in regulating humidity and temperature throughout the year. The island is occasionally affected by extratropical cyclones, squall lines, and cold fronts, with intense rainfall events reaching rates between 1.3 mm/min and 13.32 mm/min (Santos et al., 2025). Its topography is marked by a northwest–southeast mountain chain, with rugged terrain particularly prominent on the western and eastern sides. The eastern region hosts the only area with permanent human activity, where a Brazilian Navy base was established in 1957 (Barth, 1958; Almeida, 2002; Serafini, França & Andriguetto-Filho, 2010; Alves, Silva & Aguirre-Muñoz, 2011; Duarte, 2012). Vegetation is predominantly composed of shrub vegetative forms, except at higher altitudes, where giant ferns occur (da Silva & Alves, 2017). Near human settlements, non native trees over 3 m tall are found. Since 2018, the island has been part of two conservation units—the Trindade and Martin Vaz Environmental Protection Area (APA) and the Natural Monument (MONA)—managed by the Chico Mendes Institute for the Conservation of Biodiversity (ICMBio, 2025). Access logistics is usually made by Navy vessels, with a four-day crossing, and scientific expeditions usually last up to two months.

Trindade hosts a unique biodiversity, including 202 vascular plant species, 15 of which are endemic (Alves, 2006; Silva & Alves, 2011; Da Silva et al, 2013). The island is home to endemic invertebrates such as *Limonethe beckeri* and *Liagonum beckeri* (Alves et al., 2019),

as well as the terrestrial crab *Johngarthia lagostoma*, classified as Endangered (EN) by the IUCN (João *et al.*, 2024). It is also a critical breeding site for seabirds, including the Trindade endemic subspecies of frigatebirds (*Fregata ariel trinitatis* and *Fregata minor nicolli*) (Alves *et al.*, 2011), the critically endangered Trindade petrel (*Pterodroma arminjoniana*), and a declining population of masked and brown boobies (*Sula dactylatra* and *Sula leucogaster*). This unique and endangered bird life led to the island's being recognised as an Important Bird Area (IBA) by BirdLife International. Additionally, Trindade is one of the main nesting sites for green turtles (*Chelonia mydas*) in the Atlantic, with up to 5,261 nests per season (de Padua Almeida *et al.*, 2011). However, the introduction of invasive species has significantly impacted this fragile ecosystem, leading to the local extinction of the red-footed booby (*Sula sula*) and severe declines in native vegetation and seabird populations (Silva & Alves, 2011; Neves *et al.*, 2011).

## 2.2.2 BIOLOGICAL INVASION

The introduction of non-native species began in 1700 when exploitants such as the British astronomer Edmund Halley visited Trindade and left goats (*Capra hircus*), pigs (*Sus scrofa*), and helmeted guinea fowl (*Numida meleagris*) to provide food for future travelers or shipwreck survivors. Over the centuries, additional species such as sheep, donkeys, and cats were introduced, leading to extensive habitat degradation. These animals, along with the probably unintentionally introduced house mice (*Mus musculus*), drastically altered the island's ecology. Overgrazing and wildfires contributed to the local extinction of the once-dominant tree species *Colubrina glandulosa*, which used to cover 85% of the island. The removal of pigs, sheep, and donkeys occurred in 1965. Seabird populations suffered from habitat loss and predation, particularly by feral cats, which were eradicated in 1998 (Alves, 1998; Dias *et al.*, 2010) alongside with the goats that were eradicated by 2005. Despite these efforts, house mice remain the only invasive vertebrates on the island, continuing to threaten native flora and fauna (Martins & Alves, 2007; Dias *et al.*, 2010; Silva & Alves, 2011). Since 2010, studies have documented their impacts on seeds, seedlings, and bird eggs, highlighting the urgent need for further management actions to restore Trindade's ecosystem (Alves, 1998; Alves *et al.*, 2011). Additionally, 33% of sampled mice tested positive for *Leptospira sp.* in 2011, posing potential health risks for the navy personnel and researchers (Dias *et al.*, 2011). In response, the Trindade Terrestrial Ecosystem Recovery Project (RETER Trindade) was launched in 2018 to address this issue.

## 2.2.3 SAMPLING DESIGN AND DATA COLLECTION

To assess house mouse relative abundance across Trindade Island, we used a mark-recapture method focusing on unique captures (only first captures) (Sagar *et al.*, 2022; Balčiauskas *et al.*, 2023) at nine sites representing diverse environments on the accessible side of the island. (Figure 2). Data were collected between July 5 and August 8, 2023. Sites were selected based on physical features and Navy access permissions.

Each sampling session consisted of deploying Sherman live traps (HB Sherman, Florida, USA) in linear transects (Hodara & Busch, 2010) for four consecutive nights. For the four consecutive days, each trap was checked daily for new captures. The total number of new captures, collected in the same trap in the four consecutive days was estimated as the number

of relative abundance by each trap. Recaptures were not counted. This index reflects mouse activity levels at each site but does not directly estimate population size.

Traps were arranged in lines of five, spaced 20 meters apart, with 30 meters between lines. In total, 25 transects were sampled across habitats from the shoreline to the highest accessible points. Some areas, like the Navy base, were sampled more frequently. Each session included at least 15 traps per site, resulting in six sessions, 1,460 trap-nights, and 365 sampling points. Because of limitations due to logistical constraints, including the requirement for military personnel accompaniment and the need to check traps early in the morning to prevent heat-related mortality in captured individuals, it is important to note that sampling was conducted at elevations ranging from 6.2 to 74.2 meters. Nevertheless, we selected nine sites to encompass a diverse range of island features, ensuring a more heterogeneous dataset. Therefore, our data are both representative and cover the different low altitude environments on the island.

Traps were baited with a mix of peanut butter, oats, and mashed banana, previously frozen to help caring for the field and all traps were checked and the mix added early each morning. To reduce non-target captures of yellow crabs (*Johngarthia lagostoma*), we added PVC barrier to the traps, a method developed by a previous researcher from RETER Trindade ( Projeto de Recuperação do Ecossistema Terrestre da Ilha da Trindade) and all traps were recalibrated daily for sensitivity.

In between sessions, traps were also cleaned to prevent contamination. Captured mice were weighed, sexed, individually marked with numbered ear tags, and released in the same place; recaptures were identified and released without additional handling. At each trapping point, we recorded environmental variables including altitude, slope, rock cover, herbaceous, shrub, and tree vegetation cover, total vegetation cover, and number of crab burrows.

### 2.2.3.1 MICROHABITAT

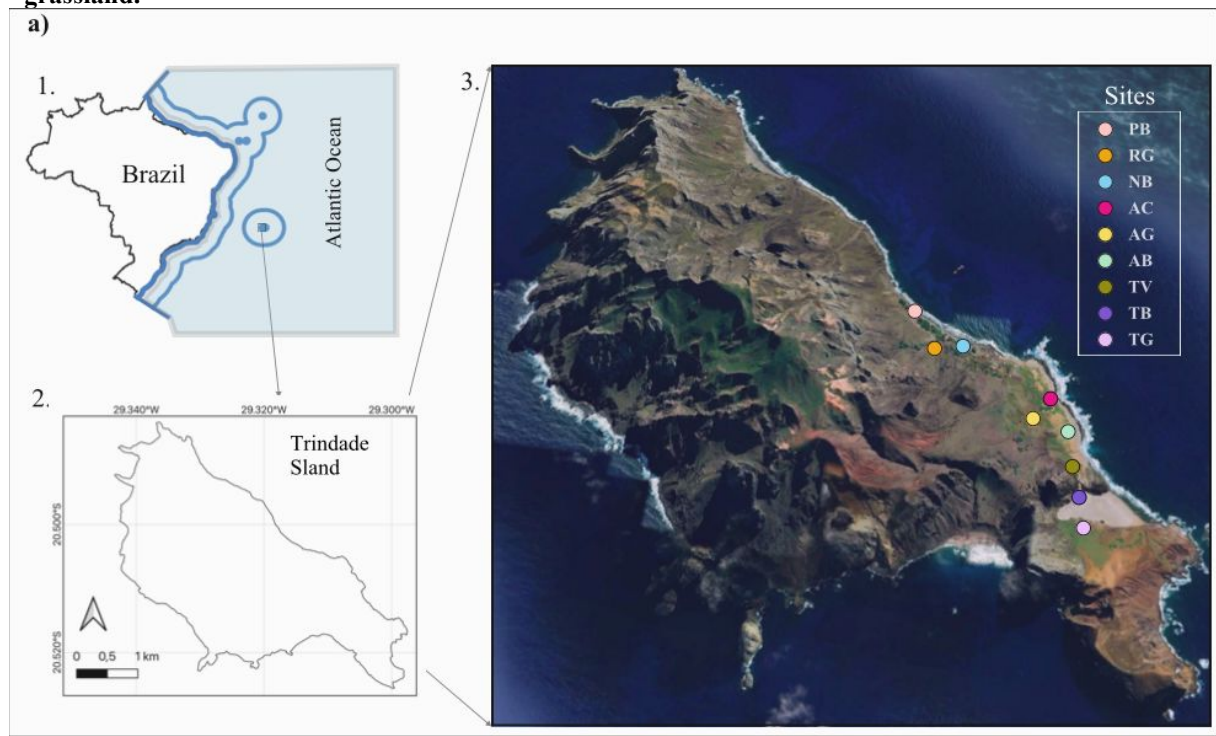
Within a 2-meter radius around each trap, environmental variables were collected to assess their influence on mouse relative abundance:

1. **Altitude:** A Garmin Etrex 20x GPS device was used to measure altitude in meters
2. **Slope:** was visually categorized as 0 = flat, 1 = low, 2 = steep, 3 = very steep
3. **Rock cover:** was classified on a 0–5 scale for ground rock cover within the 4 meters diameter. (0) No rock cover; (1) 1%–20%; (2) 21%–40%; (3) 41%–60%; (4) 61%–80%; (5) 81%–100%.
4. **Herbaceous cover:** was classified on a 0–5 scale within a 4-meter diameter around each trap: (0) no herbaceous cover; (1) 1%–20%; (2) 21%–40%; (3) 41%–60%; (4) 61%–80%; (5) 81%–100%.
5. **Shrub cover:** was classified on a 0–5 scale within a 4-meter diameter around each trap: (0) no shrub cover; (1) 1%–20%; (2) 21%–40%; (3) 41%–60%; (4) 61%–80%; (5) 81%–100%.
6. **Tree cover:** was classified on a 0–5 scale within a 4-meter diameter around each trap: (0) no tree cover; (1) 1%–20%; (2) 21%–40%; (3) 41%–60%; (4) 61%–80%; (5) 81%–100%.

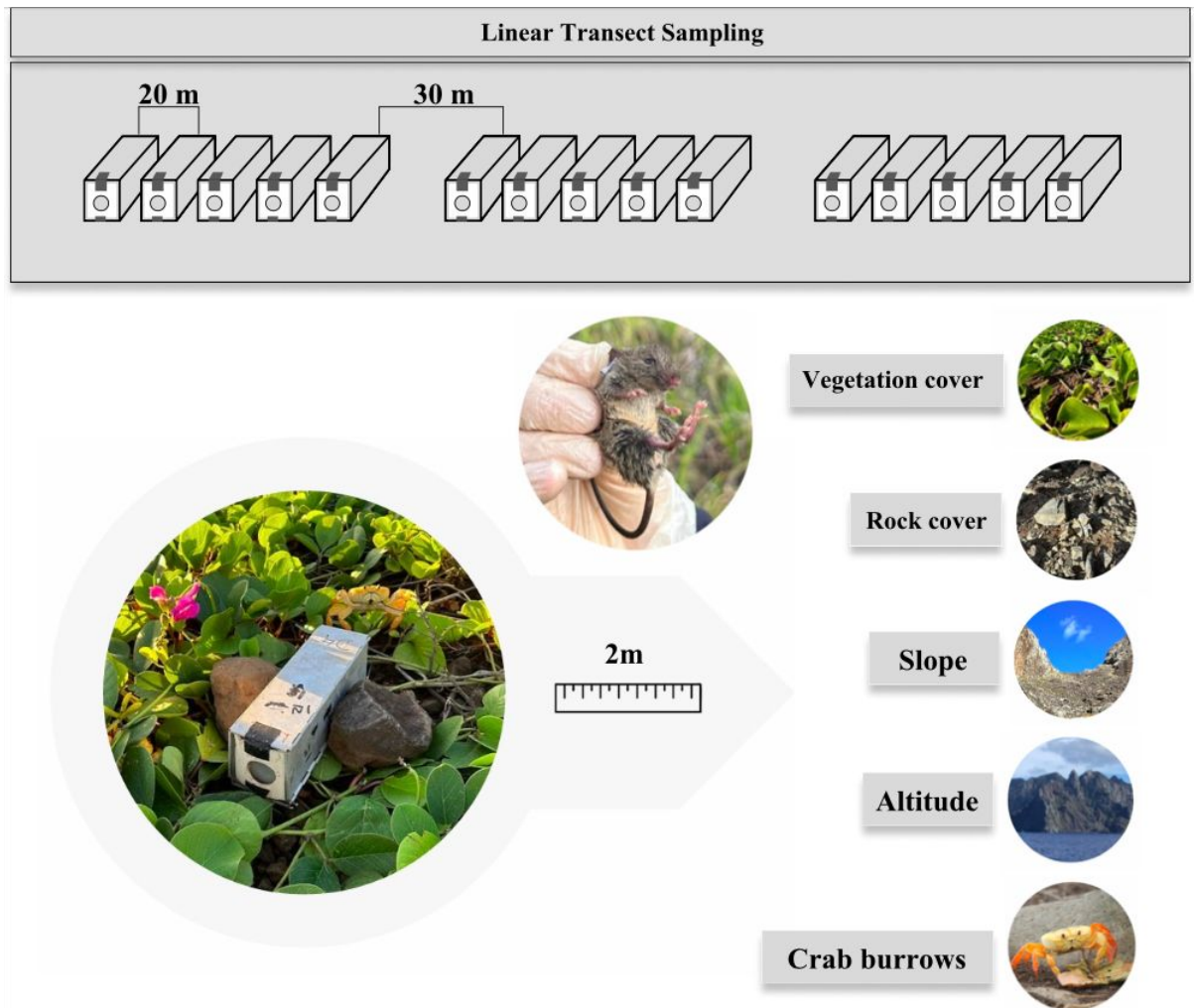
7. **Total vegetation cover:** was classified on a 0–5 scale within a 4-meter diameter around each trap: (0) no vegetation cover; (1) 1%–20%; (2) 21%–40%; (3) 41%–60%; (4) 61%–80%; (5) 81%–100%.

8. **Crab burrows:** measured as the total number of visible crab holes within the 4 meters diameter.

**Figure 1: 1. Map of Brazil. Marked in dark blue, the Brazilian exclusive economic zone (EEZ). The dark blue points, the four Brazilian oceanic islands. 2. Map of Trindade Island, located in the South Atlantic ocean. 3. Sampling sites, each marked with distinct colors. Sites named: AB = Andradas beach; AV = Andradas Coastal Vegetation, PB = Portuguese beach; TB = Turtle beach; TV = Turtle beach coastal vegetation; AG = Andradas grassland; NB = Navy base; RG = Reservoir grassland; TG = Turtle beach grassland.**



**Figure 2: Diagram of the sampling design detailing linear transects, each comprising five traps spaced 20 meters apart, with 30 meters between adjacent transects. The diagram also illustrates how environmental variables were sampled for microhabitat, including vegetation cover, rock cover, slope, altitude and number of crab burrows.**



#### 2.2.4 DATA ANALYSIS

To identify patterns of variation among sampling locations in relation to environmental variables, we performed a Principal Component Analysis (PCA) with Z-score standardization. This approach was employed to reduce the dimensionality of the data, enabling clearer and more efficient visualization and interpretation of differences among sampling locations.

Additionally, we created a global Generalized Linear Mixed Model (GLMM) with a *Poisson* distribution and a logarithmic link function to assess the relationship between mouse relative

abundance - the total number of unique captures per 4 nights at each trap (response variable) and the measured environmental variables. The environmental variables considered included terrain slope, rock cover, proportion of vegetation cover, tree cover, shrub cover, number of crab burrows and altitude, which were incorporated as fixed effects in the models.

To account for unexplained variability among sampling locations, we included sites as a random effect. We created a global model and the significant variables were selected by the lowest P value (see table number 1). To validate the model, we used the 'DHARMA' package, which allows for the evaluation of simulated residuals and the verification of statistical assumptions, such as distribution adequacy and the absence of residual patterns. We calculated pseudo  $r^2$  for better adjusting the model. All statistical analyses were conducted in the RStudio v4.2.3 environment (R Core Team, 2024).

### **Ethical Considerations**

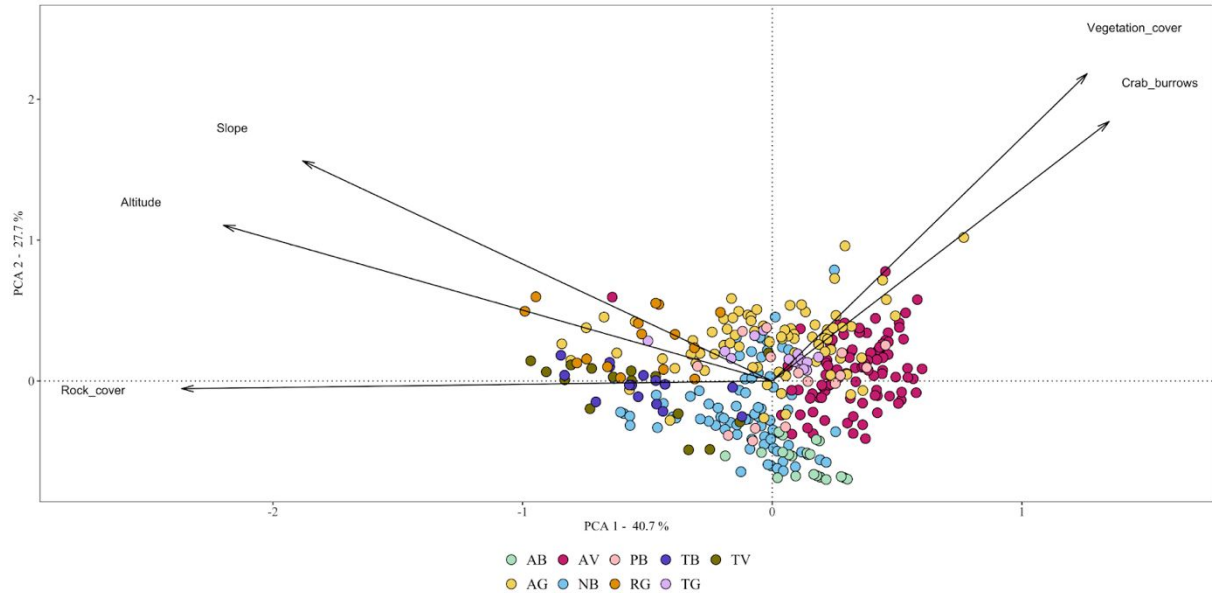
We conducted all trapping and handling procedures in accordance with ethical guidelines established by the Brazilian Research Authorization in Federal Conservation Units - SISBIO, under permit number 64271-1.

## **2.3 RESULTS**

We sampled a total of 419 mice over 1.460 trap nights, including captured and recaptured individuals. 248 was the total of new captures (unique captures) resulting in a total capture rate of 34.8%, and 171 were recaptures, resulting in the total recapture rate of 40.8% for all sites. Other than the 419 mice captured and recaptured, 30 were the number of sprung traps by crabs that were excluded in the analyses. For the unique captured individuals ( $n = 248$ ), the proportion of females (54.4%) was slightly higher than that of males (41.2%), while sex could not be determined for 4.4% of the individuals due to their sexual immaturity. The capture and recapture rate varied significantly across the sampling sites, with the highest average number of captures and recaptures recorded at Andradas Coastal Vegetation (36.38) and the lowest capture/recapture rate at Turtle Beach (6.66).

Principal Component Analysis (PCA) revealed clear ecological differences among the sampled areas (Figure 3), with the first two components together explaining 68.4% of the variance. The biplot illustrates the main relationships among environmental variables and their influence on the distribution of sampling sites, with arrow length representing the strength of each factor and direction indicating correlations. Axis 1 reflects the primary environmental gradient, contrasting rocky, high, and steep areas with low-altitude sites lacking rocks, where vegetation and crab burrows are more prevalent. Axis 2 is largely driven by vegetation (the variable with the strongest loading on this axis) and separates sites with intermediate slope and altitude, which also harbor crab burrows. The distribution of sampling sites along these axes aligns with these gradients, highlighting how site-specific environmental conditions correspond to the observed variation.

**Figure 3: Principal Component Analysis of Environmental Variables Across Sampling Sites on Trindade Island. AB = Andradas beach; AV = Andradas Coastal Vegetation, PB = Portuguese beach; TB = Turtle beach; TV = Turtle beach coastal vegetation; AG = Andradas grassland; NB = Navy base; RG = Reservoir grassland; TG = Turtle beach grassland.**



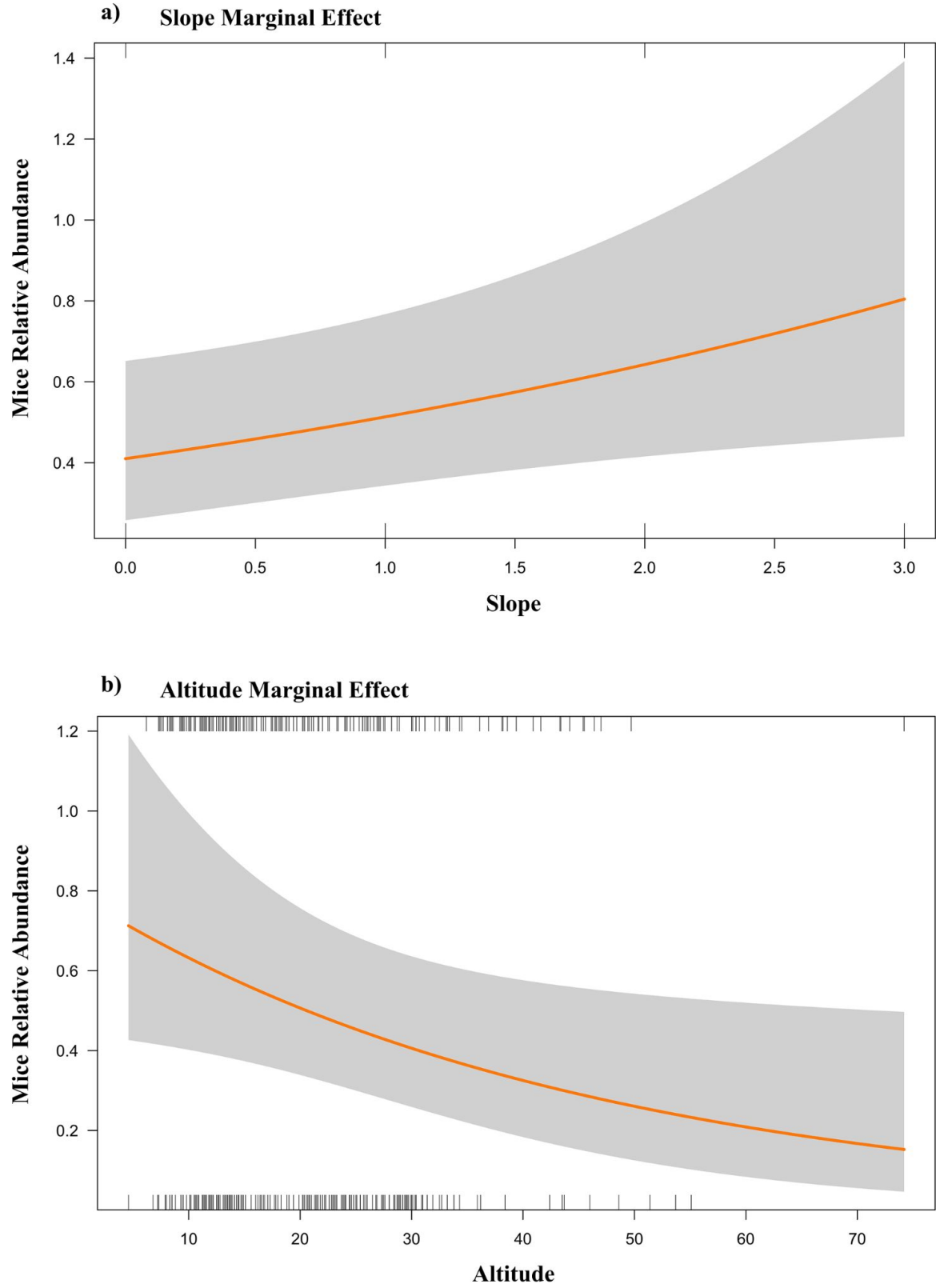
In the adjusted global model the significant variables considered were slope and altitude ( $p < 0.05$ ) (see Table 1). Mice relative abundance is influenced by topographic factors, with higher relative abundance in steeper areas and lower relative abundance at higher altitudes. Nevertheless, the fixed effects explained little variation in relative mouse relative abundance (marginal  $R^2 = 0.03$ ), while the random effect (site) accounted for a larger proportion of the variance (conditional  $R^2 = 0.16$ ).

**Table 1: Estimated coefficients, standard errors, z-values, and p-values for each variable in the global model. Significance codes: \*  $p < 0.05$ ; .  $p < 0.1$ ;  $p \geq 0.1$ .**

<b>Variable</b>	<b>Estimate</b>	<b>Std. Error</b>	<b>z value</b>	<b>Pr(&gt; z )</b>	<b>Signif.</b>
(Intercept)	-0.5013	0.3323	-1.509	0.1313	
<b>Slope</b>	<b>0.2247</b>	<b>0.1045</b>	<b>2.151</b>	<b>0.0315</b>	<b>*</b>
<b>Altitude</b>	<b>-0.0222</b>	<b>0.0112</b>	<b>-1.976</b>	<b>0.0482</b>	<b>*</b>
Rock Cover	0.0791	0.0573	1.381	0.1674	
Vegetation Cover	-0.0023	0.0574	-0.041	0.9675	
Shrub Cover	0.0037	0.0040	0.909	0.3632	
Tree Cover	0.0008	0.0040	0.199	0.8419	
Crab Burrows	-0.0108	0.0127	-0.844	0.3984	

The model results indicate that slope and altitude are significant factors, affecting the abundance of mice at the various sampling points studied, with opposing effects—higher numbers of unique captures are associated with sampling points located in lower and steeper areas, as can be seen in Figure 4.

Figure 4: a) Relationship Between Slope and Mouse Relative Abundance on Trindade Island. b) Relationship Between Altitude and Mouse Relative Abundance on Trindade Island.



## 2.4 DISCUSSION

Our study uncovered important patterns of habitat use by invasive mice on Trindade Island, within the accessible areas sampled. Mice were present in all sampled locations, indicating a widespread distribution in these parts of the island. We also found that house mouse relative abundance was positively correlated with terrain slope and negatively correlated with altitude within the sampled range. These findings highlight the influence of topographical features on mouse distribution in the areas studied, providing key ecological information to guide eradication strategies. Given that steep terrain at low altitudes harbors higher mouse relative abundance, these areas should receive particular attention during the planning of management strategies to ensure an effective eradication effort.

The negative correlation between mouse relative abundance and altitude observed in this study aligns with patterns identified in other insular systems, where house mice have been more frequently detected in lowland or open areas (Eriksson & Eldridge, 2014, Shuai et al., 2020). Nonetheless, these trends can be context-dependent and influenced by habitat structure and land use history. However, not all studies support this trend. For instance, Shiels & de Arellano (2018), in their investigation of invasive rodent distributions in the Caribbean National Forest in Puerto Rico, reported the presence of mice at higher elevations, suggesting that in certain environmental contexts, the species may occupy a broader altitudinal range. This contrast highlights the importance of considering the specific characteristics of each ecosystem when interpreting distribution patterns, particularly in island environments with unique climate, vegetation, and invasion histories. In the case of Trindade Island, it is likely that lower elevations offer more favorable conditions for invasive mice, including proximity to the coastline, greater availability of food and shelter, and milder microclimatic conditions. Additionally, the house mouse is the only terrestrial vertebrate on Trindade Island, which reduces potential competition for resources. The only other abundant omnivore is the land crab (*Johngarthia lagostoma*). This simplified community may contribute to the higher abundance of mice in lowland areas, where food and shelter are more available.

Trindade's landscape is predominantly steep, with strongly undulating (20–45%) to mountainous slopes (45–75%) covering more than half of the island, while flatter areas—those with slopes below 8%—make up less than 4% of the total land area (Nogueira et al., 2020). Our results show that mouse relative abundance is higher in steeper and lower-elevation areas, indicating that these zones may concentrate rodent activity. This pattern aligns with ecological observations that rodents tend to use more complex terrain, such as ravines and slopes, more intensively (Delgado et al., 2001). Considering this, effective eradication strategies will need to account for the island's topography, especially in steep areas where access for baiting distribution is more difficult. For instance, case studies already show how double baiting protocols improves effectiveness: on Table Island, steep coastal cliffs received double the sowing rate, with bait dispersed from both the top and bottom to ensure coverage (Beck et al., 2011). On Gough Island, cliffs with denser vegetation retained more bait and required additional applications to achieve better results (Cuthbert et al., 2014). Difficult terrain is a known factor in eradication failures, due to reduced bait access (Russell & Broome, 2016; Samaniego et al., 2021). These observations highlight the importance of topographic heterogeneity into the spatial planning of eradication efforts. Specifically, for Trindade, areas with steep slopes, such as cliffs, should receive a higher and more carefully targeted sowing rate to ensure sufficient bait coverage and to help reducing the risk of failure, which would be particularly critical in regions near Trindade petrel (*Pterodroma arminjoniana*) nesting sites.

Interestingly, variables such as vegetation cover, rock cover, and crab burrow density were not retained in our global model, despite the well-documented importance of vegetation as a determinant of microhabitat quality (Abramsky, 1988; Wasserberg et al., 2005; Corbalán, 2006; Magomedov, 2021). For example, on Steeple Jason Island, Bolton et al. (2014) observed that mouse activity decreased with altitude; however, this trend was mainly associated with the presence of coastal *tussac* habitat at lower elevations, rather than with altitude itself. It is important to note that these studies were conducted in different biomes and at spatial scales that do not exactly match those of Trindade Island. Similarly, although crab burrows were not identified as a significant variable in our model, field observations frequently documented habitat sharing between mice and land crabs.

Future baiting trials are essential to assess the palatability and effectiveness of rodenticides, ensuring maximum bait uptake. Understanding interactions with native land crabs, particularly resource competition and potential interference with bait consumption; will also be key to refining eradication strategies. Broader sampling across different elevations and seasons, combined with mark–recapture analyses to estimate population size and density, would help clarify the ecological drivers of mouse distribution and strengthen the planning of eradication efforts. Additionally, the detection of *Leptospira* spp. in 33% of sampled mice (Dias et al., 2011) highlights a potential public health concern, given the frequent human–mouse interactions at the military base. Although no outbreaks have been confirmed, the presence of pathogenic *Leptospira* in mice justifies further monitoring and should be considered for the development of an eradication plan. Beyond ecological gains, eliminating invasive mice may also help mitigate health risks, reinforcing the importance of an evidence-based approach.

## 2.5 CONCLUSIONS

Our findings contribute to understanding the role of topographic variation in shaping the distribution of invasive house mice on Trindade Island. By quantifying how slope and altitude influence relative mice abundance, this study provides concrete data that can inform management strategies adapted to the island’s steep and heterogeneous terrain. These results highlight the importance of keeping considering local topography when planning control measures as it should improve effectiveness or reduce waste. Ultimately, the evidence presented supports more informed conservation efforts for vulnerable native species on Trindade and other islands with similar environmental characteristics.

## 2.6 ACKNOWLEDGEMENTS

### FUNDINGS

We are grateful to all collaborators of the Trindade Island Terrestrial Ecosystem Recovery Project (Reter Trindade) and to Grupo Boticário for funding the project. We also thank Jaques for all the amazing fieldwork help during the sampling period and Andre Elias for the creation of the crab barrier (the modified *Sherman* trap). We thank Petrobras for providing the fuel for the ships that transported us to the island and the Brazilian Navy for enabling the logistics and execution of this research through the PROTRINDADE Program. This study was also funded by FAPESC and CAPES. MSD received financial support from CNPq (Bolsa de Produtividade em Pesquisa # 302880/2022-4).

## 2.7 REFERENCES

- Abramsky, Z. 1988. The role of habitat and productivity in structuring desert rodent communities. *Oikos* 52:107–114.
- Almeida, A. de P., Moreira, L. M., Bruno, S. C., Thomé, J. C. A., Martins, A. S., Bolten, A. B., & Bjorndal, K. A. 2011. Green turtle nesting on Trindade Island, Brazil: abundance, trends, and biometrics. *Endangered Species Research* 14:193–201.
- Almeida, F. F. D. 2002. Ilha de Trindade: registro de vulcanismo cenozóico no Atlântico Sul. Pages 369–377 in C. Schobbenhaus, D. A. Campos, E. T. Queiroz, and M. Winge, editors. *Sítios Geológicos e Paleontológicos do Brasil*. DNPM/CPRM – SIGEP, Brasília.
- Alves, R. J., Costa, L. A., Soares, A., Silva, N. G., & Pinto, Â. P. 2019. Open ocean nocturnal insect migration in the Brazilian South Atlantic with comments on flight endurance. *PeerJ* 7:e7583.
- Alves, R. J., Silva, N. G. D., Aguirre-Muñoz, A., Veitch, C., Clout, M., & Towns, D. 2011. Return of endemic plant populations on Trindade Island, Brazil, with comments on the fauna. Pages 259–263 in C. R. Veitch, M. N. Clout, & D. R. Towns, editors. *Island Invasives: Eradication and Management*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Alves, R. J. V. 1998. *Ilha da Trindade & arquipélago Martin Vaz: um ensaio geobotânico*. Serviço de Documentação da Marinha, Rio de Janeiro.
- Angel, A., Wanless, R. M., & Cooper, J. 2009. Review of impacts of the introduced house mouse on islands in the Southern Ocean: are mice equivalent to rats? *Biological Invasions* 11:1743–1754.
- Atkinson, I. A. E. 1985. The spread of commensal species of *Rattus* to oceanic islands and their effects on island avifaunas. *ICBP Technical Publication* 3:35–81.
- Balčiauskas, L., Stirkė, V., & Balčiauskienė, L. (2023). Abundance and population structure of small rodents in fruit and berry farms. *Life*, 13(2), 375. <https://doi.org/10.3390/life13020375>
- Barth, R. 1958. Observações biológicas e meteorológicas feitas na Ilha de Trindade. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz* 56:261–279.
- Beck, J. N., Brescia, F., Pisanu, B., Chartendrault, V., & Vidal, E. 2011. Rodent eradication to protect seabirds in New Caledonia: the importance of baseline biological surveys, feasibility studies and community support. Pp. 26–31 in Veitch, C. R., Clout, M. N., & Towns, D. R., eds. *Island invasives: eradication and management*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Berry, R. J. 1991. Hybridization and gene flow in house mice introduced into an existing population on an island. *Journal of Zoology* 225:615–632.
- Blackburn, T. M., Essl, F., Evans, T., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., Kühn, I., & Bacher, S. 2014. A unified classification of alien species based on the magnitude of their environmental impacts. *PLoS Biology* 12:e1001850.

- Bolton, M., Stanbury, A., Baylis, A. M., & Cuthbert, R. 2014. Impact of introduced house mice (*Mus musculus*) on burrowing seabirds on Steeple Jason and Grand Jason Islands, Falklands, South Atlantic. *Polar Biology* 37:1659–1668.
- Brooke, M. de L., & Hilton, G. M. 2002. Prioritising the world's islands for vertebrate eradication programmes. *Aliens* 16:12–13.
- Bronson, F. H. 1979. The reproductive ecology of the house mouse. *The Quarterly Review of Biology* 54:265–299.
- Brown, D., Pitt, W., & Tershy, B. 2013. A review of the Wake Island rat eradication project. *US Fish and Wildlife Service*, Honolulu, HI.
- Connan, M., Jones, C. W., Risi, M. M., Smyth, L. K., Opper, S., Perold, V., & Ryan, P. G. 2024. First evidence of mouse predation killing adult great albatrosses. *Biological Invasions* 26:25–31.
- Corbalán, V. 2006. Microhabitat selection by murid rodents in the Monte desert of Argentina. *Journal of Arid Environments* 65:102–110.
- Courchamp, F., Chapuis, J.-L., & Pascal, M. 2003. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews* 78:347–383.
- Cuthbert RJ, et al. (2014) Evaluating the effectiveness of aerial baiting operations for rodent eradications on cliffs on Gough Island, Tristan da Cunha. *Conservation Evidence* 11:25.
- da Silva, N. G., Alves, R. J., Silvestre, L. D. S., Antunes, K., & dos Santos, R. B. 2013. Flora vascular atualizada da Ilha da Trindade, Brasil.
- da Silva, N.G., & Alves, R.J.V. 2017. Plantas vasculares terrestres da Ilha da Trindade. In SECIRM – Secretaria da Comissão Interministerial para os Recursos do Mar (Ed.), *Protrindade: programa de pesquisas científicas na Ilha da Trindade. 10 anos de pesquisas* (pp. xx–xx). Brasília: SECIRM.
- Delgado, J. D., Arévalo, J. R., & Fernández-Palacios, J. M. 2001. Road and topography effects on invasion: edge effects in rat foraging patterns in two oceanic island forests (Tenerife, Canary Islands). *Ecography* 24:539–546.
- Dias, R. A., Chaves, R. O., Souza, G. O. D., Gonçalves, A. P., Ikuta, C. Y., Morais, Z. M., & Vasconcellos, S. A. 2011. Exotic rodent species in one South Atlantic Ocean island: House mouse (*Mus musculus*) infestation in Trindade Island, Brazil. *Veterinaria Italiana. Collana di monografie* 23:81–92.
- Díaz, S. M., Settele, J., Brondízio, E., Ngo, H., Guèze, M., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K., Butchart, S., & Chan, K. 2019. The global assessment report on biodiversity and ecosystem services: Summary for policymakers. *IPBES Secretariat*, Bonn.
- Doherty, T. S., Glen, A. S., Nimmo, D. G., Ritchie, E. G., & Dickman, C. R. 2016. Invasive predators and global biodiversity loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113:11261–11265.

- Drake, D. R., & Hunt, T. L. 2009. Invasive rodents on islands: integrating historical and contemporary ecology. *Biological Invasions* 11:1483–1487.
- Duhr, M., Kurd, M., & Stone, P. 2019. Control of house mice preying on adult albatrosses at Midway Atoll National Wildlife Refuge. *Island Invasives: Scaling Up to Meet the Challenge* 62:21–25.
- Eriksson, A., & Eldridge, D. J. 2014. Surface destabilisation by the invasive burrowing engineer *Mus musculus* on a sub-Antarctic island. *Journal of Zoology* 293:243–251.
- Eriksson, B., & Eldridge, D. J. 2014. Surface destabilisation by the invasive burrowing engineer *Mus musculus* on a sub-Antarctic island. *Geomorphology* 223:61–66.
- Griffiths, R., Brown, D., Tershy, B., Pitt, W., Cuthbert, R., Wegmann, A., Keitt, B., Saunders, A., Bryan, A., & Howald, G. 2019. Successes and failures of rat eradications on tropical islands: A comparative review of eight recent projects. Pages 120–130 in C. R. Veitch, M. N. Clout, A. R. Martin, J. C. Russell, & C. J. West, editors. *Island Invasives: Scaling Up to Meet the Challenge*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Hilton, G. M., & Cuthbert, R. J. 2010. The catastrophic impact of invasive mammalian predators on birds of the UK Overseas Territories: a review and synthesis. *Ibis* 152:443–458.
- Hobbs, R. J., Higgs, E., & Harris, J. A. 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution* 24:599–605.
- Hodara, K., & Busch, M. 2010. Patterns of macro and microhabitat use of two rodent species in relation to agricultural practices. *Ecological Research* 25:113–121.
- Holdgate, M. W. 1966. The influence of introduced species on the ecosystems of temperate oceanic islands. Pages 151–176 in *Proceedings of the 10th technical meeting of the International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN)*, Lucerne.
- Holmes, N. D., Spatz, D. R., Oppel, S., Tershy, B., Croll, D. A., Keitt, B., & Butchart, S. H. 2019. Globally important islands where eradicating invasive mammals will benefit highly threatened vertebrates. *PLoS One* 14:e0212128.
- Howald, G., Donlan, C. J., Galvan, J. P., Russell, J. C., Parkes, J., Samaniego, A., et al. 2007. Invasive rodent eradication on islands. *Conservation Biology* 21:1258–1268.
- Hunt, T. L. 2007. Rethinking Easter Island’s ecological catastrophe. *Journal of Archaeological Science* 34:485–502.
- ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). 2025. Área de Proteção Ambiental do Arquipélago de Trindade e Martim Vaz. Available from <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/marinho/lista-de-ucs/apa-do-arquipelago-de-trindade-e-martim-vaz> (accessed April 8, 2025).
- IUCN SSC Invasive Species Specialist Group (ISSG). 2024. Global Register of Introduced and Invasive Species (GRIIS). (accessed April 2, 2025).

- João, M. C. A., Duarte, R. C., Freire, A. S., Kriegler, N., & Pinheiro, M. A. A. 2024. Population biology of the endangered land crab *Johngarthia lagostoma* (H. Milne Edwards, 1837) in the Trindade Island, Brazil: Identifying crucial areas for future conservation strategies. *Marine Ecology* 45:e12778.
- Jones, H. P., Holmes, N. D., Butchart, S. H., Tershy, B. R., Kappes, P. J., Corkery, I., & Croll, D. A. 2016. Invasive mammal eradication on islands results in substantial conservation gains. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113:4033–4038.
- Le Roux, V., Chapuis, J. L., Frenot, Y., & Vernon, P. 2002. Diet of the house mouse (*Mus musculus*) on Guillou Island, Kerguelen archipelago, Subantarctic. *Polar Biology* 25:49–57.
- Lieurance, D., Canavan, S., Faulkner, K. T., O’Shaughnessy, K. A., Lockwood, J. L., Parsons, E. W., Avery, J. D., & Daniel, W. 2025. Understanding and managing introduction pathways into protected areas in a changing climate. *Biological Invasions* 27(2):Article 74.
- Magomedov, M. Sh. 2021. Microhabitat partitioning in a rodent community in the arid conditions of the South-western Caspian Lowland. *Journal of Vertebrate Biology* 70:20091.
- Martins, L. S. G., & Alves, R. J. V. 2007. Regeneração natural do Morro Vermelho, Ilha da Trindade. *Revista Brasileira de Biociências* 5(S1):39–41.
- McConkey, K. R., Drake, D. R., Meehan, H. J., & Parsons, N. 2003. Husking stations provide evidence of seed predation by introduced rodents in Tongan rain forests. *Biological Conservation* 109:221–225.
- Merton, D., Climo, G., Laboudallon, V., Robert, S., & Mander, C. 2002. Alien mammal eradication and quarantine on inhabited islands in the Seychelles. Pages 182–198 in C. R. Veitch & M. N. Clout, editors. *Turning the Tide: The Eradication of Invasive Species*. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, Gland, Switzerland.
- Morris, D. W. 1987. Ecological scale and habitat use. *Ecology* 68:362–369.
- Neves, F. M., Mancini, P. L., Marques, F. P., & Bugoni, L. 2011. Atualização da abundância e registro de atobá-de-pé-vermelho (*Sula sula*) nas ilhas oceânicas brasileiras. In *Proceedings of the 14th Latin American Congress of Marine Sciences (COLACMAR)*, Balneário Camboriú, Brazil.
- Nogueira, G. S., Effgen, J. F., & Marchioro, E. 2022. Morphometric and morphological analysis of Trindade Island, South Atlantic, Brazil. *Sociedade & Natureza* 32:222–248.
- Pedroso, D., Panisset, J.S., & Abdo, L.B.B. (2017). Climatologia da Ilha da Trindade. In SECIRM – Secretaria da Comissão Interministerial para os Recursos do Mar (Ed.), *Protrindade: programa de pesquisas científicas na Ilha da Trindade. 10 anos de pesquisas* (pp. 27–32). Brasília: SECIRM.
- Pocock, M. J. O., Hauffe, H. C., & Searle, J. B. 2005. Dispersal in house mice. *Biological Journal of the Linnean Society* 84:565–583.
- Rocamora, G., & Henriette, E. 2015. Invasive alien species in Seychelles: why and how to eliminate them? Identification and management of priority species. *Island Biodiversity and*

Conservation Centre, University of Seychelles; Ministry of Environment, Energy and Climate Change, Mahé, Seychelles.

Russell, J. C., & Broome, K. G. 2016. Fifty years of rodent eradications in New Zealand: another decade of advances. *New Zealand Journal of Ecology* 40:197–204.

Russell, J. C., Meyer, J. Y., Holmes, N. D., & Pagad, S. 2017. Invasive alien species on islands: impacts, distribution, interactions and management. *Environmental Conservation* 44:359–370.

Sagar RL, Cox FS, Horn SR, Russell JC. 2022. Population trends of house mice during tussock mast seeding on Auckland Island. *New Zealand Journal of Ecology* 46(3):3497. <https://doi.org/10.20417/nzj ecol.46.3497>

Samaniego, A., Kappes, P., Broome, K., Cranwell, S., Griffiths, R., Harper, G., Howald, G., Keitt, B., Russell, J. C., & Siers, S. 2021. Factors leading to successful island rodent eradications following initial failure. *Conservation Science and Practice* 3:e404.

Santos, F.A., Zuquette, L.V., Angulo, R.J., de Souza, M.C., Talamini, A.A., Barão, L.M., ... & Garcia, M.H. (2025). Erosion processes and gravitational mass movements on Trindade Island, Brazil (South Atlantic Ocean). *Geomorphology*, 469, 109516. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2022.109516>

Serafini, T. Z., de França, G. B., & Andriguetto-Filho, J. M. 2010. Ilhas oceânicas brasileiras: biodiversidade conhecida e sua relação com o histórico de uso e ocupação humana. *Revista de Gestão Costeira Integrada - Journal of Integrated Coastal Zone Management* 10:281–301.

Shiels, A. B., & de Arellano, G. E. L. 2018. Invasive rodents and novel forests: effects on tree seedling and sapling dynamics in a subtropical wet forest in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 409:1–10.

Shiels, A. B., & Ramírez de Arellano, G. E. 2018. Invasive rats (*Rattus* sp.), but not always mice (*Mus musculus*), are ubiquitous at all elevations and habitats within the Caribbean National Forest, Puerto Rico.

Shuai, L. Y., Ren, C. L., Yan, W. B., Song, Y. L., & Zeng, Z. G. 2017. Different elevational patterns of rodent species richness between the southern and northern slopes of a mountain. *Scientific Reports* 7:8743.

Silva, N. G. D., & Alves, R. J. 2011. The eradication of feral goats and its impact on plant biodiversity – a milestone in the history of Trindade Island, Brazil. *Rodriguésia* 62:717–719.

Spatz, D.R., Holmes, N.D., Will, D.J. *et al.* The global contribution of invasive vertebrate eradication as a key island restoration tool. *Sci Rep* 12, 13391 (2022). <https://doi.org/10.1038/s41598-022-14982-5>

Steadman, D. W. 2006. *Extinction and biogeography of tropical Pacific birds*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.

Tershy, B. R., Shen, K. W., Newton, K. M., Holmes, N. D., & Croll, D. A. 2015. The importance of islands for the protection of biological and linguistic diversity. *Bioscience* 65:592–597.

Towns, D. R., Atkinson, I. A. E., & Daugherty, C. H. 2006. Have the harmful effects of introduced rats on islands been exaggerated? *Biological Invasions* 8:863–871.

Triantis, K. A., Borges, P. A., Ladle, R. J., Hortal, J., Cardoso, P., Gaspar, C., & Whittaker, R. J. 2010. Extinction debt on oceanic islands. *Ecography* 33:285–294.

Wasserberg, G., Kotler, B. P., & Morris, D. W. 2005. The role of vegetation characteristics in giving rodents a foraging advantage under the risk of predation. *Israel Journal of Zoology* 51:153–167.

Whittaker, R. J., & Fernández-Palacios, J. M. 2007. *Island biogeography: ecology, evolution, and conservation*. Oxford University Press, Oxford, UK.

### **3 CONCLUSÕES GERAIS**

Este estudo representa o primeiro esforço sistemático para avaliar a distribuição e a abundância relativa de camundongos (*Mus musculus*) na Ilha da Trindade, com base em variáveis ambientais. Nossos resultados apontam a declividade e a altitude como os principais fatores associados à abundância desses roedores, com maiores taxas de captura observadas em áreas mais íngremes e de menor altitude. Essas descobertas fornecem subsídios importantes para o planejamento de ações de erradicação, evidenciando a necessidade de considerar cuidadosamente a heterogeneidade topográfica da ilha na definição de estratégias de controle. Ao identificar micro-habitats preferenciais, este trabalho avança o conhecimento ecológico sobre a espécie em ambientes insulares e fortalece a base científica necessária para o desenvolvimento de estratégias de manejo mais direcionadas, realistas e eficazes. Nesse sentido, esperamos que os resultados obtidos aqui possam servir como referência para iniciativas futuras de conservação e restauração ecológica em ilhas oceânicas ameaçadas por espécies invasoras características como clima e relevo semelhantes.

## 4 MATERIAL SUPLEMENTAR

**Table 2: Material Suplementar sobre o total de armadilhas distribuídas por local de captura nas diferentes sessões de amostragem. Cada armadilha permaneceu aberta por 4 noites consecutivas. Siglas em inglês: AB = Andradas beach; AV = Andradas Coastal Vegetation, PB = Portuguese beach; TB = Turtle beach; TV = Turtle beach coastal vegetation; AG = Andradas grassland; NB = Navy base; RG = Reservoir grassland; TG = Turtle beach grassland**

<b>Local</b>	<b>Sessão 1. 05- 08/7</b>	<b>Sessão 2. 11- 14/07</b>	<b>Sessão 3. 19- 22/07</b>	<b>Sessão 4. 27- 30/07</b>	<b>Sessão 5. 03- 06/08</b>	<b>Sessão 6. 08- 11/08</b>	<b>Total de armad ilhas</b>
<b>Posto Oceanográfico (NB)</b>	15	15	15	15	15	15	90
<b>Praia dos Andradas – Área de Restinga (AV)</b>	15	15	15	15	15	15	90
<b>Praia dos Andradas – Área de <i>Cyperus atlanticus</i> (AG)</b>	15	15	10	15	15	15	85
<b>Praia dos Andradas – Faixa de areia (AB)</b>	10	15	–	–	25	–	50
<b>Praia das Tartarugas – Rochedo (TB)</b>	–	–	15	–	–	–	15
<b>Praia das Tartarugas (TV)</b>	–	–	–	–	15	–	15
<b>Praia das Tartarugas – <i>Cyperus atlanticus</i> (TG)</b>	–	–	–	–	15	–	15
<b>Captação – Rochas (RG)</b>	–	–	–	–	15	–	15
<b>Praia dos Portugueses – Vegetação (PB)</b>	–	–	–	–	15	15	30
<b>Total por Sessão</b>	45	55	55	60	75	75	365

