



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA
DEPARTAMENTO DE SISTEMÁTICA E ECOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Mamíferos terrestres em remanescentes de Mata Atlântica da Paraíba: ilhados num mar de cana-de-açúcar?

Mayara Guimarães Beltrão



JOÃO PESSOA

2019



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA
DEPARTAMENTO DE SISTEMÁTICA E ECOLOGIA
PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS (ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: ZOOLOGIA)

MAYARA GUIMARÃES BELTRÃO

**Mamíferos terrestres em remanescentes de Mata Atlântica da Paraíba: ilhados num
mar de cana-de-açúcar?**

Orientadora: **Dra. Fabiana Lopes Rocha**

Coorientador: **Dr. Pedro Cordeiro Estrela**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Área de Concentração: Zoologia) da Universidade Federal da Paraíba, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas.

JOÃO PESSOA

2019

Catálogo na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

B453m Beltrão, Mayara Guimarães.

Mamíferos terrestres em remanescentes de Mata Atlântica da Paraíba : ilhados num mar de cana-de-açúcar? / Mayara Guimarães Beltrão. - João Pessoa, 2019. 172 f. : il.

Orientação: Fabiana Lopes Rocha.

Coorientação: Pedro Cordeiro Estrela.

Tese (Doutorado) - UFPB/CCEN.

1. Zoologia. 2. Ecologia de paisagem. 3. Gestão ambiental. 4. Mamíferos - Pequeno e médio porte. 5. Gestão da paisagem. 6. Centro de Endemismo de Pernambuco (CEP). I. Rocha, Fabiana Lopes. II. Estrela, Pedro Cordeiro. III. Título.

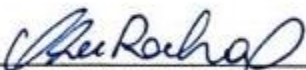
UFPB/BC

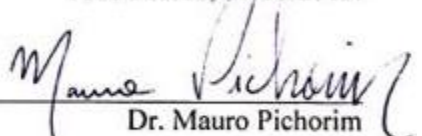
CDU 59(043)

1
2
3
4
5 **Ata da 124ª Apresentação e Banca de Defesa**
6 **de Doutorado de Mayara Dantas Guimarães**
7 **Beltrão**

5 Ao(s) Vinte e Sete dias do mês de junho de dois mil e dezenove, às 09:00 horas, no(a) Sala do
6 PPGCB, da Universidade Federal da Paraíba, reuniram-se, em caráter de solenidade pública,
7 membros da banca examinadora para avaliar a tese de doutorado de **Mayara Dantas Guimarães**
8 **Beltrão**, candidato(a) ao grau de Doutor em Ciências Biológicas. A banca foi composta pelos
9 seguintes professores/pesquisadores: **Dra. Fabiana Lopes Rocha (Orientadora)**, **Dr. Mauro**
10 **Pichorim**, **Dr. Marcus Vinícius Vieira**, **Bráulio Almeida Santos** e **Dr. Luiz Gustavo de**
11 **Oliveira**. Compareceram à solenidade, além do(a) candidato(a) e membros da banca
12 examinadora, alunos e professores do PPGCB. Dando início à sessão, a coordenação fez a
13 abertura dos trabalhos, apresentando o(a) discente e os membros da banca. Foi passada a palavra
14 para o(a) orientador(a), para que assumisse a posição de presidente da sessão. A partir de então,
15 o(a) presidente, após declarar o objeto da solenidade, concedeu a palavra a **Mayara Dantas**
16 **Guimarães Beltrão**, para que dissertasse, oral e sucintamente, a respeito de seu trabalho
17 intitulado "**Mamíferos terrestres não voadores em remanescentes de Mata Atlântica da**
18 **Paraíba: Ilhados num mar de cana-de-açúcar ?**". Passando então a discorrer sobre o aludido
19 tema, dentro do prazo legal, o(a) candidato(a) foi a seguir arguido(a) pelos examinadores na
20 forma regimental. Em seguida, passou a Comissão, em caráter secreto, a proceder à avaliação e
21 julgamento do trabalho, concluindo por atribuir-lhe o conceito aprovado.
22 Perante a aprovação, declarou-se o(a) candidato(a) legalmente habilitado(a) a receber o grau de
23 **Doutor em Ciências Biológicas**, área de concentração **Zoologia**. Nada mais havendo a tratar eu,
24 **Dra. Fabiana Lopes Rocha**, como presidente, lavrei a presente ata que, lida e aprovada, assino
25 juntamente com os demais membros da banca examinadora.

26
27 João Pessoa, 27/06/2019.

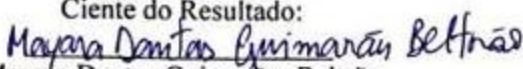
28 
29 Dra. Fabiana Lopes Rocha (Orientadora)


Dr. Mauro Pichorim

30
31 
32 Dr. Marcus Vinícius Vieira


Bráulio Almeida Santos

33
34
35 
36 Dr. Luiz Gustavo de Oliveira

37
38
39 Ciente do Resultado:
40 
41 Mayara Dantas Guimarães Beltrão

Dedico esta tese aos meus pais, Geovania e Gutemberg Beltrão que tanto se esforçaram para me dar as melhores condições e oportunidades de estudo e sempre me incentivam a buscar os meus sonhos.

“Desistir... eu já pensei seriamente nisso, mas nunca me levei realmente a sério; é que tem mais chão nos meus olhos do que o cansaço nas minhas pernas, mais esperança nos meus passos do que tristeza nos meus ombros, mais estrada no meu coração do que medo na minha cabeça.”

Cora Coralina

Agradecimentos

À Universidade Federal da Paraíba e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, pelo apoio estrutural para a realização deste projeto. Agradeço também aos professores que tive o prazer de realizar disciplinas tanto no Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas quanto em outros PPGs Brasil afora. Obrigada pelos ensinamentos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES, pela concessão da minha bolsa de estudos durante os quatro anos.

Aos financiadores desse projeto: Programa Pesquisa para o SUS (PPSUS, Ministério da Saúde) (Edital 01/2013 - PPSUS/FAPESQ/MS/CNPq (EFP_00008705); Redes de Pesquisa, Monitoramento e Modelagem em Biodiversidade e Ecossistemas (PPBIO Mata Atlântica) (Edital 35/2012 - MCT/CNPq); Rufford Foudation através do Rufford Small Grant (20950-1) e Idea Wild.

Agradecimento especial a Vitor Rademaker e ao Professor Helder Araújo que gentilmente emprestaram as armadilhas fotográficas utilizadas durante todo o projeto, essenciais para trazer à luz todas as informações que levantamos sobre essa fauna linda de médio porte. Muita gratidão por isso.

Agradeço às Usinas Japungu e Miriri por conceder que os trabalhos de campo fossem realizados em suas terras. Especialmente a Usina Japungu, na pessoa do Sr. Antônio Campos, que nunca mediu esforços para conseguir junto à empresa apoiar o projeto com a logística, desde transporte, alojamento e alimentação nas atividades de campo. Além da Reserva Biológica Guaribas, nas pessoas de Getúlio Freitas e Afonso Leal, que sempre nos receberam muito bem e nos alojaram e auxiliaram com demais logísticas para os trabalhos de campo nesta área.

Ao Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação (LEEC - Unesp Rio Claro) do Professor Milton Cezar Ribeiro, que por meio do Maurício Vancine e Thadeu Sobral tornou possível a realização de algumas das análises de conectividade no Flash (computador). Agradeço ao Thadeu especialmente por sua amizade.

Ao meu coorientador, Dr. Pedro Cordeiro-Estrela, pela orientação, amizade e por me estimular com os desafios e oportunidades ao longo do doutorado, me incentivando na carreira acadêmica e a buscar sempre novos e amplos horizontes profissionais e pessoais.

À minha orientadora e grande amiga, Dra. Fabiana Lopes Rocha, querida Bia, pela dedicação e por sempre fazer até o impossível para estar disponível para ouvir e discutir as

dúvidas com atenção, carinho, paciência e, por muitas vezes, ter feito mais que do que se espera de uma orientação. Agradeço por nossos momentos compartilhados durante os trabalhos de campo, de escritório, também pelas trocas de ideias sobre ciência e vida particular nos mais variados aspectos que sempre me ensinam tanto. Conviver com você é ter uma inspiração diária!

À Anna Carolina Albuquerque, ou simplesmente Carol, pela profunda amizade, companheirismo e carinho (nem tanto! rs). Tive auxílio de várias pessoas para tornar esse doutorado possível, mas sem dúvida Carol foi a pessoa que mais atuou ao meu lado nesse processo. Seja em campo, em laboratório, em discutir dados, ideias e tese em geral, na vida fora da academia, na alegria e na dor (é sim, quase um casamento! rs). Obrigada por significar tanto.

A todos os amigos do Departamento de Sistemática e Ecologia da UFPB e todos os demais que se disponibilizaram a me ajudar e tornaram o meu trabalho de campo possível. Eu não encontro palavras que descrevam a gratidão a cada pessoa que foi a campo comigo, desde os que foram em quase todos, aos que foram por um dia. Foram cerca de 80 pessoas ao todo que passaram por esses campos, agradeço a cada colega, amigo, amigo de amigo, familiares de amigos, parte da minha família, enfim, foi uma diversidade de pessoas queridas que disponibilizaram um pouco ou muito do seu tempo por generosidade, companheirismo, curiosidade e/ou troca de experiências. A forma colaborativa como o trabalho de campo desse projeto aconteceu me ensinou o verdadeiro sentido do que significa ajudar o próximo.

Aos amigos do Laboratório de Mamíferos da UFPB que me acolheram sempre tão bem. Obrigada pelas trocas de experiências e convivência. Em especial a Anna Carolina, Emanuel Messias, Fabrício Furni, Patrício Rocha, Mônica Pedroso, Andressa Fraga e Laíza Braga por estarem sempre ali prontos para me ouvir e aconselhar com amor seja para o trabalho ou para vida, aos que não mais fazem parte da rotina do laboratório, mas que fizeram parte de tantos momentos inesquecíveis, Hannah Larissa, Pamella Brennan e Anderson Feijó pela amizade. Além destes, quero agradecer com muito carinho à Jamilah Lucena, Letícia Costa e Samantha Paola, queridas pupilas que tive o prazer de ensinar a dar os primeiros passos para a mastozoologia de campo e laboratório básico. Agradeço especialmente à Laíza e Andressa pelo auxílio com a formatação das referências, e a Samantha e Bia na confecção da imagem da capa da tese.

Aos amigos “Malandramente” que conseguem deixar os dias mais leves com as alegrias compartilhadas e aos quais eu devo por me ensinarem tanto a amar e respeitar o

diferente. Em especial a Yuri Gomes pelo help com a formatação de figuras e auxílio na confecção de alguns mapas.

Aos amigos mais que queridos que sempre estão ali torcendo e que de alguma maneira acompanham o meu caso de amor com minha carreira acadêmica: Washington Vieira, Pâmela Brennand, Anderson Feijó, Layla Reis, Anna Carolina, Hannah Nunes, Brygida Freire, Thalita Venâncio e Mayara Marianne. Sou muito grata por ter vocês em minha vida.

A Paulo Henrique Marinho, pessoa que me inspira como profissional que tive o prazer de conhecer no início do doutorado, que tenho a honra de colaborar e que sempre esteve disponível para discutir sobre mamíferos, desenho amostral, modelagem e, profundamente, sobre a vida.

Aos responsáveis pelos locais de coleta na região da Rebio Guaribas, ao Seu Paulo Fernando e demais proprietários de terras locais, pela permissão para condução dos estudos nas áreas. A todos os moradores das comunidades que mantive contato durante os trabalhos de campo. A sensação de compartilhar conhecimentos sobre os bichos com vocês é incrível.

Ao Seu Roosevelt Albuquerque, pai de Anna Carolina, por sempre de muito bom grado emprestar sua Hilux, que passou tanto perrengue e nos salvou de mais perrengues ainda. Certamente uma boa parte dos campos não teria sido possível sem essa generosidade.

Ainda falando de transporte, mas nem tanto, aqui vai um agradecimento super especial, a Lucas Pessoa, amigo fiel para todas as horas, fiel escudeiro, biólogo pirata, e também motorista da UFPB, que nos conduziu a grande parte dos trabalhos de campo com tanto carinho, que revisou tantas trilhas e instalou tantas câmeras. Eu mal sabia que, no primeiro dia de trabalho de campo do doutorado, ao solicitar um transporte à UFPB eu ganharia um amigo para toda vida.

Agradeço a Augusto e toda a família Dantas, pela compreensão e paciência nos momentos de estresse e ansiedade. Muito obrigada por compartilhar comigo tantos momentos que diminuíram a carga que essa fase possui, ainda que boa.

À minha família, em especial meus pais, Geovania e Gutemberg Beltrão, irmãos, Dinnara Amélia e Gutemberg Junior, sobrinhos, Gutemberg Neto e Bernardo Beltrão e cunhada, Emanuella Ramalho, pelo apoio e incentivo durante todos esses anos de graduação e pós-graduação. Em especial, por entenderem minhas ausências frequentes em tantos eventos importantes para nossa família.

Resumo

A mudança no uso do solo é uma das principais problemáticas tanto na gestão da paisagem quanto na biologia da conservação. Essas modificações geralmente resultam em fragmentação e perda de habitat, que exercem uma cascata de efeitos nas paisagens, com alterações na estrutura física e funcional que influenciam no estabelecimento e manutenção de populações e comunidades. A porção nordeste da Mata Atlântica (MA), conhecida como o Centro de Endemismo de Pernambuco (CEPE), é um hotspot de biodiversidade da Mata Atlântica e a segunda maior produtora de cana-de-açúcar no mundo. Sabe-se que essa matriz traz impactos negativos para a fauna de mamíferos, mas pouco se conhece sobre seus efeitos no CEPE. O objetivo da tese foi fornecer um diagnóstico tanto a nível de população quanto de comunidades dos mamíferos terrestres nos fragmentos e verificar a permeabilidade das espécies na cana-de-açúcar e seu efeito sobre a conectividade da paisagem. Especificamente, estimamos a riqueza e abundância, verificamos parâmetros populacionais, testamos variáveis da paisagem e espécie-específicas como determinantes da riqueza. Finalmente, mapeamos os fragmentos prioritários para conservação. Registramos uma riqueza de 16 espécies para pequenos mamíferos e a mesma riqueza para mamíferos de médio porte, sendo *Didelphis albiventris* e *Dasyprocta iackii* as espécies mais representativas para pequenos e médios, respectivamente. Para pequenos mamíferos a riqueza registrada foi igual ou superior a encontrada na MA do sudeste que tem menor nível de fragmentação, o que nos leva a duas hipóteses: a riqueza do CEPE para este grupo era ainda maior e/ou que estamos sofrendo um débito de extinção. Essa última é apoiada pela baixa abundância das espécies, cinco delas com apenas um registro no fragmento, bem como pela tendência ao declínio populacional como demonstrado pelos parâmetros populacionais disruptivos de *Marmosa murina*. Para os mamíferos de médio porte, observamos também uma baixa abundância em todos os fragmentos e o desaparecimento de 30-40% das espécies esperadas de mamíferos de médio porte na região, com perdas de até 75% por fragmento. Esses resultados confirmam as recentes estimativas de defaunação da Mata Atlântica, destacando o Nordeste com as maiores taxas do bioma. As covariáveis guildas tróficas, abundância de cães domésticos e peso corporal foram importantes preditores no padrão de riqueza de espécies de mamíferos de médio porte. A matriz de cana-de-açúcar foi permeável apenas para quatro espécies de pequenos mamíferos e três de mamíferos de médio porte, sendo determinante na diminuição da conectividade funcional da paisagem. A conectividade funcional não exerceu qualquer efeito sobre o padrão de riqueza e abundância dos pequenos mamíferos, provavelmente porque esses estão “ilhados” nos fragmentos como consequência da baixa permeabilidade da matriz. Além da perda de espécies, registramos perda de funcionalidade, evidenciada pela covariável guilda trófica como um dos determinantes que mais pesou no modelo, além da ausência completa de guildas especializadas, como carnívoros e herbívoros, em alguns fragmentos, resultando em uma floresta funcionalmente “meio vazia” com severas consequências biológicas pela perda dos serviços ecossistêmicos prestados pelas espécies ausentes. Nesse cenário, recomendamos o aumento da conectividade funcional através de stepstones especialmente nas unidades composicionais dos fragmentos que mapeamos como prioritários.

Palavras-chave: gestão de paisagem, ecologia de paisagem, Centro de Endemismo de Pernambuco, mamíferos de médio porte, pequenos mamíferos.

Terrestrial mammals in remnants of the Atlantic Forest of Paraíba: islanders in a sea of sugarcane?

The change in land use is one of the main problems in both landscape management and conservation biology. These modifications generally result in fragmentation and loss of habitat, which play a cascade of effects on landscapes with changes in physical and functional structures that influence the establishment and maintenance of populations and communities. The northeast portion of the Atlantic Forest (MA), known as the Pernambuco Endemism Center (CEPE), is a biodiversity hotspot in the Atlantic Forest and the second largest producer of sugarcane in the world. It is known that this matrix has negative impacts on the fauna of mammals, but little is known about its effects on CEPE. The objective of the thesis was to provide a diagnosis both at the population level and at the level of terrestrial mammal communities in the fragments and to verify the permeability of species in sugarcane and its effect on landscape connectivity. Specifically, we estimate richness and abundance, check population parameters, test landscape variables, and species-specific as determinants of richness. Finally, we mapped the priority fragments for conservation. We recorded a richness of 16 species for small mammals and the same richness for medium-sized mammals, with *Didelphis albiventris* and *Dasyprocta iackii* being the most representative species for small and medium, respectively. For small mammals, the recorded richness was equal to or greater than that found in the southeastern MA, which has a lower level of fragmentation, which leads us to two hypotheses: CEPE's richness for this group was even greater and / or that we are suffering a debt of extinction. The latter is supported by the low abundance of the species, five of them with only one record in the fragment, as well as by the trend towards population decline as demonstrated by the disruptive population parameters of *Marmosa murina*. For medium-sized mammals, we also observed low abundance in all fragments and the disappearance of 30-40% of the expected species of medium-sized mammals in the region, with losses of up to 75% per fragment. These results confirm the recent defaunation estimates of the Atlantic Forest, highlighting the Northeast with the highest rates in the biome. The trophic guilds covariates, abundance of domestic dogs and body weight were important predictors in the pattern of richness of species of medium-sized mammals. The sugarcane matrix was only permeable for four species of small mammals and three of medium-sized mammals, being decisive in decreasing the functional connectivity of the landscape. Functional connectivity did not have any effect on the pattern of richness and abundance of small mammals, probably because they are "isolated" in the fragments as a result of the low permeability of the matrix. In addition to the loss of species, we recorded loss of functionality, evidenced by the trophic guild covariate as one of the determinants that weighed most on the model, in addition to the complete absence of specialized guilds, such as carnivores and herbivores, in some fragments, resulting in a functionally "half empty" forest with severe biological consequences for the loss of ecosystem services provided by the absent species. In this scenario, we recommend increasing functional connectivity through steppingstones, especially in the compositional units of the fragments that we mapped as priorities.

Keywords: landscape management, landscape ecology, Pernambuco Endemism Center, medium-sized mammals, small mammals.

Lista de Figuras

INTRODUÇÃO GERAL

Figura 1. Mapa do Centro de Endemismo de Pernambuco, evidenciando essa bioregião geográfica da Mata Atlântica que fica ao norte do Rio São Francisco e os quatro estados que a compõe..... 5

CAPÍTULO 1

Figura 1. Localização dos fragmentos florestais amostrados para mamíferos terrestres na Mata Atlântica, Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil A amostragem dos pequenos mamíferos ocorreu nos fragmentos 2, 5 e 6 e a de médios ocorreu em todos os fragmentos. Os fragmentos 4 e 5 são separados por uma rodovia. As linhas indicam as grades são de 1km² para monitoramento de mamíferos de médio porte, e os pontos brancos indicam as estações de armadilhamento fotográfico. 19

Figura 2. Esquema de armadilhamento para captura de pequenos mamíferos realizado nos fragmentos florestais na Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. 20

Figura 3. Distribuição dos registros de captura em relação à distância da borda das nove dentre as quatorze espécies de pequenos mamíferos que tiveram ocorrência na cana-de-açúcar adjacente aos fragmentos florestais na Mata Atlântica no Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. Os pontos vermelhos indicam os registros na cana-de-açúcar e os verdes no fragmento florestal. 32

Figura 4. Mapas de conectividade funcional adaptada para a comunidade de mamíferos de pequeno e médio porte, nas escalas de 200 m e 2000 m , respectivamente, (1000 m - *Didelphis albiventris*) para a Mata Atlântica, Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil 35

CAPÍTULO 2

Figura 1. Localização dos fragmentos amostrados para mamíferos de médio porte na Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. Os fragmentos 4 e 5 são separados por uma rodovia federal. Os pontos brancos representam estações de armadilhamento fotográfico distribuídas em grades de 1km². 68

Figura 2. Distribuição das guildas tróficas que compõem a comunidade de mamíferos de médio porte amostrada em fragmentos florestais de Mata Atlântica no Centro de Endemismo de Pernambuco. Os números representam os fragmentos: 1 - Rebio Guaribas I, 2 - Rebio Guaribas II, 3 - Rebio Guaribas III, 4 - Complexo Pacatuba, 5 - Gargaú e 6 - Italiana. 75

Figura 3. Estimativas e respectivos desvios padrão da probabilidade de detecção (p) da comunidade de mamíferos de médio porte em fragmentos na Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. Estimativas realizadas através da média dos modelos que somaram 90% de peso na modelagem. Os números representam os fragmentos: 1 - Rebio Guaribas I, 2 - Rebio Guaribas II, 3 - Rebio Guaribas III, 4 - Complexo Pacatuba, 5 - Gargaú e 6 - Italiana. 78

Figura 4. Estimativas e respectivos desvios padrão da detecção de acordo com o peso corporal das espécies que compõem a comunidade de mamíferos de médio porte em fragmentos na Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. 78

Figura 5. Estimativas e respectivos desvios padrão da riqueza da comunidade de mamíferos de médio porte em fragmentos na Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. Os números representam os fragmentos: 1 - Rebio Guaribas I, 2 - Rebio Guaribas II, 3 - Rebio Guaribas III, 4 - Complexo Pacatuba, 5 - Gargaú e 6 - Italiana. 79

CAPÍTULO 3

Figura 1. Mapa de localização dos três fragmentos de estudo e conectividade funcional para *Marmosa murina* e *Didelphis albiventris* na Mata Atlântica, Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. As linhas indicam as unidades composicionais de conectividade nas escalas de 1000m e 200m, respectivamente..... 105

Figura 2. Esquema de armadilhamento para captura de *Didelphis albiventris* e *Marmosa murina* realizado em três localidades na Mata Atlântica, Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. Os quadrados correspondem as *live traps* (pretos - Sherman® e brancos - Tomahawk®). A interface entre os dois habitats em todas as localidades é uma estrada de acesso local não pavimentada 108

Figura 3. Porcentagem de fêmeas reprodutivas e indivíduos jovens de *Didelphis albiventris* e de *Marmosa murina*, e precipitação mensal acumulada (linha preta), entre fevereiro de 2016 e outubro de 2017, em três localidades na Mata Atlântica, Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil.... 116

Figura 4. Distribuição do número de indivíduos em relação a classes etárias, fêmeas reprodutivas e não-reprodutivas e sexo para *Didelphis albiventris* e *Marmosa murina* em três localidades na Mata Atlântica, Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil..... 118

Figura 5. Estimativas (linhas) e intervalo de confiança (barras) da sobrevivência aparente, probabilidade de imigração, probabilidade de captura e recaptura e tamanho populacional de *Didelphis albiventris* em três localidades no Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. Eixo x corresponde às campanhas de captura. R: Rebio Guaribas II, P: Complexo Pacatuba e G: Gargaú. 122

Figura 6. Estimativas (linhas) e intervalo de confiança (barras) da sobrevivência aparente e probabilidade de captura e recaptura de *Marmosa murina* em três localidades na Mata Atlântica, Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. Eixo x corresponde às campanhas de captura. R: Rebio Guaribas II, P: Complexo Pacatuba e G: Gargaú 124

Figura 7. Estimativas (linhas) e intervalo de confiança (barras) da sobrevivência aparente e probabilidade de captura e recaptura de *Marmosa murina* em três localidades na Mata Atlântica,

Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. Eixo x corresponde às campanhas de captura. R: Rebio Guaribas II, P: Complexo Pacatuba e G: Gargaú..... 125

CAPÍTULO 4

Figura 1. Location of the Guaribas Biological Reserve, Private Reserve of Natural Heritage Pacatuba and Engenho Gargaú with the grids and all camera-trap stations locations (including camera location with no detections). 141

Figura 2. Locality records of ocelot (*Leopardus pardalis*) within the Pernambuco Endemism Center, Northeastern Brazil. The numbers correspond to the records description in Table 1. 144

Figura 3. Locality records of South America coati (*Nasua nasua*) within the Pernambuco Endemism Center, Northeastern Brazil. The numbers correspond to the records description in Table 1. 145

Lista de Tabelas

CAPÍTULO 1

Tabela 1. Descrição dos remanescentes florestais amostrados, incluindo coordenadas geográficas, tamanho do fragmento e características dos habitats na Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. O asterisco representa os fragmentos em que houve amostragem dos pequenos mamíferos. 21

Tabela 2. Custos de resistência para conectividade funcional de mamíferos em 14 categorias de paisagem na Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil.. 25

Tabela 3. Categorias de permeabilidade (função) da cana-de-açúcar usadas na conectividade funcional, para pequenos mamíferos, baseada na porcentagem de ocorrência na matriz de cana-de-açúcar adjacente aos fragmentos de Mata Atlântica no Centro de Endemismo de Pernambuco - Brasil e, para os mamíferos de médio porte, baseada na literatura (Encyclopedia of life e IUCN - Apêndice S1)..... 25

Tabela 4. Lista de espécies de pequenos mamíferos, indicando o número de indivíduos capturados e recapturados no fragmento florestal (Ff), bem como seus respectivos requerimentos de habitat em cada fragmento amostrado na Mata Atlântica no Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. Representação dos dados: capturas Ff (recapturas Ff). EF - especialistas de floresta, GH - generalistas de habitat, EA - especialistas de área aberta. Dados marcados com asterisco indicam ocorrência da espécie na cana-de-açúcar adjacente ao fragmento amostrado. 27

Tabela 5. Número de registros/frequência de ocorrência e riqueza de mamíferos de médio porte amostrados por armadilhamento fotográfico em seis fragmentos florestais na Mata Atlântica no Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. Status de conservação: global - Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas de Extinção (IUCN 2019), nacional - Lista Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção (MMA 2018). 29

Tabela 6. Número de capturas na matriz de cana-de-açúcar/total de capturas (porcentagem de ocorrência) de pequenos mamíferos em áreas de Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. A tabela indica ainda a distância máxima da borda da cana e do fragmento florestal e a função da cana-de-açúcar na conectividade funcional da paisagem para cada espécie..31

Tabela 7. Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMMs) que avaliaram a riqueza e abundância da comunidade de pequenos mamíferos em relação as variáveis explicativas considerando as três paisagens amostradas e para ambos os habitats (fragmento florestal e cana-de-açúcar) na Mata Atlântica no Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. Apresentamos as estimativas de coeficientes e seus respectivos valores de erro padrão (EP). 33

CAPÍTULO 2

Tabela 1. Descrição dos remanescentes florestais amostrados entre janeiro de 2016 a agosto de 2018, incluindo coordenadas geográficas, tamanho do fragmento e características dos habitats e estimativa de conectividade estrutural para mamíferos de médio porte na escala de 2000m na Mata Atlântica, Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil..... 69

Tabela 2. Descrição das covariáveis avaliadas como possíveis influências na detecção e determinantes da riqueza e seus respectivos efeitos preditivos na comunidade de mamíferos terrestres na Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil..... 73

Tabela 3. Número de registros/frequência de ocorrência* e riqueza de mamíferos silvestres de médio porte amostrados por armadilhamento fotográfico em seis fragmentos florestais na Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. O status de conservação global pela Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas de Extinção (IUCN 2019) e nacional pela Lista Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção (MMA 2018) e a guilda trófica de acordo com Paglia e colaboradores (2012). 76

Tabela 4. Número de pontos amostrados, esforço amostral (armadilhas/noite), número de registros de mamíferos silvestres por fragmento florestal amostrado para mamíferos de médio porte na Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil..... 77

Tabela 5. Seleção de modelo para a detecção e ocupação da comunidade de mamíferos terrestres de médio porte em fragmentos na Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. . 80

Tabela 6. Média ponderada de peso de Akaike e estimativas - apenas para variáveis quantitativas - do coeficiente beta (β), seus respectivos erros padrão (SE), intervalos de confiança de 95% (CI) e somatório dos pesos das variáveis ($\sum w_i$) para covariáveis presentes nos modelos melhores ranqueados de detecção e ocupação ($\Delta AIC \leq 2$) para a comunidade de mamíferos terrestres de médio porte em fragmentos na Mata Atlântica no Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. 81

Tabela 7. Estimativa do parâmetro de ocupação (riqueza), riqueza estimada e riqueza observada por fragmento amostrado para mamíferos de médio porte em fragmentos na Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil..... 81

CAPÍTULO 3

Tabela 1. Períodos de amostragem das campanhas de captura nos anos de 2016 e 2017 para três localidades na Mata Atlântica, Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil..... 108

Tabela 2. Conjunto dos valores de resistência para cada uma das 14 categorias de uso do solo na paisagem utilizadas para a análise de conectividade funcional. Estrada tipo 1 se refere às rodovias estaduais e tipo 2 às rodovias federais..... 112

Tabela 3. Esforço amostral (armadilhas/noite) e dados de captura e recaptura de duas espécies de marsupiais em área de mosaico de Mata Atlântica e cana-de-açúcar na Mata Atlântica, Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. Os valores em porcentagem representam o sucesso de captura e recaptura*. A última coluna indica o número de capturas por habitat amostrado (Ff: Fragmento florestal, Cc: Cana-de-açúcar), para cada espécie por localidade 115

Tabela 4. Medidas biométricas para cada espécie por sexo e localidade na Mata Atlântica, Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. Peso em gramas e demais medidas em milímetros. IME (Icc):

Índice de Massa Escalonada (Índice de Condição Corporal). Os valores estão organizados como a seguir: Média \pm Desvio padrão (máximo - mínimo) 119

Tabela 5. Conjunto de modelos candidatos ($\Delta AICc \leq 2$) ranqueados de acordo com o Critério de Informação de Akaike (AICc) para duas espécies de marsupiais em paisagem de Mata Atlântica e cana-de-açúcar do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil 120

CAPÍTULO 4

Table 1. New (this study) and literature records of ocelot (*Leopardus pardalis*) and coati (*Nasua nasua*) in the Pernambuco Endemism Center, Atlantic Forest, Northeastern Brazil 143

Lista de Apêndices

CAPÍTULO 1

Apêndice S1. Conjunto dos custos de resistência espécie-específico para as categorias de paisagem ‘Manguezal’ e ‘Cana-de-açúcar’ definidos a partir da capacidade de tais categorias facilitar ou impedir movimentos das espécies usando o conhecimento ecológico das preferências de habitat da IUCN Red List e/ou Encyclopedia of Life e grupos de probabilidade de conectividade funcional adaptada (PcF) calculados para cada espécie baseado nas mesmas distâncias máximas de dispersão e custos de resistência às categorias de uso do solo por espécie de mamífero de pequeno e médio porte na Mata Atlântica no Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil..... 60

Apêndice S2. Comportamento dos valores de probabilidade de conectividade funcional média (PcFm) gerada através da média das distâncias de custo de resistência e dos valores para cada grupo de probabilidade de conectividade funcional adaptada (PcF) baseada nas mesmas distâncias máximas de dispersão e custos de resistência às categorias de uso do solo por espécie de pequeno mamífero para a Mata Atlântica no Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil..... 61

CAPÍTULO 2

Apêndice S1. O conjunto completo dos 64 modelos candidatos para a detecção e ocupação da comunidade de mamíferos terrestres de médio porte em fragmentos na Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil..... 96

Sumário

RESUMO.....	VIII
ABSTRACT.....	IX
Lista de Figuras.....	X
Lista de Tabelas.....	XIVV
Lista de Apêndices	XVIII
INTRODUÇÃO GERAL.....	1
OBJETIVOS.....	6
Objetivos específicos.....	7
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	8
CAPÍTULO 1 - Mamíferos terrestres não voadores em remanescentes de Mata Atlântica da Paraíba: ilhados num mar de cana-de-açúcar?	13
RESUMO.....	15
INTRODUÇÃO	16
MÉTODOS	19
Área de estudo.....	19
Amostragem dos pequenos mamíferos	19
Amostragem dos mamíferos de médio porte	22
Análises de dados	23
RESULTADOS.....	26
DISCUSSÃO.....	36
REFERÊNCIAS	48
APÊNDICES.....	60
CAPÍTULO 2 - Estimando a riqueza e seus determinantes em comunidades de mamíferos de médio porte através de uma abordagem de ocupação na Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil	63
RESUMO.....	64
INTRODUÇÃO	65
MÉTODOS	68
Área de estudo.....	68
Amostragem	70
Análises de dados	71
RESULTADOS.....	74
DISCUSSÃO.....	81
REFERÊNCIAS	86
APÊNDICES.....	96
CAPÍTULO 3 - Ecologia de populações de duas espécies de marsupiais em uma paisagem de Mata Atlântica altamente impactada: efeitos da fragmentação e monocultura de cana-de-açúcar no Centro de Endemismo de Pernambuco.....	98
INTRODUÇÃO	101
MÉTODOS	104
Área de estudo.....	104
Amostragem	107
Análises de dados	110
RESULTADOS.....	115
DISCUSSÃO.....	126
REFERÊNCIAS	130
CAPÍTULO 4 - Recording of relict ocelot (<i>Leopardus pardalis</i>) and South American coati (<i>Nasua nasua</i>) populations in the biodiversity hotspot Pernambuco Endemism Center, Northern Atlantic Forest, Brazil	139
CONCLUSÕES	148
RECOMENDAÇÕES	150
ANEXOS.....	150
Anexo 1. Licença de autorização de atividades para fins científicos – Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO).....	152
Anexo 2. Comissão de Ética no Uso de Animais (CEUA).....	153

INTRODUÇÃO GERAL

As mudanças no uso do solo tem sido uma das principais problemáticas atuais tanto na gestão da paisagem quanto no campo da Biologia da Conservação (With 1997, Fazey *et al.* 2005). Essas modificações geralmente resultam em fragmentação e perda de habitat, que exercem uma cascata de efeitos nas paisagens, desde as alterações na estrutura física até a estrutura funcional, por meio das mudanças microclimáticas na intensidade de penetração da radiação solar, na velocidade do vento e no regime de águas nos fragmentos e em áreas próximas a eles. Tais alterações têm sido apontadas como de grande influência no estabelecimento e manutenção de populações, e estruturação de comunidades (Chiarello 1999, Gascon *et al.* 2000, Laurance *et al.* 2000, Rocha *et al.* 2018).

Várias estratégias começaram a ser discutidas e implantadas com o crescente número de trabalhos desenvolvidos visando mitigar a redução de populações, a extinção de espécies e a modificação de estrutura das comunidades e a perda de funções dos ecossistemas. Dentre elas, as ciências biológicas passaram a incorporar nos últimos 30 anos o contexto espacial no entendimento da biodiversidade e dos efeitos da fragmentação e perda de habitat, seja em estudos populacionais, de metacomunidade e filogeografia (Avice *et al.* 1987, Dunning *et al.* 1995, Holyoak *et al.* 2005) ou de ecologia da paisagem (Turner *et al.* 1989), cuja fusão produziu o campo da genética da paisagem (Manel *et al.* 2003). A incorporação do espaço tem gerado uma revolução no entendimento na estruturação da biodiversidade (Dauber *et al.* 2003, Andren 1994, Arroyo-Rodríguez *et al.* 2009). Uma das principais aplicações destes novos paradigmas tem sido a compreensão dos processos em escala de paisagem.

Estabelecer diagnósticos de fragmentos e paisagens passa, portanto, na avaliação dos diversos níveis de organização da biodiversidade (espécies, populações, comunidades). Os fatores de estrutura da paisagem como conectividade e tamanho dos fragmentos são informações chave neste contexto, além dos aspectos biológicos como competição, imigração, capacidade de dispersão entre outros. Neste sentido, avaliar a permeabilidade das espécies aos diferentes usos do solo na paisagem é uma etapa indispensável. Portanto, comparar os parâmetros de populações e comunidades entre os fragmentos de uma paisagem fornece respostas acerca da possível evolução independente da composição dos fragmentos e de que fatores determinísticos e/ou estocásticos podem estar agindo nesse processo.

Uma primeira abordagem diagnóstica envolve a conectividade estrutural que descreve relações físicas entre fragmentos, como distâncias entre eles, tamanho, forma e corredores (Forero-Medina e Vieira 2007) que é capaz de identificar áreas com diferentes níveis de qualidade de conectividade na paisagem, levantando hipóteses das áreas de maior valor para conservação e apontando as melhores áreas para o desenvolvimento de estudos que considerem as respostas comportamentais aos elementos da paisagem unido à estrutura espacial (Goodwin 2003).

Recentemente, Cartron (2015) avaliou a conectividade estrutural dos fragmentos de Mata Atlântica da região litoral da Paraíba para três escalas como limites de dispersão, 100m para pequenos mamíferos, 500m para mamíferos de porte médio, exceto os da ordem Carnivora e 2.000m para mamíferos da ordem Carnivora. Esse trabalho realizou um diagnóstico do estado atual dos fragmentos, promovendo uma nova dimensão no estudo da biodiversidade regional/local, pois a identificação de áreas-chave na região torna vislumbrável a implementação de ações de gestão bem ajustadas a cada região da Mata Atlântica uma vez compatibilizadas com dados fornecidos pelo Cadastro Ambiental Rural.

O estudo de Cartron (2015) forneceu uma base para a escolha dos fragmentos florestais estudados no presente trabalho, os quais se encontram nas principais unidades composicionais de paisagem para a Mata Atlântica do litoral paraibano. A Gargaú que foi considerada o fragmento de maior qualidade da conectividade estrutural da paisagem. O Complexo Pacatuba e Italiana que, por sua localização central na paisagem e estar rodeado por fragmentos com menos de 50ha, parece conectar muitos fragmentos e formar componentes importantes na paisagem. Por fim, a Reserva Biológica Guaribas que foi considerada numa condição intermediária de conectividade, possui um elevado nível de proteção (uso restrito a pesquisa), e embora possa fornecer com isso um grau adicional de conectividade na paisagem, está numa posição desfavorável pela aproximação de vários fragmentos que são reservas indígenas onde não existe controle de caça ou qualquer forma de proteção (Cartron 2015).

Estudos relativos à estrutura de uma comunidade se referem ao entendimento de padrões de composição, riqueza e abundância de espécies. Trabalhos que trazem informações comparativas entre comunidades tornaram-se importantes por volta da década de 60, período em que pesquisas começaram a testar se comunidades de organismos de diferentes partes do mundo convergiam em estrutura e diversidade (Karr 1976, Cody e Mooney 1978). Isso proporcionou o surgimento de teorias que tentam explicar padrões gerais em comunidades, a exemplo do aumento de diversidade nas latitudes próximas aos trópicos (Cook 1969), ambientes de maior complexidade (Simpson 1964)

e biogeografia de ilhas (MacArthur e Wilson 1967) e hipótese da quantidade de habitat (Fahrig 2013).

Estudos de dinâmica de populações buscam compreender como flutuam parâmetros populacionais, tais como: razão sexual, porcentagem de fêmeas em reprodução, distribuição de classes etárias, tamanho populacional entre outros. Tais estudos são importantes em uma série de abordagens e aplicações como avaliação do risco de extinção das populações e delineamento de medidas eficientes de manejo e conservação (Baguette e Schtickzelle 2003). Por outro lado, uma abordagem com a utilização dessas informações para a gestão dos fragmentos e paisagem, em detrimento dos organismos que ali ocorrem, ainda não foi desenvolvida.

Devido a sua influência na dinâmica e estrutura das populações (Fernandez *et al.* 1997), bem como nas comunidades (Grelle 2003), o uso do espaço é considerado um dos fatores mais importantes para coexistência das espécies (Cunha e Vieira 2004) e tem como objetivo entender como se dá a ocupação, exploração e compartilhamento do espaço físico existente por um grupo de organismos (Prevedello *et al.* 2008). Existem diferentes mecanismos de segregação de espécies, que podem ser determinados pela variação de habitats e microhabitats, padrão de atividade, especialização em itens alimentares e capacidade de dispersão (Kruuk *et al.* 1994, Vieira e Baumgarten 1995, Graipel *et al.* 2003, Abreu e Oliveira 2014). Em última instância, o uso do espaço resulta das escolhas do indivíduo na tentativa de sobreviver e maximizar seu sucesso reprodutivo (Moyer *et al.* 2007).

Os pequenos mamíferos estão entre os grupos de vertebrados menos conhecidos na região neotropical (Paglia *et al.* 2012). Das espécies mais estudadas até as informações sobre biologia e distribuição são, muitas vezes, preliminares. Os mamíferos de médio porte, na ausência dos mamíferos de grande porte, desempenham função como reguladores do topo à base da cadeia alimentar, principalmente por possuírem muitas espécies-chave, como já conhecidos para vários representantes da ordem Carnivora. Os carnívoros têm um papel fundamental nos serviços ecossistêmicos, uma vez que estão no topo da cadeia alimentar e atuam como controladores de presas e pragas e dispersores de sementes. Ao mesmo tempo, eles são os mais suscetíveis à perda de floresta e os primeiros a desaparecer com o avançado progresso de fragmentação.

Sabe-se que essa fragmentação e perda de habitat é em grande parte promovida por atividades agrícolas, bem conhecidas como prejudiciais para comunidades de animais selvagens, por tenderem a diminuir a vegetação nativa, tornando os habitats impróprios para a sobrevivência de muitas espécies (Dickman 2008). No entanto, trabalhos vem mostrando que algumas populações

podem se beneficiar da agricultura intensiva em razão da disponibilidade alimentar, proporcionada em abundância sazonalmente, e abrigo e/ou como refúgio dos predadores (Matson *et al.* 1997, Miranda 2006, Gheler-Costa *et al.* 2012). Algumas espécies de mamíferos de médio porte podem se favorecer devido ao aumento na abundância de roedores (Verdade *et al.* 2011), que aumentam suas populações em consequência de uma maior abundância de recurso alimentar (Rosalino e Santos-Reis 2009). Nestes ambientes modificados, pequenos mamíferos encontram uma heterogeneidade temporal alta, o que pode gerar novos microhabitats e servir como fonte de recurso alimentar (Olifiers *et al.* 2005). Desse modo, áreas agrícolas terminam por atrair espécies oportunistas e generalistas (Hurst *et al.* 2013).

Com a crescente taxa de perturbações humanas (Butler e Laurance 2008) se torna mais difícil compreender as relações entre os mamíferos e seus ambientes naturais. Na Mata Atlântica do Nordeste do Brasil, esse problema é ainda mais crítico, uma vez que apresenta o maior nível de perdas florestais devido às plantações históricas e contínuas de cana-de-açúcar dos últimos 500 anos, desde a colonização do Brasil (Coimbra-Filho e Câmara 1996, Vivo 1997), reforçada pela caça e urbanização da região.

Na mata atlântica do nordeste, a região localizada ao norte do rio São Francisco é denominada de Centro de Endemismo de Pernambuco (CEPE) (Figura 1), reconhecida como um importante centro de endemismo da América do Sul, o cenário é mais preocupante, uma vez que restam apenas 2% do remanescente original (Fundação SOS Mata Atlântica/INPE 2017) e os estudos de diversidade e abundância de pequenos mamíferos são escassos (Brown e Brown 1992, Asfora e Pontes 2009).

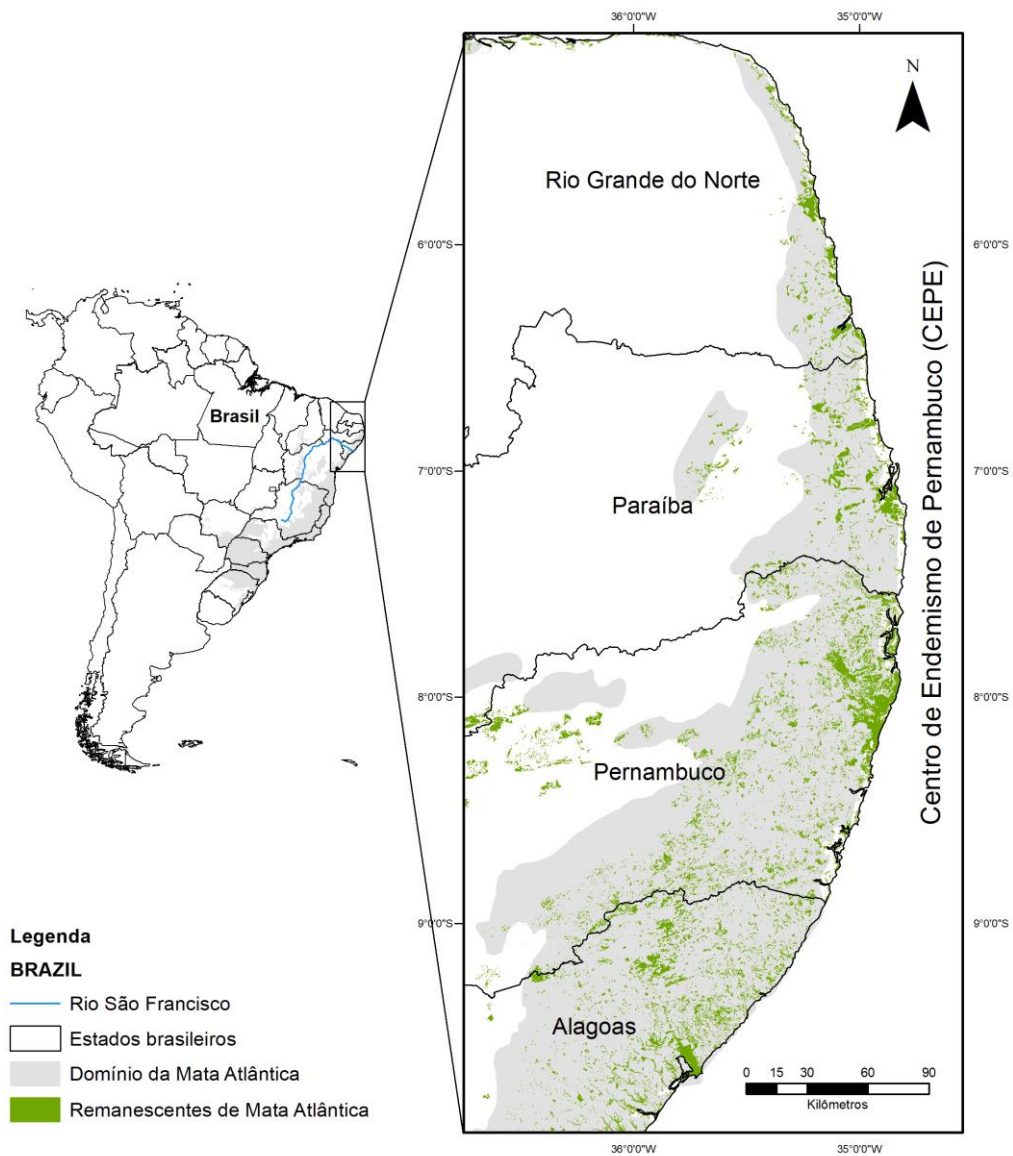


Figura 1. Mapa do Centro de Endemismo de Pernambuco, evidenciando essa bioregião geográfica da Mata Atlântica que fica ao norte do Rio São Francisco e os quatro estados que a compõe.
 (Elaborado por Fabiana Rocha)

Nesse contexto, a simples instituição de unidades de conservação como política de conservação como ocorrido nos últimos anos tem pouca ou nenhuma eficácia (Barreto 2013, Sobral-Souza *et al.* 2018). Essa floresta está, portanto, comprometida em sua perpetuidade, e para tentar contornar e reverter os efeitos de borda e ruptura de processos ecológicos é necessário um planejamento de paisagem em nível regional (Barreto 2013). Para tanto, se faz necessário estudar e compreender os fatores preditores da biodiversidade (abundância, composição, riqueza, diversidade), seja configuração do habitat como estrutura da paisagem e/ou fatores biológicos a fim de que se identifique as melhores estratégias de conservação e gestão de paisagem para essa região.

Compreender essas questões nos fornece um diagnóstico dos fragmentos e o potencial claro dos que precisam ser manejados prioritariamente, uma vez que diante de um cenário de defaunação de mamíferos de médio porte, baixas abundâncias, densidades e perdas provavelmente aleatórias nas comunidades de mamíferos terrestres não-voadores, além de fragmentos compostos de populações com parâmetros instáveis, manejar os fragmentos de maior tamanho e mais importantes do ponto de vista de conectividade parece ser a melhor estratégia de conservação da biodiversidade e gestão da paisagem como um todo para o cenário atual do Centro de Endemismo de Pernambuco.

Considerando duas principais hipóteses, (1) num cenário de impermeabilidade da matriz de cana-de-açúcar para a fauna de mamíferos terrestres, o fator conectividade seja funcional e/ou estrutural se torna irrelevante, uma vez que simplesmente as espécies não conseguem se movimentar na paisagem. Dessa forma o tamanho dos fragmentos passa a ser determinante como preditor da biodiversidade (Pardini *et al.* 2005, Michalski e Peres 2007). Se isso for verdade, esperamos que os fragmentos evoluam independentemente, apresentando parâmetros de população e comunidades consideravelmente diferente entre os fragmentos. Por outro lado, (2) se as conectividades funcional e/ou estrutural forem um fator determinante para a biodiversidade (Pires *et al.* 2002, Castro e Fernandez 2004, Ribeiro *et al.* 2009, Passamani e Ribeiro 2009, Castilho *et al.* 2015), esperamos que haja uma evolução conjunta dos fragmentos, que resulte portanto em parâmetros populacionais e de comunidade semelhantes e estáveis entre os fragmentos e uma composição de espécies mais homogênea na paisagem.

OBJETIVOS

Esse estudo teve como objetivo geral fornecer um diagnóstico tanto a nível de população quanto de comunidades dos mamíferos terrestres em remanescentes florestais de Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, bem como verificar a permeabilidade das espécies na cana-de-açúcar e seu efeito sobre a conectividade da paisagem. Ainda, mapeamos os fragmentos prioritários para conservação, visando fornecer informações que facilitem a tomada de decisões na recuperação, conservação e gestão da Mata Atlântica da região.

Objetivos específicos

- Avaliar o efeito da matriz de cana-de-açúcar nos remanescentes de Mata Atlântica, analisando o tamanho dos fragmentos e a permeabilidade e conectividade da paisagem nas comunidades de mamíferos terrestres não-voadores. Especificamente, estimamos a riqueza e abundância dos mamíferos em fragmentos florestais e na cana-de-açúcar, elaboramos um mapa de uso do solo e estimamos a permeabilidade da matriz para cada espécie e cada categoria de uso do solo. Adicionalmente, identificamos fragmentos de maior importância para a conectividade funcional da paisagem, separadamente, para os mamíferos de pequeno e médio porte. **[Capítulo 1];**
- Estimar a riqueza da comunidade de mamíferos de médio porte usando uma abordagem de ocupação em função das características da configuração da paisagem, da presença de carnívoros domésticos e das variáveis intrínsecas de cada espécie, como o peso e a guilda trófica. Especificamente, estimamos a probabilidade de detecção das espécies em função do peso corporal, esforço amostral e fragmento. **[Capítulo 2];**
- Realizar um diagnóstico dos fragmentos florestais para verificar o efeito da fragmentação e perda de habitat e da permeabilidade da matriz de cana-de-açúcar em escala populacional de duas espécies de marsupiais. Especificamente, comparamos os parâmetros populacionais: razão sexual, distribuição etária e de fêmeas reprodutivas, biometria, índice de condição corporal, sobrevivência, imigração, tamanho populacional, probabilidades de captura e recaptura e densidade em três fragmentos florestais, bem como, avaliamos o efeito do tamanho e conectividade dos fragmentos. **[Capítulo 3];**
- Apresentar uma visão geral da distribuição atual de jagatirica e quati no Centro de Endemismo de Pernambuco e discutir as implicações para distribuição e conservação de cada espécie, bem como as principais ameaças para mesocarnívoros na região. **[Capítulo 4].**

RESULTADOS

Os resultados obtidos durante o trabalho desenvolvido para a presente tese estão apresentados e discutidos a seguir na forma de quatro capítulos. Cada capítulo representa um artigo preparado para submissão ou já publicado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abreu, M. S., Oliveira, L. R. 2014. Patterns of arboreal and terrestrial space use by non-volant small mammals in an Araucaria forest of southern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 86, n. 2, p. 807-819.
- Andren, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, p. 355-366.
- Arroyo-Rodríguez, V. *et al.* 2009. Value of small patches in the conservation of plant-species diversity in highly fragmented rainforest. **Conservation Biology**, v. 23, n. 3, p. 729-739.
- Avise, J.C., Arnold J., Ball R. M., Bermingham E., Lamb, T., Neigel, J. E., Reeb, C. A., Saunders, N. C. 1987. Intraspecific phylogeography: the mitochondrial DNA bridge between population genetics and systematics. **Annual review of ecology and systematics**, v. 18, n. 1, p. 489-522.
- Baguette, M., Schtickzelle, N. 2003. Local population dynamics are important to the conservation of metapopulations in highly fragmented landscapes. **Journal of Applied Ecology**, v. 40, n. 2, p. 404-412.
- Barreto, C. G. 2013. **Devastação e proteção da mata atlântica nordestina: formação da paisagem e políticas ambientais**. p. 1-294. Tese de Doutorado em Desenvolvimento Sustentável – Universidade de Brasília, DF.
- Butler, R. A., Laurance, W. F. 2008. New strategies for conserving tropical forests. **Trends in ecology & evolution**, v. 23, n. 9, p. 469-472.
- Castilho, C. S., Hackbart, Pivello, V. R., Santos, R. F. dos. 2015. Evaluating Landscape Connectivity for Puma concolor and Panthera onca Among Atlantic Forest Protected Areas. **Environmental Management**, v. 55, n. 5, p. 1-15.
- Cartron, H. 2015. **Connectivité structurelle des fragments de la forêt Atlantique sur le littoral de l'état de Paraíba et conservation des mammifères terrestres**. Master 2 Genie des environnements naturels Faune sauvage & environnement. Rapport de stage. Université Fédérale de Paraíba.
- Chiarello, A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 89, n. 1, p. 71-82.
- Cody, M. L.; Mooney, H. A. 1978. Convergence versus nonconvergence in Mediterranean-climate ecosystems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 9, n. 1, p. 265-321.

- Coimbra-Filho, A. F., Câmara, I. G. 1996. Os Limites Originais do Bioma Mata Atlântica na Região Nordeste do Brasil. Rio de Janeiro: Fundação Brasileira para Conservação da Natureza.
- Cook, R. E. 1969. Variation in species density of North American birds. **Systematic Biology**, v. 18, n. 1, p. 63-84.
- Dauber, J., Hirsch, M., Simmering, D., Waldhardt, R., Otte, A., Wolters, V. 2003. Landscape structure as an indicator of biodiversity: matrix effects on species richness **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 98, n. 1-3, p. 321-329.
- Castro, E. B. V., Fernandez, F. A. 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, v. 119, n. 1, p. 73-80.
- Cunha, A. A., Vieira, M. V. 2004. Two bodies cannot occupy the same place at the same time, or the importance of space in the ecological niche. **Bulletin of the Ecological Society of America**, v. 85, p. 25-26.
- Dickman, C. R. 2008. Indirect interactions and conservation in human-modified environments. **Animal Conservation**, v. 11, n. 1, p. 11-12.
- Dunning, J. B., Stewart, D. J., Danielson, B. J., Noon, B. R., Root, T. L., Lamberson, R. H., Stevens, E. E. 1995. Spatially explicit population models: current forms and future uses. **Ecological Applications**, v. 5, n. 1, p. 3-11.
- Fahrig, L. 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 40, n. 9, p. 1649-1663.
- Fazey, I., Fischer, J., Lindenmayer, D. B. 2005. What do conservation biologists publish? **Biological conservation**, v. 124, n. 1, p. 63-73.
- Fernandez, F. A. S. 1997. Efeitos da fragmentação de ecossistemas: a situação das Unidades de Conservação. **Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação**, v.1, p. 48-68.
- Forero-Medina, G., Vieira, M. V. 2007. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 4, p. 493-502.
- Fundação SOS Floresta Atlântica/INPE. 2017. **Atlas dos remanescentes florestais da Floresta Atlântica e ecossistemas associados no período de 2015-2016**. Fundação SOS Floresta Atlântica, São Paulo, SP. 69p.
- Gascon, C., Williamson, G. B., Fonseca, G. A. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. **Science**, v. 288, n. 5470, p. 1356-1358.

- Gheler-Costa, C., Vettorazzi, C. A., Pardini, R., Verdade, L. M. 2012. The distribution and abundance of small mammals in agroecosystems of southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 76, n. 2, p. 185-191.
- Goodwin, B. K., Mishra, A. K., Ortalo-Magné, F. N. 2003. What's wrong with our models of agricultural land values? agricultural land values, government payments, and production (allen featherstone, kansas state university, presiding). **American Journal of Agricultural Economics**, v. 85, n. 3, p. 744-752.
- Graipel, M. E., Miller, P. R., Glock, L. 2003. Padrão de atividade de *Akodon montensis* e *Oryzomys russatus* na Reserva Volta Velha, Santa Catarina, sul do Brasil. **Mastozoologia neotropical**, v. 10, n. 2.
- Grelle, C.E.V. 2003. Forest structure and vertical stratification of small mammals in a secondary Atlantic forest, southeastern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 38, n. 2, p. 81-85.
- Holyoak, M., Leibold, M. A., Holt, R. D. (Eds.). 2005. **Metacommunities: spatial dynamics and ecological communities**. University of Chicago Press.
- Hurst, Z. M., McCleery, R. A., Collier, B. A., Fletcher Jr., R. J., Silvy, N. J., Taylor, P. J., Monadjem, A. 2013. Dynamic edge effects in small mammal communities across a conservation-agricultural interface in Swaziland. **PLoS One**, v. 8, n. 9, p. 1-9.
- Karr, J.R. 1976. Seasonality, resource availability, and community diversity in tropical bird communities. **The American Naturalist**, v. 110, n. 976, p. 973-994.
- Kruuk, H., Kanchanasaka, B., O'sullivan, S., Wanghongsa, S. 1994. Niche separation in three sympatric otters *Lutra perspicillata*, *L. lutra* and *Aonyx cinerea* in Huai Kha Khaeng, Thailand. **Biological Conservation**, v. 69, n. 1, p. 115-120.
- Laurance, W. F., Delamonica, P., Laurance, S. G., Vasconcelos, H. L., Lovejoy, T. E. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, v. 404, p.836.
- Manel, S., Schwartz, M. K., Luikart, G., Taberlet, P. 2003. Landscape genetics: combining landscape ecology and population genetics. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 18, n. 4, p. 189-197.
- Matson, P. A., Parton, W. J., Power, A. G., Swift, M. J. 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. **Science**, v. 277, n. 5325, p. 504-509.
- MacArthur, R. H., Wilson, E. O. 1967. **The Theory of Island Biogeography**, Princeton, NJ: Princeton University Press.

- Michalski, F., Peres, C. A. 2007. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. **Conservation Biology**, v. 21, n. 6, p. 1626-1640.
- Miranda, J. R. 2006. Avaliação da biodiversidade faunística em agroecossistemas de cana-de-açúcar orgânica. **Bioikos**, v. 20, n. 1, p. 15-23.
- Moyer, G. R., Blouin, M. S., Banks, M. A. 2007. The influence of family-correlated survival on N b/N for progeny from integrated multi-and single-generation hatchery stocks of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 64, n. 9, p. 1258-1265.
- Olifiers, N., Gentile, R., Fizon, J. T. 2005. Relation between small-mammal species composition and anthropic variables in the Brazilian Atlantic Forest. **Brazilian Journal of Biology**, v. 65, n. 3, p. 495-501.
- Paglia, A. P., Fonseca, G. A., Rylands, A. B., Herrmann, G., Aguiar, L. M., Chiarello, A. G., *et al.* 2012. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil 2ª Edição/Annotated Checklist of Brazilian Mammals. **Occasional papers in conservation biology**, v. 6, p. 1-82.
- Pardini, R., de Souza, S. M., Braga-Neto, R., Metzger, J. P. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological conservation**, v. 124, n. 2, p. 253-266.
- Passamani, M., Ribeiro, D. 2009. Small mammals in a fragment and adjacent matrix in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 2, p. 305-309.
- Pires, A. S., Lira, P. K., Fernandez, F. A., Schittini, G. M., Oliveira, L. C. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, v. 108, n. 2, p. 229-237.
- Prevedello, J. A., Mendonça, A. F., Vieira, M. V. 2008. Uso do espaço por pequenos mamíferos: uma análise dos estudos realizados no Brasil. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 4, p. 3.
- Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153.
- Rocha, E. C., Brito, D., Silva, P. M., Silva, J., Bernardo, P. V. S., Juen, L. 2018. Effects of habitat fragmentation on the persistence of medium and large mammal species in the Brazilian Savanna of Goiás State. 2018. **Biota Neotropica**, v. 18, n. 3, p. 1-9.

- Rosalino, L.M.; Santos-Reis, M. 2009. Fruit consumption by carnivores in Mediterranean Europe. **Mammal Review**, v. 39, n. 1, p. 67-78.
- Simpson, G.G. 1964. Species density of North American recent mammals. **Systematic Zoology**, v. 13, n. 2, p. 57-73.
- Sobral-Souza, T., Vancine, M.H., Ribeiro, M. C., Lima-Ribeiro, M. S. 2018. Efficiency of protected areas in Amazon and Atlantic Forest conservation: A spatio-temporal view. **Acta oecologica**, v. 87, p. 1-7.
- Turner, M., Gardner, R., Dale, V., O'Neill, R. 1989. Predicting the Spread of Disturbance across Heterogeneous Landscapes. **Oikos**, v. 55, n. 1, p. 121-129
- Verdade, L. M., Rosalino, L. M., Gheler-Costa, C., Pedroso, N. M., Lyra-Jorge, M. C. 2011. Adaptation of mesocarnivores (Mammalia: Carnivora) to agricultural landscapes of Mediterranean Europe and southeastern Brazil: a trophic perspective. **Middle-Sized Carnivores in Agricultural Landscapes**. Nova Science Publishers, Inc, p.1-38.
- Vieira, E.M.; Baumgarten, L.C. 1995. Daily activity patterns of small mammals in a cerrado area from central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 11, n. 2, p. 255-262.
- Vivo, M. 1997. A mastofauna da Floresta Atlântica: padrões biogeográficos e implicações conservacionistas. **Anais da 5ª. Reunião Especial da SBPC - Floresta Atlântica: Diversidade Biológica e Sócio-Econômica**, p. 60-63.
- With, K. A. 1997. The Application of Neutral Landscape Models in Conservation Biology: Aplicación de Modelos de Paisaje Neutros en la Biología de la Conservación. **Conservation Biology**, v. 11, n. 5, p. 1069-1080

CAPÍTULO 1

Mamíferos terrestres em remanescentes de Mata Atlântica da Paraíba: ilhados num mar de cana-de-açúcar?

Mayara G. Beltrão, Pedro Cordeiro-Estrela, Anna Carolina F. de Albuquerque e Fabiana Lopes Rocha



Mosaico de remanescentes florestais de Mata Atlântica entremeados por monocultura de cana-de-açúcar, paisagem muito comum no Centro de Endemismo de Pernambuco. (Foto: Liana John.).

Manuscrito a ser submetido para Conservation Biology

CAPÍTULO 1

Mamíferos terrestres em remanescentes de Mata Atlântica da Paraíba: ilhados num mar de cana-de-açúcar?

Mayara G. Beltrão^{1,2*}, Pedro Cordeiro-Estrela^{1,2} Anna Carolina F. de Albuquerque¹, Ramon Lima, Fabiana Lopes Rocha^{1,2,3}

¹Laboratório de Mamíferos, Departamento de Sistemática e Ecologia, Centro de Ciências Exatas e da Natureza (CCEN), Universidade Federal da Paraíba, Cidade Universitária s/n, João Pessoa, PB 58051-900, Brasil.

²Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia), Departamento de Sistemática e Ecologia, CCEN, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, PB 58051-900, Brasil.

³Programa de Pós-graduação em Ecologia e Monitoramento Ambiental, Centro de Ciências Aplicadas e Educação, Universidade Federal da Paraíba, Rio Tinto, PB 58.297-000, Brasil.

Resumo

O Centro de Endemismo de Pernambuco (CEPE) é um hotspot de biodiversidade da Mata Atlântica e, concomitantemente, segundo maior produtor de cana-de-açúcar no mundo. Sabe-se que essa matriz traz impactos negativos para a fauna de mamíferos em algumas regiões da Mata Atlântica, mas pouco se conhece sobre seus efeitos no CEPE. Diante disso, nós avaliamos o impacto da matriz de cana-de-açúcar nas comunidades de mamíferos terrestres, analisando o tamanho dos fragmentos, permeabilidade da matriz e conectividade da paisagem. Para tanto, estimamos a riqueza e abundância dos mamíferos em seis fragmentos florestais (Reserva Biológica Guaribas SEMA I, II e III, Gargaú, Complexo Pacatuba e Italiana) e na cana-de-açúcar adjacente a esses fragmentos. Utilizamos Modelos Lineares Generalizados Mistos para testar a hipótese de que a abundância e riqueza dos pequenos mamíferos é influenciada pelo uso do habitat, tamanho dos fragmentos, conectividade funcional e efeito de borda. Elaboramos um mapa de uso do solo por meio de classificação supervisionada no programa ArcGis®, o qual utilizamos para avaliar a permeabilidade da matriz com base em dados de campo para os pequenos mamíferos e dados de literatura para os médios. Calculamos a conectividade funcional a partir do software Graphab 2.0. Adicionalmente, identificamos fragmentos de maior importância para a conectividade funcional da paisagem. Registramos um total de 16 espécies, sendo *Didelphis albiventris* a espécie mais representativa para pequenos mamíferos, e *Dasyprocta iackii* para médios. Para pequenos mamíferos a riqueza registrada foi igual ou superior a encontrada em fragmentos em cenários com menor nível de fragmentação, o que nos leva a duas hipóteses: a riqueza do CEPE para este grupo era ainda maior, ou que estamos sofrendo um débito de extinção. Por outro lado, observamos uma baixa abundância de mamíferos de médio porte em todos os fragmentos e o desaparecimento de até 80% das espécies esperadas no nosso método de amostragem, corroborando o cenário de defaunação já conhecido para a região. Dentre todas as variáveis de configuração da paisagem, a categoria de habitat (cana-de-açúcar ou fragmento florestal) exerceu efeito tanto sobre a riqueza quanto abundância de espécies de pequenos mamíferos, enquanto a distância de borda exerceu efeito apenas sobre a abundância. A matriz de cana-de-açúcar foi uma barreira para a maioria das espécies de mamíferos, sendo determinante na diminuição da conectividade funcional da paisagem. Esse habitat foi permeável apenas para quatro espécies de pequenos mamíferos e três de médio porte. A conectividade funcional não exerceu qualquer efeito sobre o padrão de riqueza e abundância dos pequenos mamíferos, provavelmente como consequência da baixa permeabilidade da matriz. Não detectamos um efeito significativo do tamanho do fragmento; entretanto, os maiores fragmentos apresentaram maior riqueza e abundância tanto para pequenos quanto para médios mamíferos. Os fragmentos mais importantes para a manutenção da conectividade geral da paisagem para ambos os grupos são a Reserva Guaribas II, o Complexo Pacatuba, Gargaú e Italiana e, portanto, são prioritários na aplicação de medidas e estratégias de conservação para os mamíferos terrestres.

Palavras-chave: pequenos mamíferos, mamíferos de médio porte, conectividade funcional, agroecossistemas, áreas prioritárias

INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica brasileira é considerada um hotspot de biodiversidade (Mittermeier *et al.* 2005) e atualmente está listada como uma das áreas prioritárias para conservação mundial mais ameaçadas frente aos cenários de aquecimento global e invasão de espécies (Bellard *et al.* 2014, 2016). Apesar de sua grande importância biológica - resultado da elevada riqueza, diversidade e endemismo de espécies - a Mata Atlântica vem sofrendo significativa perda de área florestal (Ribeiro *et al.* 2009). Tal fato é ainda mais grave para a região biogeográfica do Centro de Endemismo de Pernambuco (CEPE), uma vez que abarca uma grande parte da segunda região com maior produtividade de cana-de-açúcar no mundo (Roda e Tabarelli 2007). Além disso, é composta por apenas 2% dos remanescentes originais, restritos aos topos de morros e imersos em uma matriz de cana-de-açúcar, configurando o pior cenário de uso do solo e a menor cobertura florestal do Brasil (Fundação SOS Floresta Atlântica/INPE. 2017).

Este cenário deve-se principalmente à expansão histórica da monocultura de cana-de-açúcar. Durante o século XVI a produção de cana-de-açúcar se iniciou e foi intensificada nos anos 70 - do século XX -, quando grandes usinas de cana-de-açúcar começaram a se estabelecer na região (Tabarelli *et al.* 2006). Além disso, as pressões antropogênicas como a caça, extração de madeira, incêndios superficiais e invasão de espécies exóticas também são recorrentes nessa região (Silva; Tabarelli 2000, Tabarelli *et al.* 2010, Canale *et al.* 2012, Souza e Alves 2014). Dessa forma, medidas de conservação da biodiversidade são necessárias e urgentes no CEPE (Mendes Pontes *et al.* 2016).

A fauna de pequenos mamíferos e mamíferos de médio porte está sendo afetada pela monocultura de cana-de-açúcar em diferentes regiões da Mata Atlântica brasileira (Umetsu e Pardini 2007, Gheler-Costa *et al.* 2013, Beca *et al.* 2017). Os processos de fragmentação e perda de habitat e modificação da paisagem oriundos da plantação da cana-de-açúcar afetam diretamente algumas espécies enquanto outras são beneficiadas, em razão da disponibilidade alimentar proporcionada pela abundância sazonal de recursos, por funcionar como abrigo e/ou refúgio dos predadores (Miranda 2006, Gheler-Costa *et al.* 2012, Beca *et al.* 2017). Tal fato pode aumentar e têm como consequência um efeito seletivo sobre as comunidades biológicas, que tendem a aumentar em abundância as espécies generalistas levando a dominância nas comunidades, em detrimento das espécies especialistas (Olifiers *et al.* 2005, Ferraz *et al.* 2010), conduzindo as comunidades a baixos índices de diversidade e funções ecológicas e, por fim, a extinções locais (Tabarelli *et al.* 2010; Canale *et al.* 2012; Magioli *et al.*, 2015).

Além dessas influências diretas, os agroecossistemas podem afetar a biodiversidade em habitats nativos adjacentes a elas, mas esses efeitos indiretos potenciais raramente foram quantificados (Sparovek *et al.* 2010). Muitas espécies de pequenos mamíferos mantêm uma relação de dependência com as áreas florestais e desempenham papéis importantes como predação de sementes e insetos (Cáceres *et al.* 2002, Pinheiro *et al.* 2002, Cáceres 2004, Carvalho *et al.* 2008) e dispersão de sementes (Vieira e Monteiro-Filho 2003, Pardini *et al.* 2005). Nesse sentido, diversas espécies de pequenos mamíferos são consideradas boas indicadoras de mudanças locais do habitat e da paisagem (Umetsu *et al.* 2006). A relação de prejuízo e benefício dos habitats de bordas criados nas paisagens em mosaico com matriz agrícola é outra preocupação, além da conversão de extensas áreas de florestas em áreas de monoculturas, pois são essas bordas que parecem alterar comunidades dos animais selvagens, de modo favorável ao aumento da biodiversidade em escala de paisagem, mas não em escala local/regional (Lacher *et al.* 1999, Laurance 2000, Tscharntke *et al.* 2005, Fletcher 2005).

Estudos mostram que para pequenos mamíferos respostas às mudanças na paisagem, como a fragmentação e perda de habitat para implementação de agroecossistemas, são espécie-específicas, como também variações intraespecíficas (Pardini *et al.* 2005, Puttker *et al.* 2008). Nesse sentido, estudos de uso do espaço são ideais para se compreender a estrutura das comunidades, em especial nas áreas de mosaico de áreas preservadas e antropizadas, pois permitem a avaliação do impacto da ação antrópica sobre a fauna local.

São poucos os trabalhos que avaliam o efeito das modificações do habitat na estrutura de comunidades e permeabilidade de matriz de cana-de-açúcar para a maior parte das espécies de mamíferos de pequeno e médio porte no Brasil, esse conhecimento é ainda mais escasso para o Centro de Endemismo de Pernambuco (D'Andrea *et al.* 1999, Gheler-Costa *et al.* 2002, Feliciano *et al.* 2002; Cademartori *et al.* 2004; Pires *et al.* 2005, Umetsu *et al.* 2006, Graipel *et al.* 2006, Umetsu e Pardini 2007, Gheler-Costa *et al.* 2012, Hurst *et al.* 2013, Mendes Pontes *et al.* 2016). Levantar informações de como as modificações do habitat influenciam as comunidades é essencial para proposição de medidas de manejo de áreas em que ocorre este tipo de intervenção na paisagem natural.

À medida que a agricultura se expande e os agroecossistemas se tornam um possível habitat para mamíferos terrestres não voadores (Heroldová *et al.* 2007, Bonecker *et al.* 2009, Prevedello e Vieira 2010), algumas das respostas ao uso desses novos habitats podem ser um aumento no valor de conservação de algumas regiões, uma vez que, sendo os roedores e marsupiais o alimento de

muitos predadores, eles podem suportar cadeias tróficas simples, auxiliando na manutenção de uma diversidade local/regional relativamente alta (Verdade *et al.* 2011).

Por outro lado, o efeito negativo dos agroecossistemas sobre os mamíferos terrestres é que pode aumentar o risco de transmissão de doenças, já que podem funcionar como reservatórios de patógenos (Yeo *et al.* 2005). Finalmente, a forte heterogeneidade temporal em termos de acúmulo de biomassa, que algumas destas plantações apresentam por terem um rápido ciclo de crescimento de corte-replanteio, afeta os processos e, em última instância, modifica padrões de biodiversidade (Martin *et al.* 2012).

Diante do contexto exposto, testamos as hipóteses relacionadas aos pequenos mamíferos de que a abundância e riqueza das espécies é influenciada: (1) pelo uso do habitat (fragmento florestal e cana-de-açúcar), com a maior riqueza e abundância de espécies nos fragmentos florestais que na cana-de-açúcar, (2) pelo tamanho e conectividade dos fragmentos florestais, apresentando uma relação diretamente proporcional dos parâmetros de riqueza de espécies e abundância dos indivíduos com o tamanho e conectividade dos fragmentos, (3) pelo efeito da borda dos habitats, pelo qual quanto maior for a distância da borda, maior a abundância e riqueza das espécies e, por fim, (4) pela permeabilidade da matriz, pela qual a cana-de-açúcar é mais permeável para as espécies de pequenos mamíferos generalistas e especialistas de área aberta e menos permeável para as espécies de pequenos mamíferos especialistas de floresta.

Dessa forma, o objetivo desse capítulo foi avaliar o efeito da matriz de cana-de-açúcar nos remanescentes de Mata Atlântica, analisando o tamanho dos fragmentos e a permeabilidade e conectividade da paisagem nas comunidades de mamíferos terrestres não-voadores. Especificamente, estimamos a riqueza e abundância dos mamíferos em fragmentos florestais e na cana-de-açúcar, elaboramos um mapa de uso do solo e estimamos a permeabilidade da matriz para cada espécie e cada categoria de uso do solo. Adicionalmente, identificamos fragmentos de maior importância para a conectividade funcional da paisagem, separadamente, para os mamíferos de pequeno e médio porte.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

Realizamos as atividades de campo em seis áreas de mosaico de remanescentes de Mata Atlântica na Paraíba, sendo que a amostragem dos pequenos mamíferos ocorreu em três destes (Figura 1, Tabela 1). Todos os fragmentos são caracterizados como floresta estacional semidecidual com manchas de savana, conhecidas localmente por “tabuleiros” e são rodeados por monocultura de cana-de-açúcar. De acordo com o sistema de classificação de Koppen, o clima da região é do tipo As - tropical com verão seco, com médias térmicas que variam entre 23,7°C a 27,2°C (Alvares *et al.* 2013).

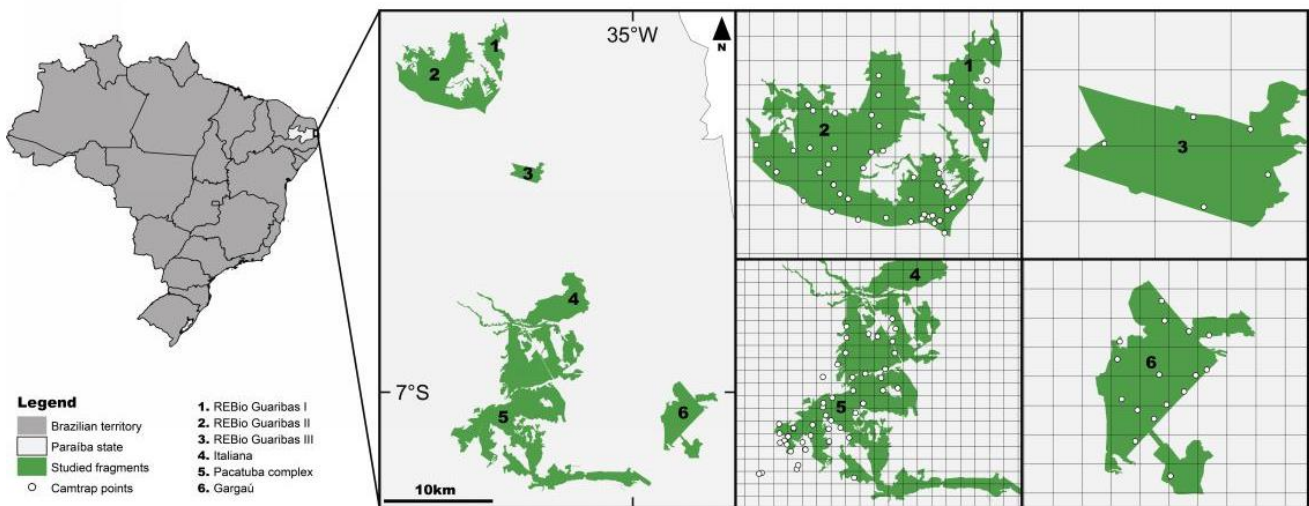
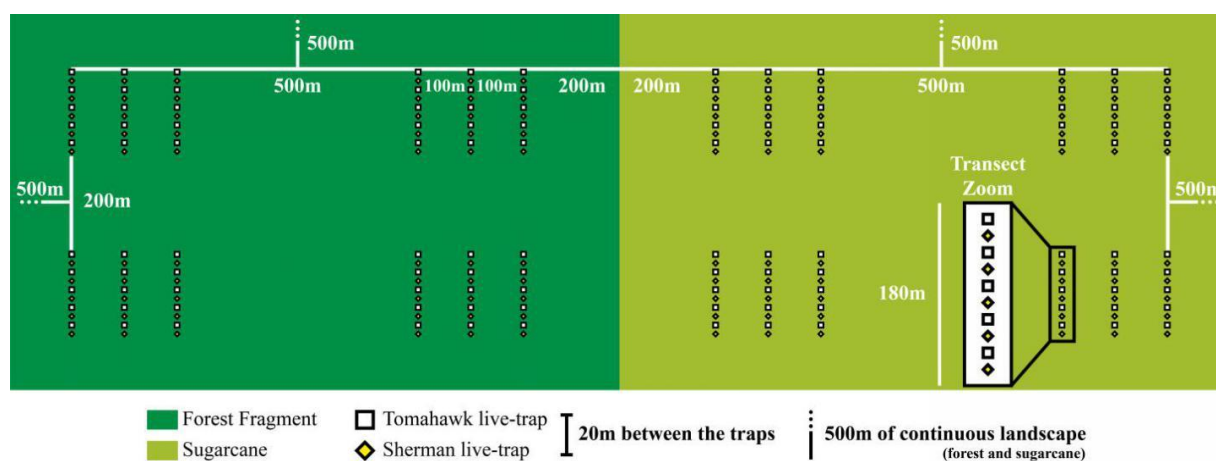


Figura 1. Localização dos fragmentos florestais amostrados para mamíferos terrestres na Mata Atlântica, Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. A amostragem dos pequenos mamíferos ocorreu nos fragmentos 2, 5 e 6 e a de médios ocorreu em todos os fragmentos. Os fragmentos 4 e 5 são separados por uma rodovia. As linhas indicam as grades são de 1km² para monitoramento de mamíferos de médio porte, e os pontos brancos indicam as estações de armadilhamento fotográfico.

AMOSTRAGEM DOS PEQUENOS MAMÍFEROS

A amostragem ocorreu nos anos de 2016 e 2017 em oito campanhas de sete noites de armadilhamento em cada localidade, totalizando 168 dias de amostragem. Entre cada expedição houve um intervalo de no mínimo 10 dias. Capturamos os animais por meio de armadilhas de contenção viva (*live trap*) (Sherman® - 25x8x9cm e Tomahawk® - 18x18x39cm). Dispusemos as armadilhas em uma grade composta por 12 transectos em cada habitat, fragmento florestal (Ff) e cana-de-açúcar (Cc), cada um deles com cerca de 200m de comprimento e 10 pontos de

armadilhamento, distantes 20m entre si e dispostos alternadamente (uma Sherman® e uma Tomahawk®) (Figura 2). A distância máxima da borda para o interior foi de 1.100m, tanto nos fragmentos florestais quanto na matriz de cana-de-açúcar. No fragmento florestal, instalamos duas armadilhas adicionais no estrato arbóreo a cerca de três metros do chão (sub-bosque), uma de cada modelo, a fim de capturar espécies arborícolas. No total, em cada localidade, distribuímos 264 armadilhas, 144 armadilhas no fragmento florestal e 120 na monocultura de cana-de-açúcar. Reiscamos as *live traps* diariamente com isca mista, uma mistura de sardinha, aveia, banana e



farinha de amendoim.

Figura 2. Esquema de armadilhamento para captura de pequenos mamíferos realizado nos fragmentos florestais na Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil.

Cada indivíduo capturado foi anestesiado, pesado, identificado com brincos individuais metálicos numerados (~7mm), aferido o sexo, tamanho, condição reprodutiva e faixa etária (baseada na fórmula dentária), além do registro da posição da armadilha no espaço. Em cada primeira amostragem por campanha todos os indivíduos capturados já marcados eram novamente aferidos (tamanho, peso, condição reprodutiva, faixa etária e posição da armadilha). Nas capturas seguintes, apenas a posição da armadilha era registrada.

Depositamos indivíduos testemunho de cada espécie na coleção de mamíferos da Universidade Federal da Paraíba. A classificação taxonômica e nomenclatura empregadas seguiram Patton *et al.* (2015). A captura e coleta dos marsupiais foi licenciada pelo Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade-SISBIO/ICMBio (número: 43641-1), bem como pelo Comitê de Ética em uso de animais da UFPB (número: 130/2015) e os procedimentos de captura e manipulação dos animais seguiram as recomendações do guia de captura e manejo aprovado pelo Comitê da Sociedade Americana de Cuidado e Uso Animal de Mamíferos (Sikes *et al.* 2016).

Tabela 1. Descrição dos remanescentes florestais amostrados, incluindo coordenadas geográficas, tamanho do fragmento e características dos habitats na Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. O asterisco representa os fragmentos em que houve amostragem dos pequenos mamíferos.

Localidade	Coordenadas	Tamanho (ha)	Características
Rebio Guaribas I	6°39'47" S 35°08'00" O	674	Floristicamente é uma grande área de savana, apresentando um declive de infiltração sobre um lençol freático e dominado por <i>Lagenocarpus rigidus</i> , conhecida localmente como "Capim Azul" (Barbosa <i>et al.</i> 2011). Integra uma unidade de proteção integral e tem precipitação média anual de 1.413mm (Alvares <i>et al.</i> 2013)
Rebio Guaribas II*	6°40'40" S 35°12'47" O	3.016	Estruturalmente predomina uma vegetação arbórea que pode apresentar um dossel em torno de 15-18m e árvores emergentes com cerca de 20m. Também faz parte da unidade de proteção integral com a mesma precipitação da Rebio Guaribas I, uma vez que estão inseridas no mesmo município.
Rebio Guaribas III	6°47'32" S 35°45'02" O	339	Junto à Rebio Guaribas I e II, também integra uma unidade de proteção integral. Floristicamente é semelhante a Rebio II, podendo apresentar árvores mais altas (MMA/IBAMA 2003). Possui precipitação média anual de 1.559 mm (Alvares <i>et al.</i> 2013).
Complexo Pacatuba*	6°56'35" S 34°59'8" O	6.996,25	Possui uma floresta contínua e secundária com diferentes estágios sucessionais. Uma grande parte da floresta possui árvores altas, algumas emergentes chegam a 35m de altura e 4m de circunferência, com epífitas abundantes. Neste fragmento existem três correntes permanentes que o irrigam (Souza 2005). A precipitação média anual é de 1.193mm (Alvares <i>et al.</i> 2013).
Gargaú*	6°59'29" S 34°56'44" O	1.846	Coberta com floresta em diferentes estágios sucessivos entremeada por áreas alagadas e abertas, com árvores que podem chegar entre 12 e 15m de altura (Fialho e Gonçalves 2008). Possui precipitação média anual de 1.533mm (Alvares <i>et al.</i> 2013).
Italiana	6°53'34" S 35° '6" O	3.068,13	Esse fragmento tem características semelhantes ao Complexo Pacatuba, uma vez que eram conectados até o estabelecimento de uma rodovia que se deu há 10 anos.

AMOSTRAGEM DOS MAMÍFEROS DE MÉDIO PORTE

A coleta de dados ocorreu de janeiro de 2016 a agosto de 2018. Para a amostragem sistemática de mamíferos de médio porte utilizamos 15 armadilhas fotográficas (Bushnell® Trophy Cam™) que foram revezadas nos remanescentes florestais. Para tanto, desenhamos grades regulares de 1km² no GEPATH® (2012) cobrindo toda a área de cada remanescente florestal. Dentro de cada grade foram sorteados pontos aleatoriamente para a instalação de uma armadilha fotográfica. Esse desenho foi estabelecido para os seis fragmentos, independentemente do tamanho da área. Amostramos sete pontos da Rebio Guaribas Sema I, 45 na Rebio Guaribas Sema II com 6 pontos adicionais fora da grade e seis na Rebio Guaribas Sema III. No Complexo Pacatuba foram 21 pontos com 11 pontos adjacentes adicionais. Na Gargaú amostramos 16 pontos e na Italiana três.

Fixamos as armadilhas fotográficas em troncos de árvores numa altura variando entre 30 a 40 cm (Srbek-Araujo e Chiarello 2005) do solo. As armadilhas fotográficas ficaram ativas durante 24 horas no modo vídeo, com um minuto de intervalo entre os vídeos, durante um período de aproximadamente 30 dias cada. Georreferenciamos todas as estações de armadilhamento com receptor GPS (modelo eTrex 10 Garmin®).

Isamos as armadilhas no dia da sua instalação em campo alternadamente com sardinha, Emulsão Scott, e em algumas também foram colocadas iscas de cheiro (lure - Hawbakkers) para felino e raccoon e revisitamos as mesmas após 15 dias para serem reiscadas (Nunes *et al.* 2013, Santos *et al.* 2016) e também para verificação da carga da bateria. Colocamos algumas estações de câmeras em estradas de terra e trilhas abertas para assim aumentar o sucesso de captura de registros de mamíferos carnívoros (Srbek-Araujo e Chiarello 2005, Trolle e Kéry 2005).

Consideramos cada vídeo obtido durante o armadilhamento fotográfico como um registro independente. Porém, quando um indivíduo aparecia na mesma estação em um intervalo menor do que uma hora, consideramos apenas o primeiro registro (Srbek-Araujo e Chiarello 2013).

Identificamos os mamíferos registrados por meio de características morfológicas externas com o apoio de guias de mamíferos (Borges e Tomás 2004, Azevedo e Lemos 2012), e algumas espécies das famílias Dasypodidae e Felidae foram identificados com auxílio de especialistas. Para a classificação taxonômica seguimos Mamíferos do Brasil (Reis *et al.* 2011). O projeto foi licenciado através do Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade – SISBIO/ICMBio (licença nº 43641-4).

ANÁLISES DE DADOS

Estrutura das comunidades

Analizamos a estrutura das comunidades através da riqueza, abundância, diversidade e composição de espécies. Para os pequenos mamíferos, calculamos o esforço amostral multiplicando o número utilizado de armadilhas pelo número de noites em que as armadilhas ficaram ativas. Calculamos o sucesso de captura como porcentagem do número de capturas em relação ao esforço amostral. Semelhantemente, para os mamíferos de médio porte, o esforço de captura foi calculado usando o número de armadilhas multiplicado pelo número de dias em que as armadilhas ficaram ativas em campo, e o sucesso de captura de cada armadilha foi calculado como porcentagem do número de registros em relação ao esforço amostral.

Para estimar a abundância de registros de mamíferos de médio porte utilizamos o número de registros independentes obtidos por câmera. Para a frequência de ocorrência de espécies utilizamos a soma do número de registros obtidos dividido pelo número total de registro de uma determinada área multiplicado por 100.

Classificamos as espécies capturadas em três categorias com base nos requerimentos de habitat - especialistas de floresta, generalistas de habitat e especialistas de área aberta de acordo com Estavillo e colaboradores (2013), que usaram critérios do uso do habitat e distribuição geográfica. Para as espécies que não foram registradas por Estavillo e colaboradores (2013), nós utilizamos os dados publicados da IUCN para cada espécie (IUCN 2019) e também consideramos a relação entre os dois critérios supracitados (Tabela 5).

Métricas de paisagem e permeabilidade da matriz

Inicialmente produzimos um mapa de uso e cobertura do solo por meio de imagens do Catálogo de Imagens de Satélite Rapideye (2012 - 2015) com resolução de 5m, cedidas pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA 2017) com vetorização na escala 1:10 m, datum WGS 1984 (World Geodesic System), UTM 25 Zone South (Universal Transverse Mercator). Para isso utilizamos a classificação supervisionada através do programa ARCGIS 10.1, ao final do processo para conferência, utilizamos o Google Earth. Ao todo, determinamos 14 categorias de paisagem (Tabela 1).

Como métricas de configuração da paisagem definimos a conectividade funcional e o tamanho dos fragmentos. Os tamanhos dos fragmentos (Tf) foram calculados em hectares através do QGIS

(Carrara *et al.* 2015). A conectividade funcional foi mensurada a partir de uma probabilidade definida como a probabilidade de dois animais colocados aleatoriamente dentro da paisagem cair em áreas de habitat interconectado dado um conjunto de manchas de habitat e as conexões entre elas (Saura e Pascual-Hortal 2007). Essa métrica quando obtida pelo modo delta que calcula a conectividade através da remoção de um elemento gráfico local, que pode ser um nó ou um link (neste caso, um fragmento), e tem o valor do cálculo da métrica antes e depois da remoção do elemento gráfico como índice resultante (Urban e Keitt 2001) é considerada a melhor para tomadas de decisão objetivas e práticas em planejamento de conservação de paisagem e análise de mudanças de uso do solo (Saura e Pascual-Hortal 2007). Além disso, ela avalia um nó ou link comparando a distância entre nós e uma distância máxima de dispersão específica do organismo estudado. Se a distância entre dois nós for menor que a distância máxima de dispersão atribuída, os nós são considerados igualmente conectados.

Realizamos o cálculo dessa métrica em diferentes escalas com a Ferramenta de Modelagem de Redes Ecológicas Graphab 2.2 (Foltête *et al.* 2012). Para tanto, geramos os valores de conectividade funcional para cada espécie, onde utilizamos uma distância máxima de dispersão de 200 metros para os pequenos mamíferos - roedores e marsupiais - com exceção da espécie *Didelphis albiventris*, para a qual utilizamos 1.000 metros, e para mamíferos de médio porte foi utilizado uma distância máxima de dispersão de 2.000 metros. Transformamos essas distâncias em distância de custo da resistência para cada categoria de paisagem, considerando uma probabilidade de movimentação de 0,05 numa paisagem heterogênea.

Na perspectiva de paisagem heterogênea, nós caracterizamos cada categoria de uso do solo pela capacidade de facilitar ou impedir os movimentos das espécies. Para tanto, dada a dificuldade em encontrar os custos de resistência para nossas espécies em literatura (Rayfield *et al.* 2010), nós definimos esses valores a partir de uma escala de 1 (menor resistência) a 1.000 (maior resistência) com base no conhecimento ecológico das preferências de habitat da IUCN (2019) e/ou Encyclopedia of Life (Parr *et al.* 2014) (Tabela 2). Optamos pela escala de 1-1.000 conforme a recomendação de Clauzel e colaboradores (2013) que ressaltaram a importância de usar valores altamente contrastantes, principalmente na presença de categorias que funcionam como barreiras.

Especificamente para a “cana-de-açúcar”, nós calculamos a permeabilidade de cada espécie com base em dados de campo para pequenos mamíferos, que obtivemos como uma ponderação da porcentagem do número de indivíduos capturados nessa matriz pelo número total de indivíduos capturados na amostragem completa da localidade (fragmento florestal + cana-de-açúcar adjacente)

A partir dessa porcentagem, definimos quatro categorias de permeabilidade, variando de barreira (totalmente impermeável) a habitat terrestre (permeável) e calculamos os custos de resistência para cada espécie de acordo com a mesma escala de 1-1.000 supracitada (Tabela 3).

Tabela 2. Custos de resistência para conectividade funcional de mamíferos em 14 categorias de paisagem na Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil.

Categoria	Função da categoria	Custo de resistência
Área edificada	Desfavorável	100
Bambuzal	Adequado	15
Campo úmido	Habitat úmido	5
Cana-de-açúcar	Espécie-específico (apêndice S1)	
Corpos d'água	Habitat aquático	10
Estrada pavimentada tipo 1 – local (PB)	Barreira	1000
Estrada pavimentada tipo 2 – com barreira de New Jersey (BR)	Barreira	1000
Fragmento florestal	Habitat terrestre	1
Manguezal	Espécie-específico (apêndice S1)	
Mar	Barreira	1000
Outros plantios	Desfavorável	100
Praia (areia)	Desfavorável	100
Solo exposto	Desfavorável	100
Vegetação aberta	Habitat terrestre	1

Tabela 3. Categorias de permeabilidade (função) da cana-de-açúcar usadas na conectividade funcional, para pequenos mamíferos, baseada na porcentagem de ocorrência na matriz de cana-de-açúcar adjacente aos fragmentos de Mata Atlântica no Centro de Endemismo de Pernambuco - Brasil e, para os mamíferos de médio porte, baseada na literatura (Encyclopedia of life e IUCN - Apêndice S1).

Ocorrência (%)	Função da cana-de-açúcar	Custo de resistência
0-10%	Barreira	1000
11 - 50%	Desfavorável	100
51 - 90%	Adequado	15
91 - 100%	Habitat terrestre	1

Conectividade funcional da paisagem e priorização de fragmentos

Nós estabelecemos grupos de probabilidade de conectividade funcional em razão de algumas espécies possuírem os mesmos custos de resistência às categorias de uso do solo e distâncias máximas de dispersão. A partir disso denominamos de conectividade funcional adaptada (PcF) e geramos seis e quatro agrupamentos de probabilidade de conectividade para mamíferos de pequeno e médio porte, respectivamente (Apêndice S1).

Para estabelecer quais fragmentos eram prioritários para a conectividade geral da paisagem, nós sobreposamos os mapas obtidos por grupo a partir da probabilidade de conectividade funcional adaptada - PcF 1 a 6 (pequenos mamíferos) e PcF 7 a 10 (mamíferos de médio porte) através do algoritmo de união de vetores com posterior soma dos valores das probabilidades de cada fragmento no programa Qgis (QGIS Development Team 2016). Ao final, nós produzimos dois mapas que chamamos de *conectividade funcional adaptada para comunidade*, um para os pequenos mamíferos e outro para mamíferos de médio porte.

Para estabelecer os valores de conectividade funcional especificamente para os fragmentos onde amostramos os pequenos mamíferos e analisar o padrão de riqueza e abundância na paisagem para esta fauna, realizamos uma média dos valores das distâncias de custo de resistência (detalhes do cálculo no tópico acima) para toda a comunidade e, posteriormente, calculamos a probabilidade de conectividade funcional média (PcFm). Adicionalmente, para avaliar este padrão, utilizamos Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMMs) aninhados (localidade: modulo: trilha) para examinar os efeitos das métricas relacionadas aos fragmentos sobre a riqueza e abundância. Usamos como covariáveis: tipo de habitat (fragmento florestal e cana-de-açúcar), distância da borda, conectividade funcional média e tamanho dos fragmentos. Fixamos 'localidade' como termo aleatório nos nossos modelos. Vale mencionar que comparamos o comportamento da conectividade funcional média (PcFm) com a conectividade funcional adaptada (PcF) e foram equivalentes.

RESULTADOS

Estrutura da comunidade de pequenos mamíferos

Considerando todos os fragmentos e região de cana-de-açúcar adjacentes (paisagem), o esforço amostral foi de 37.632 armadilhas/noite (11.844 - Rebio Guaribas; 13.104 - Complexo Pacatuba; 12.684 - Gargaú). No total, foram realizadas 1.125 capturas (sucesso: 3%) e 552 recapturas (sucesso 1,5%) de 573 indivíduos, representando 16 espécies.

Dentre as espécies registradas, apenas *Didelphis albiventris*, *Marmosa murina* e *M. demerarae* foram comuns a todos os fragmentos. A espécie mais abundante foi *D. albiventris*, seguido de *Mus musculus*, *M. murina* e *M. demerarae*. As espécies mais raras foram *P. blainvillii* com apenas um registro, seguido de *Caluromys philander* e *Galea spixii* com dois registros cada. O fragmento com o maior número de espécies foi o Complexo Pacatuba. Por outro lado, o fragmento que apresentou o maior número de capturas foi a Rebio Guaribas II (Tabela 4). As espécies *Hylaeamys oniscus* e *Thylamys karimii* são classificadas como vulneráveis pela IUCN (2019), sendo que nenhuma das espécies amostradas estão inseridas na Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção (MMA 2018).

Tabela 4. Lista de espécies de pequenos mamíferos, indicando o número de indivíduos capturados e recapturados no fragmento florestal (Ff), bem como seus respectivos requerimentos de habitat em cada fragmento amostrado na Mata Atlântica no Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. Representação dos dados: capturas Ff (recapturas Ff). EF - especialistas de floresta, GH - generalistas de habitat, EA - especialistas de área aberta. Dados marcados com asterisco indicam ocorrência da espécie na cana-de-açúcar adjacente ao fragmento amostrado.

Táxon	Rebio Guaribas II	Complexo Pacatuba	Gargaú	Total	Requerimento de habitat
Ordem Didelphimorphia					
<i>Didelphis albiventris</i> Lund, 1840	*161(269)	*39(30)	*80(147)	280(446)	EA
<i>Marmosa demerarae</i> (O. Thomas, 1905)	15(2)	33(27)	3(7)	51(36)	GH
<i>Marmosa murina</i> Linnaeus, 1758	25(19)	23(12)	*19(15)	67(46)	GH
<i>Monodelphis domestica</i> (Wagner, 1842)		*7		7	EA
<i>Caluromys philander</i> Linnaeus, 1758	1	1		2	EF
<i>Thylamys karimii</i> (Petter, 1968)	*8			8	EA
Ordem Rodentia					
<i>Galea spixii</i> (Wagler, 1831)	1	1		2	EA
<i>Nectomys rattus</i> (Pelzen, 1883)	1	4		5	GH
<i>Cerradomys langguthi</i> Percequillo, Hingst-Zaher & Bonvicino, 2008	3		4(2)	7(2)	EA
<i>Hylaeamys oniscus</i> (Thomas, 1904)			*4(3)	4(3)	EF
<i>Phyllomys blainvillii</i> (Jordan, 1837)	1			1	EF
<i>Thrichomys laurentius</i> Thomas, 1904		10(4)		10(4)	EA
<i>Akodon cursor</i> (Winge, 1887)		13(3)	*4(2)	17(5)	GH
<i>Mus musculus</i> Linnaeus, 1758		*19(4)	*63(2)	82(6)	GH
<i>Necomys lasiurus</i> (Lund, 1840)	1	*4	*7	12	EA
<i>Calomys callosus</i> (Rengger, 1830)		*14(4)	*4	18(4)	EA
Capturas (recapturas)	217(290)	168(84)	188(178)	573(552)	
Riqueza de espécies	10	12	9	16	

Estrutura da comunidade de mamíferos de médio porte

No total, amostramos 124 pontos com um esforço amostral de 4.241 armadilhas/dia por estações dentro e fora da grade. O sucesso de captura foi de 21,57% sendo registradas 17 espécies em todos os fragmentos amostrados, distribuídas em seis ordens e 12 famílias, totalizando 817 registros de mamíferos silvestres, e 98 registros de carnívoros domésticos. (Tabela 5).

O maior sucesso de captura foi na Gargaú, seguido da Rebio Guaribas II e Complexo Pacatuba e o menor sucesso de captura foi na Italiana (Tabela 5). A Rebio Guaribas II e Complexo Pacatuba também apresentaram a maior riqueza de espécies silvestres com 12 e 10 espécies, respectivamente. Estes fragmentos também apresentaram o maior número de registros de espécies silvestres. Já a menor riqueza registrada foi de apenas quatro espécies e ocorreu nos fragmentos Rebio Guaribas I e III (Tabela 5).

O animal doméstico predominantemente foi o cão doméstico, uma vez que o gato doméstico ocorreu apenas em um dos fragmentos, a Rebio Guaribas III. Os fragmentos que tiveram o maior número de registros de cães foram a Rebio Guaribas II e o Complexo Pacatuba e nos fragmentos Italiana e Gargaú não foi registrado nenhum animal doméstico (Tabela 5).

A ordem Rodentia foi a mais representativa com 34% dos registros, seguida por Didelphimorphia (26%), Carnivora e Xenarthra (15 e 14%, respectivamente), Primates (8%) e Lagomorpha (3%). Dentre essas capturas, *Dasyprocta iacki* (n= 311), *Didelphis albiventris* (n= 239) e *Canis familiaris* (n=93) foram as espécies mais abundantes. As espécies *Tamandua tetradactyla*, *Dasyprocta iacki* e *Didelphis albiventris* ocorreram em todos os fragmentos. *Cerdocyon thous* só não foi registrado em um dos fragmentos, na Rebio Guaribas III. As espécies *Coendou prehensilis*, *Alouatta belzebul*, *Procyon cancrivorus*, *Eira barbara*, *Leopardus tigrinus* e *Nasua nasua* ocorreram em apenas um fragmento. As três primeiras no Complexo Pacatuba, *E. barbara* e *L. tigrinus* na Rebio Guaribas II e *N. nasua* no Italiana.

No que se refere ao status de conservação, três das espécies registradas estão incluídas em algum grau de ameaça sendo *A. belzebul* e *L. tigrinus* classificadas como “Vulnerável”, tanto pela Lista Global Vermelha de Espécies Ameaçadas de Extinção (IUCN 2019), quanto pela Lista Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção (MMA 2018) e *Sapajus flavius*, em situação mais crítica sendo classificada como “ criticamente em perigo” globalmente IUCN (2019) e “Em perigo” localmente (MMA 2018).

Tabela 5. Número de registros/frequência de ocorrência e riqueza de mamíferos de médio porte amostrados por armadilhamento fotográfico em seis fragmentos florestais na Mata Atlântica no Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. Status de conservação: global - Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas de Extinção (IUCN 2019), nacional - Lista Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção (MMA 2018).

Táxon	Rebio Guaribas I	Rebio Guaribas II	Rebio Guaribas III	Complexo Pacatuba	Italiana Gargaú	Total	IUCN MMA
ORDEM CARNIVORA							
Família Canidae							
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	3/27	2/0,5		6/3,4	1/6,2 1/0,6	13/1,6	LC LC
Família Felidae							
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)		6/1,4	2/8,7	3/1,7	3/1,8	14/1,7	LC LC
<i>Leopardus tigrinus</i> (Schreber, 1775)		2/0,5				2/0,2	VU VU
Família Mustelidae							
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)		5/1,2				5/0,6	LC LC
Família Procyonidae							
<i>Procyon cancrivorus</i> (G. Cuvier, 1798)				1/0,6		1/0,1	LC LC
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)					4/25	4/0,5	
ORDEM DIDELPHIMORPHIA							
Família Didelphidae							
<i>Didelphis albiventris</i> (Lund, 1840)	3/27,2	128/30,1	3/13	53/30,4	5/31,2 47/28	239/29,2	LC LC
ORDEM PRIMATES							
Família Atelidae							
<i>Alouatta belzebul</i> (Linnaeus, 1766)				1/0,6		1/0,1	VU CR
Família Cebidae							
<i>Sapajus flavius</i> (Schreber, 1774)				26/15	46/27,4	72/8,8	CR EN
ORDEM RODENTIA							
Família Erethizontidae							
<i>Coendou prehensilis</i> (Linnaeus, 1758)				3/1,72		3/0,4	LC LC
Família Dasyproctidae							
<i>Dasyprocta iacki</i> (Feijó e Langguth, 2013)	4/36,3	194/45,6	15/65,2	57/32,7	2/12,5 39/23,2	311/38	DD DD
ORDEM LAGOMORPHA							
Família Leporidae							
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)		23/5,4		5/2,9		28/3,4	LC LC

(continua)

(continuação)

Táxon	Rebio Guaribas I	Rebio Guaribas II	Rebio Guaribas III	Complexo Pacatuba	Italiana	Gargaú	Total	IUCN	MMA
ORDEM XENARTHRA									
Família Dasypodidae									
<i>Cabassous tatouay</i> (Desmarest, 1804)		4/0,9		1/0,6	1/6,2	4/2,4	10/1,2	LC	LC
<i>Dasybus novemcintus</i> (Linnaeus, 1758)		46/10,82		7/4,0	1/6,3	13/7,7	67/8,2	LC	LC
Família Myrmecophagidae									
<i>Tamandua tetradactyla</i> Linnaeus, 1758	1/9	15/3,5	3/13	11/6,3	2/12,5	15/8,9	47/5,7	LC	LC
REGISTROS DOMÉSTICOS									
<i>Canis familiaris</i>	1/100	48/100	4/44,4	40/100			93/94,9		
<i>Felis catus</i>			5/55,5				5/5,1		
Registros silvestres	11	425	23	174	16	168	817		
Registros domésticos	1	48	9	40	0	0	98		
Riqueza de espécies silvestres	4	10	4	12	7	8	15		
Esforço amostral	248	1,585	219	1,414	616	159	4,241		
Sucesso de captura de silvestres	4,4	26,8	10,5	12,3	2,6	105,6	19,3		
Status de Conservação:CR - Criticamente em Perigo, DD - Dados deficientes, EN - Em perigo, LC - Menor preocupação, VU - Vulnerável.									

Permeabilidade da matriz-de-cana-de-açúcar e conectividade funcional da paisagem

Para pequenos mamíferos somamos 153 registros na monocultura de cana-de-açúcar representando nove espécies, sendo 12 registros na Rebio Guaribas II, 88 na Gargaú e 53 no Complexo Pacatuba (Tabelas 4 e 6). Registramos uma distância máxima do fragmento florestal mais próximo que variou entre 70 e 450m, com valores muito inferiores quando comparados com o deslocamento nos fragmentos, indicando que poucas espécies conseguem de fato permear o interior da matriz (Tabela 6, Figura 3).

Interessante destacar que o uso ou não da cana-de-açúcar foi bem marcado. Com base no percentual de ocorrência, dentre as nove espécies, apenas cinco conseguiram permear; destas, quatro eram especialistas de área aberta e uma generalista de habitat. As outras quatro tiveram poucos registros. Levando em consideração o critério do percentual de ocorrência, aliado a dispersão na matriz, consideramos que três espécies de roedores (*C. callosus*, *M. musculus* e *Necromys lasiurus*) e um marsupial (*M. domestica*) foram capazes de permear a cana-de-açúcar (Tabela 6, Figura 3).

O padrão de uso da cana-de-açúcar bem marcado pelos pequenos mamíferos reforça os resultados encontrados para o padrão de riqueza e abundância, que confirmou efeito do tipo de habitat (fragmento florestal e cana-de-açúcar) e efeito de borda, com a variável distância de borda exercendo efeito também sobre a abundância das espécies dessa fauna (Tabela 7). As demais variáveis de paisagem, conectividade funcional média e tamanho do fragmento não apresentaram efeito sobre a riqueza e abundância de pequenos mamíferos (Tabela 7).

Tabela 6. Número de capturas na matriz de cana-de-açúcar/total de capturas (porcentagem de ocorrência) de pequenos mamíferos em áreas de Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. A tabela indica ainda a distância máxima da borda da cana e do fragmento florestal e a função da cana-de-açúcar na conectividade funcional da paisagem para cada espécie.

Espécies	Ocorrência na cana-de-açúcar N/T (%)	Dist. máx. da borda da cana (m)	Dist máx. da borda da floresta (m)	Função da cana-de-açúcar*
Didelphimorphia				
<i>Didelphis albiventris</i>	12/726 (2)	200	1.100	Barreira
<i>Marmosa demerarae</i>	0/87 (0)	-	1.100	Barreira
<i>Marmosa murina</i>	1/113 (1)	300	1.100	Barreira
<i>Monodelphis domestica</i>	7/7 (100)	200	-	Habitat terrestre
<i>Caluromys philander</i>	0 (0)	-	900	Barreira
<i>Thylamys karimii</i>	8/8 (100)	70	-	Habitat terrestre
Rodentia				
<i>Akodon cursor</i>	6/22 (27)	400	1.100	Desfavorável
<i>Calomys callosus</i>	22/22 (100)	450	0	Habitat terrestre
<i>Cerradomys langguthi</i>	0/9 (0)	-	1.100	Barreira
<i>Galea spixii</i>	0/2 (0)	-	1.000	Barreira
<i>Hylaeamys oniscus</i>	1/7 (14)	200	400	Desfavorável
<i>Mus musculus</i>	86/88 (98)	450	300	Habitat terrestre
<i>Necomys lasiurus</i>	10/12 (83)	400	1.000	Adequado
<i>Nectomys rattus</i>	0/5 (0)	-	1.100	Barreira
<i>Phyllomys blainvillii</i>	0/1 (0)	-	1.000	Barreira
<i>Thrichomys laurentius</i>	0/14 (0)	-	400	Barreira

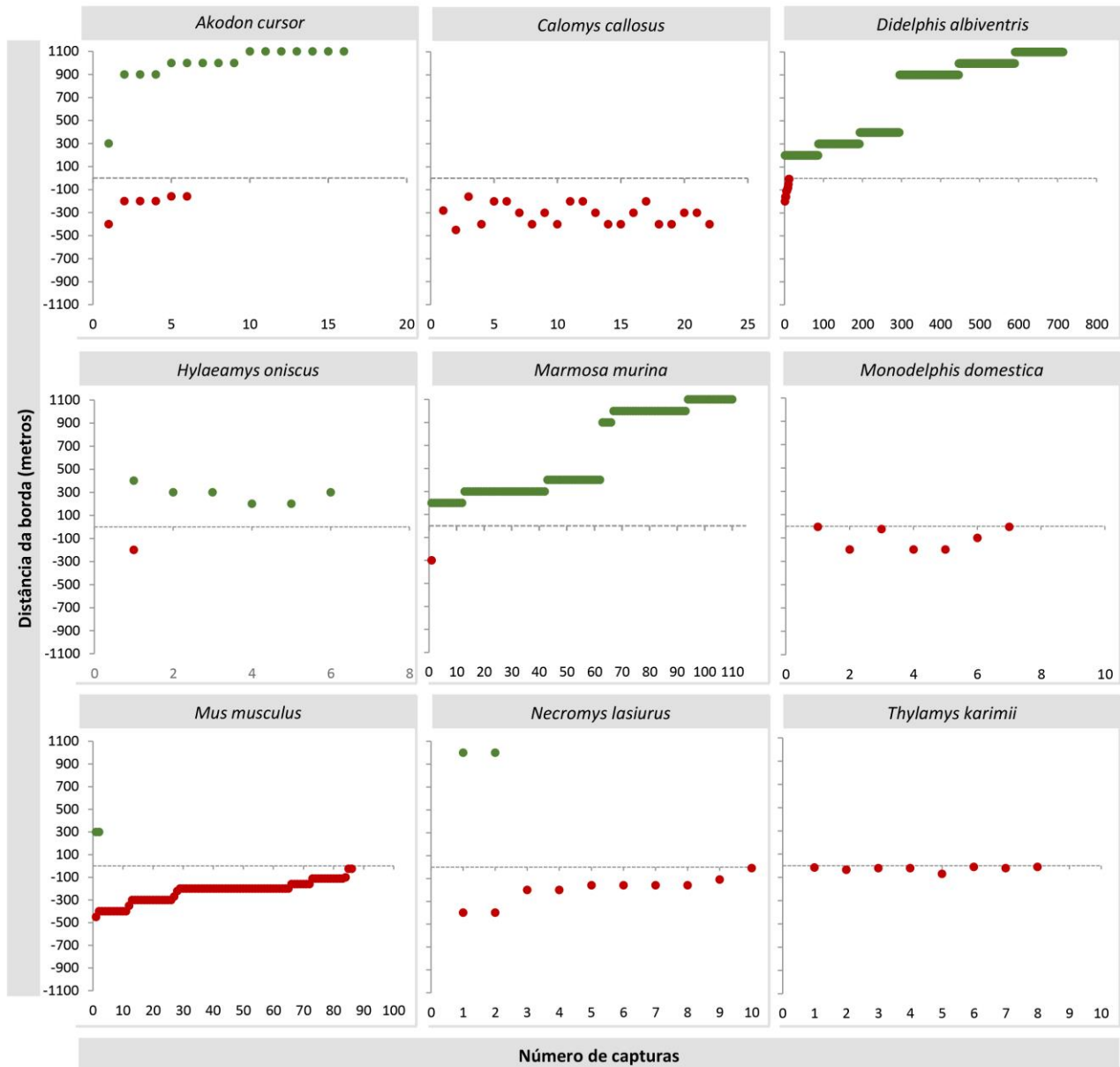


Figura 3. Distribuição dos registros de captura em relação à distância da borda das nove dentre as quatorze espécies de pequenos mamíferos que tiveram ocorrência na cana-de-açúcar adjacente aos fragmentos florestais na Mata Atlântica no Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. Os pontos vermelhos indicam os registros na cana-de-açúcar e os verdes no fragmento florestal.

Tabela 7. Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMMs) que avaliaram a riqueza e abundância da comunidade de pequenos mamíferos em relação as variáveis explicativas considerando as três paisagens amostradas e para ambos os habitats (fragmento florestal e cana-de-açúcar) na Mata Atlântica no Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. Apresentamos as estimativas de coeficientes e seus respectivos valores de erro padrão (EP).

Variável resposta	Variável explicativa	Estimativa (EP)
Riqueza	Habitat (cana-de-açúcar/fragmento florestal)*	0.55 (0.23)
	Conectividade funcional média	14.44 (31.34)
	Tamanho do fragmento	0
	Distância de borda	0
Abundância	Habitat (cana-de-açúcar/fragmento florestal)*	1.35 (0.12)
	Conectividade funcional média	1.21 (17.75)
	Tamanho do fragmento	0
	Distância de borda*	0

*indicam as variáveis significativas ao nível de $p \leq 0,05$.

Dentre as 14 espécies de mamíferos de médio porte registradas, excetuando o *D. albiventris* que foi contemplado no tópico junto à pequenos mamíferos, a matriz de cana-de-açúcar foi considerada permeável apenas para três espécies, *Cerdocyon thous*, *Eira barbara* e *Cabassous tatouay*, que dentre as quatro categorias de permeabilidade (função da cana-de-açúcar) assumimos como adequadas atribuindo um custo de resistência intermediário (15) na escala estabelecida (Apêndice S1). Para todas as demais espécies consideramos a cana-de-açúcar como uma barreira.

Dada a baixa permeabilidade da matriz de cana-de-açúcar tanto para mamíferos de médio porte quanto para pequenos mamíferos, a conectividade funcional da paisagem foi semelhante para ambos os grupos e bastante baixa, com a grande maioria dos fragmentos florestais (acima de 95%) da paisagem apresentando os menores valores de probabilidade de conectividade. De toda a paisagem, para mamíferos de médio porte, apenas cinco fragmentos apresentaram uma conectividade maior que todos os demais, na escala dos pequenos mamíferos foram apenas três fragmentos (Figura 4).

Dos fragmentos que amostramos ambos os grupos, o Complexo Pacatuba apresentou os maiores valores de probabilidade de conectividade (médio porte - 1,633; pequenos porte - 3,54), portanto, sendo considerado o fragmento mais importante para a conectividade geral da paisagem analisada. Para mamíferos de médio porte os dois menores fragmentos apresentaram as menores probabilidades de conectividade, a Rebio Guaribas I (0,0009) e III (0,026). O fragmento Italiana apresentou valor intermediário de probabilidade de conectividade (0,833) e os fragmentos Gargaú

(0,172) e Rebio Guaribas II (0,248) foram considerados com mesmo grau de conectividade, embora para pequenos mamíferos a Rebio Guaribas II (0,43) apresentou maior valor de probabilidade de conectividade em relação a Gargaú (0,26), portanto foi considerado como mais importante sobre a Gargaú (Figura 4). Ainda, os três fragmentos amostrados para os pequenos mamíferos foram posicionados em unidades composicionais distintas e para os mamíferos de médio porte, também foram formadas três unidades composicionais que englobaram todos os seis fragmentos amostrados (Figura 4).

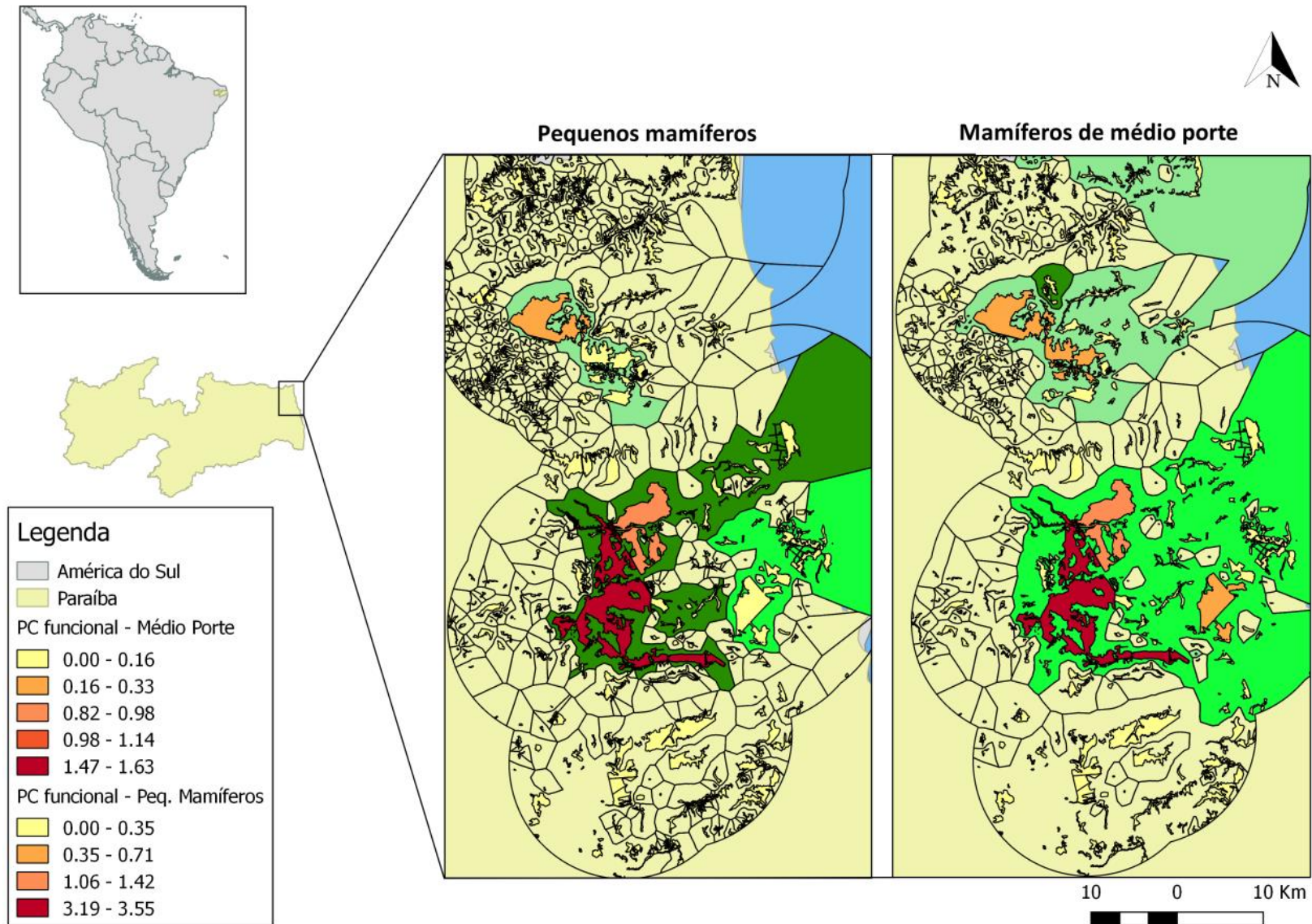


Figura 4. Mapas de conectividade funcional adaptada para a comunidade de mamíferos de pequeno e médio porte, nas escalas de 200 m e 2000m, respectivamente, (*Didelphis albiventris* 1000 m) para a Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil.

DISCUSSÃO

Comunidade de pequenos mamíferos

A Mata Atlântica do Nordeste do Brasil é bastante subamostrada, de modo que recuperamos apenas cinco estudos: um realizado em fragmentos de Pernambuco e Alagoas (Asfora e Pontes 2009), três na Paraíba (Percequillo *et al.* 2007, Feijó *et al.* 2016, Campos *et al.* 2018), sendo os dois primeiros apenas com dados de coleção científica e entrevistas, e outro em Sergipe (Stevens e Husband 1998), ou seja, fora do CEPE. A riqueza de espécies registrada na paisagem (16) estudada é semelhante a reportada nos estudos supracitados, que encontraram uma variação entre oito e 17 espécies (Stevens e Husband 1998, Percequillo *et al.* 2007, Asfora e Ponte 2009, Feijó *et al.* 2016, Campos *et al.* 2018). Semelhante também foi o registro de baixa abundância, com mais de 50% das espécies das comunidades amostradas por *live traps* com apenas entre 1 e 5 indivíduos registrados (Stevens e Husband 1998, Asfora e Pontes 2009, Campos *et al.* 2018).

Por outro lado, se avaliarmos a riqueza por fragmento, no presente estudo (9 - 12 espécies) esta foi superior em relação aos outros 16 fragmentos amostrados em estudos anteriores no Nordeste (3 - 9 espécies) (Stevens e Husband 1998, Asfora e Pontes 2009, Campos *et al.* 2018). Vale ressaltar que os fragmentos que amostramos eram de cerca de 2.000 e 7.000 ha, enquanto que 50% dos fragmentos amostrados por Asfora e Pontes (2009) tem menos de 100 ha e que apenas um deles tem mais de 1.000 ha. Da mesma forma, o fragmento amostrado por Campos *et al.* (2019) tinha cerca de 200 ha e os dois amostrados por Stevens e Husband (1998) não ultrapassaram 500 ha. Essa comparação sugere que tamanho pode ser um preditor da riqueza de pequenos mamíferos, mas não na paisagem. Não obstante, essa relação pode ter um viés do esforço amostral, considerando que no nosso estudo este foi dez vezes superior aos quatro estudos supracitados.

Por outro lado, comparado com a Mata Atlântica sul e sudeste do Brasil, região com menor nível de fragmentação, a riqueza de espécies registrada no presente trabalho e no CEPE de modo geral, é superior a vários estudos que variaram entre cinco e 12 espécies (Fonseca e Robinson 1990, Paglia *et al.* 1995, Talamoni e Dias 1999, Barros-Battesti *et al.* 2000, Gentile *et al.* 2000, Pires *et al.* 2002, Grelle 2003, Vieira e Monteiro-Filho 2003, Castro e Fernandez 2004, Dalmagro e Vieira 2005, Graipel *et al.* 2006, Pardini e Umetsu 2006, Umetsu e Pardini 2007, Bonecker *et al.* 2009, Passamani e Ribeiro 2009, Vieira *et al.* 2009, Lima *et al.* 2010, Melo *et al.* 2011, Gentile *et al.* 2018), com exceção

de duas localidades que apresentaram uma riqueza maior, entre 13 e 19 espécies (Fonseca e Robinson 1990, Bonvicino *et al.* 2002).

A despeito da abundância e composição de espécies, há uma grande variação entre os fragmentos do Sul e Sudeste com os do Nordeste, por exemplo, a espécie *Akodon montensis* é predominante em muitos dos estudos (Graipel *et al.* 2006, Umetsu e Pardini 2007, Lima *et al.* 2010, Melo *et al.* 2011) e *D. albiventris* pouco (Talamoni e Dias 1999). Essa ampla variação tanto na abundância quanto na composição de espécies ao longo do tempo e espaço nos fragmentos pode ser explicada, além da variação esperada no *pool* de espécies, pelas constantes mudanças ambientais causadas pelas atividades antropogênicas que podem favorecer espécies generalistas/oportunistas de acordo com suas preferências e disponibilidade de recursos (Bonecker *et al.* 2009). Apesar das comparações estarem sob restrições de diferenças nos protocolos de amostragem e esforço amostral, o número de indivíduos no CEPE é inferior em relação a estes trabalhos, mesmo considerando o esforço amostral desse estudo que está no conjunto dos maiores já realizados para a Mata Atlântica no Brasil.

Levantamos duas hipóteses para explicar estes resultados: que estamos sofrendo um débito de extinção e/ou que a o CEPE já foi uma região mais diversa e que a fragmentação e perda de habitat possivelmente levou as espécies mais especializadas e vulneráveis a extinção regional. A primeira é apoiada pela baixa abundância das espécies, cinco delas com apenas um registro por fragmento. Isso pode ser explicado pela relação do intervalo de tempo entre fragmentação e extinção (Brooks *et al.* 1999) que podem ainda não ser suficientes para afetar a riqueza de espécies, principalmente a fauna de menor tamanho de corpo, como os roedores (Ripple *et al.* 2017), uma vez que reduções na riqueza de espécies após a fragmentação ocorrem em médio a longo prazo, processo comumente chamado de débito de extinção (Ewers e Didham 2006).

Em relação a segunda hipótese, Feijó e colaboradores (2016) realizaram um levantamento histórico considerando dados de coleção científica e dados de literatura para a Rebio Guaribas, eles detectaram cinco espécies que não foram registradas pelo nosso estudo. O fato isolado de não termos detectado tais espécies não nos fornece base para afirmar que representa extinção regional, apesar do alto esforço amostral. No entanto, avaliar a riqueza dos fragmentos aliado ao histórico de fragmentação e perda de habitat do CEPE e comparar esses elementos a outras regiões na Mata Atlântica nos leva a não descartar essa possibilidade.

Além disso, a baixa quantidade de espécies consideradas especialistas de floresta (3) está relacionada a fragilidade da estrutura da paisagem, pois são espécies que normalmente precisam de

requerimentos de habitat mais restritos a ambientes menos impactados (Buchi e Vuilleumier 2014). Portanto, a predominância de espécies consideradas generalistas de habitat (5) e especialistas de área aberta (8) já era esperada, uma vez que a matriz de cana-de-açúcar é um ambiente aberto e que os fragmentos amostrados têm um histórico de perturbação, beneficiando, portanto, espécies que não dependem de recursos específicos (Pardini *et al.* 2005).

A alta abundância de três espécies de marsupiais nos fragmentos florestais deve estar relacionada a este ser um grupo menos vulnerável a fragmentação e mais favorecido em florestas secundárias devido sua variedade na dieta (Fonseca 1989, Castro e Fernandez 2004, Pardini *et al.* 2005). Apesar disso, a riqueza de espécies de roedores foi superior a de marsupiais, diferente do encontrado por Asfora e Pontes (2009) e Stevens e Husband (1998). Este fato pode indicar melhores condições ambientais dos fragmentos estudados comparado aos dos trabalhos anteriormente citados, embora essa riqueza tenha sido predominante de espécies de generalistas de habitat, que ocorrem em áreas abertas, secas e/ou florestas perturbadas.

Comunidade de mamíferos de médio porte

O *pool* de espécies para o Centro de Endemismo de Pernambuco é de 28 espécies (Garbino *et al.* 2018). Destas, registramos 15 espécies no presente estudo. No entanto, consideramos os registros de *A. belzebul*, *S. flavius* e *C. prehensilis* registros ocasionais, que por serem arborícolas não são apropriadamente registradas pelo nosso esquema de armadilhamento fotográfico.

Com isso, algumas espécies apesar de esperadas, avistadas e comuns para a região, dificilmente seriam amostradas, por exemplo, *Bradypus variegatus*, *Guerlinguetus alphonsei*, *Callithrix jacchus* (Percequillo *et al.* 2007, Silva e Mendes Pontes 2008, Feijó *et al.* 2016, Mendes Pontes *et al.* 2016, Campos *et al.* 2018). De modo semelhante, a capivara (*Hydrochoeris hydrochaeris*), é vista com frequência nos açudes do entorno dos fragmentos (Anna Carolina Albuquerque, comunicação pessoal), além de registrada por Silva e Mendes Pontes (2008), porém é uma espécie altamente associada a corpos d'água (Escobar e González-Jiménez 1976), os quais não ocorrem no interior da maioria dos fragmentos amostrados e não frequenta áreas florestadas.

Com relação a riqueza de espécies que encontramos por paisagem (12) e por fragmento (9, 10 e 12), registramos uma perda entre 30-40% para a paisagem das espécies esperadas para o CEPE. Ainda, por fragmento, observamos até 75% de perda de espécies. Tais resultados confirmam

as recentes estimativas de defaunação da Mata Atlântica, destacando o Nordeste com os valores mais elevados do bioma (Bogoni *et al.* 2018).

Vale ressaltar que para comparar riqueza e abundância com outros trabalhos do CEPE, de mesmo modo, destes trabalhos consideramos os registros de espécies comparáveis por possuírem hábito terrestre e portanto são possíveis de serem registradas a partir do esquema de armadilhamento fotográfico empregado aqui. Ainda, é importante constar as diferenças entre os métodos e esforço amostral empregados entre a nossa amostragem e demais estudos realizados no CEPE, estes usaram como principais métodos o transecto linear, entrevistas e encontros ocasionais (Silva e Mendes Pontes 2008, Mendes Pontes *et al.* 2016, Campos *et al.* 2018).

Poucos trabalhos foram realizados afim de compilar a diversidade de mamíferos silvestres de médio porte no CEPE (Percequillo *et al.* 2007, Silva e Mendes Pontes 2008, Feijó *et al.* 2016, Mendes Pontes *et al.* 2016, Campos *et al.* 2018), sendo que destes, um realizou os registros principalmente por meio de encontros ocasionais e outros dois a partir de dados de coleção científica recuperando uma riqueza que variou de oito, seis e 12 espécies para Campos *et al.* (2016), Percequillo e colaboradores (2007) e Feijó *et al.* (2016), respectivamente. Usando como principal método o transecto linear, Silva e Mendes Pontes (2008) e Mendes Pontes *et al.* (2016) amostraram, nessa ordem, quatro e 21 fragmentos e encontraram uma riqueza variando entre uma e 20 espécies, sendo que em 10 destes fragmentos foram registradas apenas duas espécies. Mesmo para a Mata Atlântica do Nordeste do Brasil, recuperamos apenas seis estudos, os cinco supracitados mais Soares e colaboradores (2013) que encontraram uma riqueza variando entre uma e 13 espécies em quatro fragmentos estudados. Portanto, a riqueza registrada no presente trabalho tanto para a paisagem (12) quanto por fragmento vai ao encontro do registrado para o CEPE e Mata Atlântica do Nordeste do Brasil, corroborando que essa bioregião como um todo está em processo de defaunação (Bogoni *et al.* 2018).

A ausência de algumas espécies como o jaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi*) e o furão (*Galictis cuja*) pode indicar baixa densidade populacional, uma vez que suas presenças na região são confirmadas por raros registros de atropelamento (Pedro Cordeiro-Estrela e Ramon Lima, dados não publicados) dos quais alguns estão depositados na Coleção de Mamíferos da UFPB. Tais espécies Adicionalmente, Silva e Mendes Pontes (2008) e Mendes Pontes *et al.* (2016) também não encontraram o furão, e apenas um destes trabalhos obtiveram apenas um registro de jaguarundi. Esta espécie normalmente apresenta densidades populacionais naturalmente baixas (Emmons e Feer 1997, Mendes Pontes 2004), corroborando a falta de registro da mesma.

Por outro lado, Silva e Mendes Pontes (2008) registraram *N. nasua* como uma das espécies mais abundantes na comunidade, diferentemente do encontrado e esperado nas comunidades aqui amostradas, pois em apenas um dos fragmentos houve um registro com quatro indivíduos no grupo. Esse resultado vai de encontro ao esperado por nós, uma vez que populações de mesopredadores, como o quati, na ausência de predadores de topo, tendem a aumentar em abundância (Saether 1999).

A baixa abundância que registramos do cachorro do mato (*C. thous*) foi outro resultado inesperado, já que as espécies generalistas parecem ser favorecidas pela ausência de predadores e competidores em fragmentos pequenos (Chiarello 1999), pela baixa ou nula pressão de caça para animais relativamente pequenos (Souza e Alves 2014), e pela adaptação para explorar recursos alternativos, como os exsudados vegetais (Aléssio 2004; Aléssio *et al.* 2005). Apesar disso, Silva e Mendes Pontes (2008) e Mendes Pontes *et al.* (2016) também registraram uma baixa abundância dessa espécie e registro em apenas dois dos fragmentos amostrados em cada estudo mais registro em área aberta. Com isso, acreditamos que seja uma espécie muito relacionada a ambientes abertos, ou que mesmo uma espécie bastante generalista está sendo prejudicada pelo cenário atual de fragmentação e perda de habitat ao ponto que sua abundância também está reduzida nessa paisagem.

A maioria dos fragmentos amostrados, com exceção dos de menor tamanho, Rebio Guaribas I e III, apresentaram espécies exclusivas, o que demonstra a complementariedade existente entre os fragmentos, ou seja, eles não funcionam necessariamente como subconjuntos uns dos outros. Um fato que corrobora essa hipótese é que nenhum fragmento abrangeu todas as espécies registradas para a paisagem, isso também foi encontrado em Mendes Pontes *et al.* (2016) e Silva e Mendes Pontes (2008).

Importante mencionar o registro da alta abundância de cães domésticos, que parece estar relacionada a proximidade com adensamentos humanos, visto que a maioria da amostragem ocorreu em fragmentos rodeados por comunidades rurais. Isso já foi sugerido também por outros estudos na Mata Atlântica (Gompper 2014, Paschoal *et al.* 2016), embora para o CEPE esse seja o primeiro a demonstra isso. Dentre os diversos impactos gerados pela presença dos cães domésticos à fauna silvestre, ressaltamos a competição em razão da eficiência dos cães domésticos como predadores, incluindo na sua dieta mamíferos silvestres o que pode contribuir para o declínio de populações silvestres, podendo inclusive causar extinção local (Jiménez 2010, Da Rosa *et al.* 2017, Zapata-Ríos e Branch 2016). Outra questão concernente relacionada a abundância de cães

domésticos são os relatos da ocorrência de zoonoses como leishmaniose, cinomose, riquetsiose, babesiose e raiva nos mesmos, e em pequenos mamíferos em áreas rurais inseridas na Mata Atlântica brasileira do Nordeste (Dantas-Torres 2009, Figueiredo *et al.* 2012). Portanto, a presença dos cães domésticos dentro dos fragmentos aumentam as chances de transmissão de parasitos (Furtado *et al.* 2016), uma vez que os cães funcionam como reservatórios de parasitos e patógenos que podem ser transmitidos tanto para os animais silvestres quanto para a população humana (Curi *et al.* 2016, Lessa *et al.* 2016).

A fauna de mamíferos de médio porte dos fragmentos aqui estudados é simplificada, composta por espécies generalistas e com baixa abundância. Finalmente o padrão de abundância e perda de espécies que registramos é muito semelhante ao encontrado por Silva e Mendes Pontes (2008), Mendes Pontes *et al.* (2016) e Campos *et al.* (2018). As baixas abundâncias das populações, muito provavelmente estão abaixo do mínimo viável necessário para a sobrevivência a longo prazo, como pressumido por Soulé (1980), considerando o longo tempo de adaptação necessário para que se matenha o vigor e persistência de populações que habitam ambientes naturais modificados. Além disso, segundo Silva e Mendes Pontes (2008) esse padrão pode ter relação com o tamanho dos fragmentos do CEPE que são em sua maioria pequenos para manter populações mínimas viáveis.

Outros trabalhos já mostraram que cenários de fragmentação e perda de habitat como os do CEPE não são capazes de suportar determinada fauna de mamíferos (Chiarello 1999, Mendes Pontes *et al.* 2006). Isso pode ser resultado da pressão de caça em razão de mamíferos ser um dos grupos mais favoritos entre os caçadores (Souza e Alves 2014), além do fator histórico de uso do solo. Além da problemática do pequeno tamanho dos fragmentos, em razão do tamanho das áreas de vida das espécies, essas espécies necessariamente exploram vários fragmentos, inclusive para satisfazer demandas energéticas (Silva e Mendes Pontes 2008), o que faz que elas precisem utilizar a matriz circundante para deslocar-se entre os fragmentos, tornando-as mais expostas as ameaças como serem abatidas por pessoas e/ou cães domésticos/errantes (Silva e Mendes Pontes 2008).

Permeabilidade da matriz-de-cana-de-açúcar e conectividade funcional da paisagem

As diferenças na composição, riqueza e abundância das espécies de mamíferos terrestres que habitam os diferentes tipos de habitats estão relacionadas, intrinsecamente a distribuição geográfica, e finalmente aos seus hábitos. Observamos neste trabalho que poucas espécies conseguiram permear a matriz de cana-de-açúcar, com uma clara segregação entre espécies associadas a ambientes abertos, florestais e também associadas a populações humanas, como as

espécies introduzidas (Stevens e Husband 1998, Feliciano *et al.* 2002, Pires *et al.* 2002, Pires *et al.* 2005, Umetsu e Pardini 2007, Vieira *et al.* 2009, Estavillo *et al.* 2013, Beca *et al.* 2017). Vale ressaltar que a matriz de cana-de-açúcar é considerada a mais hostil para a maioria das espécies, comparada a outras matrizes agrícolas. Aparentemente, a cana-de-açúcar não serve como recurso alimentar suplementar para a maioria das espécies de mamíferos terrestres e ainda, por esta monocultura formar habitats relativamente abertos em o nível do solo, na maior parte do tempo do seu ciclo, em comparação com pastagens abandonadas ou ocasionalmente usadas, principalmente quando do corte da plantação após a colheita, em que o solo permanecendo nu as plântulas jovens começam a se desenvolver. A exposição dos indivíduos a predação é grande, o que pode acarretar na redução do sucesso de movimentos individuais entre fragmentos e aumentar o isolamento de fragmentos, conclusão semelhante a Vieira *et al.* (2009) em matriz de cultura de vegetais. Importante destacar a ocorrência no fragmento Gargaú de uma espécie de mamífero de médio porte, *Sapajus flavius*, que sabidamente usa a matriz de cana-de-açúcar para alimentação, mas não a transpõe completamente (Carla Soraia Castro, comunicação pessoal). Esse comportamento proporciona o isolamento da espécie neste fragmento e, conseqüentemente, faz com que ela seja encontrada em alta densidade populacional (Prugh *et al.* 2008).

O simples registro de algumas espécies na matriz de cana-de-açúcar não indica necessariamente o uso da mesma com sucesso neste ambiente, tampouco que ela consegue o transpor, sendo importante revisar dados mais finos das ocorrências como taxa de captura, distância das capturas para o fragmento mais próximo, capacidade de movimentação, e sempre que possível, avaliação dos parâmetros populacionais (Pires e Fernandez 1999, Pires *et al.* 2002, Passamani 2003). Aqui, para os pequenos mamíferos, indicamos a partir das altas taxa de captura na matriz aliada a dados de capacidade de dispersão de dada espécie, uma eficiência de determinada espécie ocupar a matriz de cana-de-açúcar, que é considerado um bom parâmetro preditor de vulnerabilidade a fragmentação (Umetsu 2005), uma vez que populações isoladas em pequenos habitats remanescentes podem estar sujeitas a maior risco de extinção (Wilcox e Murphy 1985, Viveiros de Castro e Fernandez 2004).

Os efeitos do habitat e borda (fragmento florestal e matriz) registrados no nosso estudo sobre a riqueza e abundância de espécies dos pequenos mamíferos em matriz não florestal já foram registrados para a Mata Atlântica com matriz de gramíneas exóticas, de vegetais, de plantações de café, eucalipto, capoeira e campo antrópico (Paglia *et al.* 1995, Stevens e Husband 1998, Feliciano *et al.* 2002, Pires *et al.* 2002, Pires *et al.* 2005, Umetsu e Pardini 2007, Vieira *et al.* 2009). Tais efeitos

demonstram como cada espécie percebe a paisagem e de sua capacidade de atravessar ou habitar a matriz, de modo que para algumas espécies a paisagem fragmentada é contínua e para outras são fortes barreiras (Laurance 1991, Fischer e Lindenmayer 2006). Portanto, a tolerância e/ou permeabilidade da matriz em paisagens fragmentadas é determinante sobre fragilidade e limiar de extinção local e regional de espécies. Outros estudos realizados em paisagens neotropicais fragmentadas concordam com essa hipótese (Gascon *et al.* 1999, Castro e Fernandez 2004, Pardini 2004).

Especificamente, o padrão de riqueza e abundância encontrado na monocultura de cana-de-açúcar por fragmento pode estar relacionado ao grau de isolamento dos mesmos, uma vez que a Gargaú, fragmento menos conectado, apresentou a maior riqueza e abundância de espécies na matriz. Adicionalmente, a Rebio Guaribas II, sendo o fragmento mais conectado, apresentou a menor abundância e riqueza de espécies na cana-de-açúcar. Além disso, a cana-de-açúcar, onde foram realizadas as amostragens, adjacente a este último fragmento apresenta muitos enclaves de floresta, diferentemente dos dois outros remanescentes em que as monoculturas são contínuas. Portanto, como explicação desses resultados, a configuração da paisagem da Rebio Guaribas II parece fornecer maior diversidade de ambientes em relação aos demais fragmentos como embasado pela teoria de nicho (Hutchinson 1957), além de favorecer o aumento da conectividade funcional (Taylor *et al.* 1993).

Apesar disso, a conectividade funcional média não exerceu efeito estatisticamente significativo no padrão de riqueza e abundância da comunidade, indo ao encontro dos resultados de Bender e Fahrig (2005), que sugeriram que características dos fragmentos como tamanho e isolamento podem ser pobres preditores de movimentação entre fragmentos quando a matriz da paisagem é heterogênea e quando os organismos respondem a diferentes limites e tipos de cobertura vegetal. Por outro lado, Vieira *et al.* (2009) encontrou um padrão de riqueza relacionado ao grau de isolamento dos fragmentos e tipo de matriz, onde os fragmentos isolados e rodeados pela cultura dos vegetais apresentaram a menor riqueza, embora apenas para os valores mais extremos de riqueza de sua amostragem de 23 fragmentos. Essa variação no entendimento de padrões de diversidade aliado a estrutura e uso da paisagem indica que apenas riqueza de espécies não deve ser utilizado como única medida desses efeitos (Su *et al.* 2004). Ainda, outros tipos de atividades no entorno dos fragmentos, como pastagens, áreas periurbanas, propriedades rurais e outros tipos de atividades econômicas podem exercer efeito nos padrões de diversidade como já mostrado por Olifiers *et al.* (2005) e Vieira *et al.* (2009).

Pires *et al.* (2002) encontrou uma taxa bem superior de movimentação em matriz por marsupiais que por roedores. Nossos dados demonstram que apesar da maioria das espécies que não ocorreram na cana-de-açúcar não necessitarem de requerimentos de habitats muito restritos, não houve movimentação entre os habitats. Esse fato pode estar causando isolamento de populações nos fragmentos e fazendo que eventos de recolonização sejam improváveis de ocorrer, portanto a extinção local se torna uma grande possibilidade (Pires e Fernandez 1999).

Dentre as nove espécies registradas na cana-de-açúcar, consideramos que essa matriz agrícola não é hostil para apenas quatro delas, *Monodelphis domestica*, *Mus musculus*, *Calomys callosus* e *Necomys lasiurus*, que além de terem sido muito abundantes (acima de 50% de ocorrência), a primeira teve indivíduos capturados a uma distância do fragmento florestal mais próximo de 200 m e as demais entre 400 e 450m, ou seja, distâncias iguais ou superior as capacidade de deslocamento máximo para os pequenos mamíferos (exceto *Didelphis albiventris*) estabelecido aqui (200 m). A combinação desses fatores denota que tais espécies são residentes na matriz de cana-de-açúcar e tem esse ambiente como um 'habitat'. Resultado esperado, uma vez que são espécies que habitam tipicamente ambientes abertos e secos com alto grau de distúrbio antrópico (Estavillo *et al.* 2013). Essa alta ocorrência de *M. musculus* e *C. callosus* também já foi registrada em áreas de agricultura e rurais, explicada pela relação desses gêneros com as atividades que ocorrem nesses ambientes (Umetsu e Pardini 2007).

A espécie *Akodon cursor*, teve uma porcentagem de ocorrência baixa (27%) que corresponde a apenas 6 capturas comparada a outros estudos (Pires *et al.* 2002, Umetsu e Pardini 2007), embora a uma distância de 400 m do fragmento florestal mais próximo, ou seja, um pouco acima da sua capacidade de deslocamento registrado em matriz não florestal, que é de 335m (Pires *et al.* 2002).

Com relação as demais espécies que ocorreram na cana-de-açúcar, duas delas, *Monodelphis domestica* e *Thylamys karimii* apesar de apresentarem 100% de ocorrência, tiveram poucos indivíduos registrados, 7 e 8, respectivamente. Além disso, os mais distantes destes registros em relação ao fragmento florestal mais correspondem a uma distância igual ou inferior a capacidade de deslocamento máximo que estabelecemos para estas espécies. Dessa maneira, concluímos que essas espécies que também estão relacionadas a ambientes abertos e secos (Estavillo *et al.* 2013), mas não são residentes na matriz de cana-de-açúcar e tem esse ambiente como um 'semi-habitat'.

As espécies *D. albiventris*, *Marmosa murina* e *Hylaeamys oniscus* apresentaram as menores abundâncias na matriz de cana-de-açúcar, ocorrendo apenas entre 1 e 14 % com poucos indivíduos capturados. *M. murina* e *H. oniscus* apenas um indivíduo, podendo ser considerado uma captura

ocasional. Além disso, as maiores distâncias dos registros até o fragmento mais próximo é menor que a capacidade de deslocamento máximo das espécies, com exceção de *M. murina* que excedeu o máximo esperado de 200 m, pois o único registro dessa espécie estava a 300 m do fragmento mais próximo. Para estas espécies consideramos a matriz de cana-de-açúcar como hostil, sendo considerada um 'não-habitat' para a dispersão de tais espécies nessa paisagem. Um resultado não esperado, para *D. albiventris*, uma vez que é uma espécie bem adaptada a ambientes antropizados e utiliza bem o solo para se deslocar, além do estrato sub-bosque (Fonseca *et al.* 1982, Martin *et al.* 2009, Carmignotto *et al.* 2014). No entanto, por ser a espécie de maior porte da comunidade pode evitar a matriz em razão da exposição a predadores ser potencialmente maior por ser um ambiente aberto.

Por estas razões, apesar de muitas espécies amostradas nos fragmentos terem registros em outros trabalhos em matriz não-florestal e até mesmo na cana-de-açúcar (como exemplo: Pires *et al.* 2002, Umetsu e Pardini 2007, Mendes Pontes *et al.* 2008, Gheler-Costa *et al.* 2012, Gheler-Costa *et al.* 2013), o uso dessa matriz não parece beneficiá-los como alguns trabalhos acreditam por não registrar extinção regional de espécies (Beca *et al.* 2017). Pois o que observamos é que na escala de paisagem, as perdas na riqueza de espécies de mamíferos terrestres que estão ocorrendo nestes ambientes altamente modificados estão sendo parcialmente compensadas majoritariamente por espécies não-florestais, exóticas ou ambas, uma vez que tendem a ser mais tolerantes ao habitat perturbado e são mais habilidosas em colonizar e persistir em habitats degradados típicos de paisagens agrícolas (Banks-Leite *et al.* 2014). Estas populações são provavelmente geneticamente isoladas, sujeitas ao efeito de sumidouro, imprevisíveis do ponto de vista ecológico e consistem principalmente em espécies "mortas vivas" como discutidas por Chiarello (1999), Mendes Pontes *et al.* (2006) e Woodroffe e Ginsberg (1998).

Apesar de algumas ausências de espécies tanto pequenos mamíferos quanto de mamíferos de médio porte, os fragmentos estudados são considerados os principais e mais importantes para a manutenção da conectividade funcional da paisagem. Tais ausências ocorrem em razão de que, em paisagens fragmentadas, fatores como mortalidade na dispersão e demais aspectos da história de vida das espécies como tamanho do corpo e capacidade de deslocamento influenciam na distribuição dos organismos (Taylor *et al.* 1993, Zollner e Lima 1999a).

O resultado da importância dos fragmentos para a conectividade funcional da paisagem é corroborado pelos dados de riqueza, abundância, ocorrência de espécies raras e mais sensíveis, bem como pela persistência local de espécies exclusivas e em diferentes graus de ameaça. Uma

preocupação relevante à esses fragmentos, especialmente no Complexo Pacatuba e Rebio Guaribas II, pelo grau de importância para a manutenção da conectividade geral da paisagem, é a presença de animais domésticos, que foi registrada em quase todos os fragmentos, com exceção da Italiana e Gargaú, que não teve registros. Na Gargaú essa resposta é provavelmente reflexo do seu alto grau de isolamento e a ausência de habitações humanas próximas, como mencionado no tópico *Comunidades de mamíferos de médio porte*.

Considerando a configuração da paisagem ao redor dos fragmentos com maiores valores de conectividade funcional, Complexo Pacatuba, Italiana, Rebio Guaribas II e Gargaú, sugerimos que a melhor decisão de conservação seja aumentar em tamanho de área os fragmentos, no sentido de diminuir a quantidade de bordas e recortes nos mesmos (Mitchell *et al.* 2018). Essa deve ser a melhor estratégia uma vez que adjacente a esses fragmentos apesar de haver muito outros, eles são muito pequenos, o que não favorece a criação de corredores florestais. Outra estratégia complementar e para alguns autores mais eficaz em paisagem como a nossa, é melhorar a qualidade da matriz (Prugh *et al.* 2008), que afirmam ser uma estratégia que pode levar a maiores retornos de conservação do que manipular o tamanho e a configuração dos fragmentos remanescentes de muitas das espécies que persistem após a destruição do habitat. Além disso, a maioria dos fragmentos amostrados são integralmente ou em grande parte Unidades de Conservação protegidos por lei, com exceção do Italiana, que não possui qualquer proteção e Complexo Pacatuba, que possui apenas uma pequena porção protegida em relação ao todo. Realidade diferente para todos os demais fragmentos da região, que não possuem nenhum tipo de proteção legal. Neles são relatadas ocorrências de caça, alta abundância de animais domésticos, corte seletivo e retirada de madeira o que indiretamente pode afetar a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos de fragmentos vizinhos. Mais um motivo para que decisões de conservação do sentido de aumentar área dos melhores fragmentos e melhorar qualidade da matriz serem as decisões de conservação mais indicadas em detrimento da criação de corredores entre os fragmentos mais próximos.

Outros estudos corroboram as nossas sugestões de estratégias, como Fialho e colaboradores (2019) que encontraram que faixas lineares de vegetação possuem o mesmo valor de conservação que fragmentos florestais em uma paisagem severamente fragmentada, com café e pasto ao redor. Sugerindo que esforços mínimos de manter faixas lineares de vegetação nativa próximo das plantações é uma boa decisão de conservação e auxilia fortemente na manutenção da biodiversidade de pequenos mamíferos neste tipo de paisagem. Os pequenos mamíferos têm sido

considerados ideais para a obtenção de tais respostas em nível de paisagem pela facilidade de captura e marcação e tamanho relativamente pequeno das áreas de vida (Barret e Peles 1999, Forero-Medina e Vieira 2007).

Os fragmentos estudados demonstraram-se biologicamente primordiais para a manutenção da conectividade funcional de mamíferos terrestres no Centro de Endemismo de Pernambuco. Embora essa região tenha sofrido graves impactos oriundos da expansão da cana-de-açúcar, resultando na formação de um mosaico vegetacional, alguns fragmentos-chave conseguem manter a conectividade geral da paisagem. Logo, em ampla escala, esses fragmentos estão sendo eficientes na conectividade e manutenção da biodiversidade regional. Contudo, nossos resultados também ressaltam a presença de diferentes impactos locais tais como a presença de espécies domésticas dentro dos fragmentos. Logo, planejamentos que levem em consideração o grau da importância da conectividade, da presença das espécies exclusivas e da fauna ameaçada, em conjunto, sob forma de mosaico, se tornam primordiais. Finalmente, nosso trabalho realizou um diagnóstico do estado atual dos fragmentos, promovendo uma nova dimensão no estudo da biodiversidade regional/local, pois a identificação de áreas-chave na região torna vislumbrável a implementação de ações de gestão bem ajustadas a cada região da Mata Atlântica.

Suporte financeiro

Esse trabalho foi apoiado pela Universidade Federal da Paraíba, Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior - CAPES, com uma bolsa de mestrado (ACFA) e uma de doutorado (MGB), além de uma bolsa PNPd (FLR), Rufford Foundation - Small grant (20950-1), Idea Wild, Programa de Pesquisa para o SUS - Edital 01/2013 - PPSUS/FAPESQ/MS/CNPq, EFP_00008705 e Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio Mata Atlântica) - Rede BioM.A. Inventários: Padrões de diversidade, biogeografia e endemismo de espécies de mamíferos, aves, anfíbios, drosófilas e parasitos na Mata Atlântica (Processo CNPq: 457524/2012-0).

Agradecimentos

Nós somos muito gratos a Vitor Rademaker e Helder Araújo pelo empréstimo das câmeras trap, a Japungu Agroindustrial através do Antônio Campos, Miriri Alimentos e Bioenergia e Reserva Biológica Guaribas por todo o apoio oferecido na logística dos trabalhos de campo. Agradecemos especialmente a todos os vários companheiros de campo que se empenharam e sem os quais esse trabalho não existiria.

REFERÊNCIAS

- Aléssio, F. M. 2004. **Comportamento de *Didelphis albiventris* em um remanescente de mata Atlântica no Nordeste do Brasil**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 39p.
- Aléssio, F. M., Pontes, A. R. M., da Silva, V. S. 2005. Feeding by *Didelphis albiventris* on tree gum in the northeastern Atlantic forest of Brazil. **Mastozoología neotropical**, v. 12, n. 1, p. 53-56.
- Almeida, A. J., Torquetti, C. G., Talamoni, S. A. 2008. Use of space by neotropical marsupial *Didelphis albiventris* (Didelphimorphia: Didelphidae) in an urban forest fragment. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, n. 2, p. 214–219.
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., de Moraes, G., Leonardo, J., Sparovek, G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728.
- Asfora, P. H., Pontes, A. R. M. 2009. The small mammals of the highly impacted North-eastern Atlantic Forest of Brazil, Pernambuco Endemism Center. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 1, p. 0-0.
- Azevedo F. C., Lemos, F. G. 2012. **Rastros e pistas: guia de mamíferos de médio e grande porte do Triângulo Mineiro e sudeste de Goiás**. Uberlândia: Grupo de Mídia Brasil Central. 115p.
- Banks-Leite, C., Pardini, R., Tambosi, L. R., Pearse, W. D., Bueno, A. A., Bruscatin, R. T., Condez, T. H., Dixo, M., Igari, A. T., Martensen, A. C., Metzger, J. P. 2014. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science**, v. 345, n 2014, p. 1041-1045.
- Barbosa, M. R. V., Thomas, W. W., Zárate, E. L., Lima, R. B., Agra, M. F., Lima, I. B., *et al.* 2011. Checklist of the vascular plants of the Guaribas Biological Reserve, Paraiba, Brazil. **Revista Nordestina de Biologia**, v. 20, n. 2, p. 79-106.
- Barret, G. W., Peles, J. D. 1999. **Landscape ecology of small mammals**. Springer, New York.
- Barros-Battesti, D. M., Martins, R., Bertim, C. R., Yoshinari, N. H., Bonoldi, V. L., Leon, E. P., *et al.* 2000. Land fauna composition of small mammals of a fragment of Atlantic Forest in the State of São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 17, n. 1, p. 241-249.
- Beca, G., Vancine, M. H., Carvalho, C. S., Pedrosa, F., Alves, R. S. C., Buscariol, D., *et al.* 2017. High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. **Biological Conservation**, v. 210, p. 352-359.
- Bellard, C., Cassey, P., Blackburn, T. M. 2016. Alien species as a driver of recent extinctions. **Biology letters**, v. 12, n. 2, p. 20150623.

- Bellard, C., Leclerc, C., Leroy, B., Bakkenes, M., Veloz, S., Thuiller, W., Courchamp, F. 2014. Vulnerability of biodiversity hotspots to global change. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 12, p. 1376-1386.
- Bonecker, S. T., Portugal, L. G., Costa-Neto, S. F., Gentile, R. 2009. A long-term study of small mammal populations in a Brazilian agricultural landscape. **Mammalian Biology**, v. 74, n. 6, p. 467-477.
- Bender, D. J., Fahrig, L. 2005. Matrix structure obscures the relationship between interpatch movement and patch size and isolation. **Ecology**, v. 86, p. 1023-1033.
- Bonvicino, C. R., Lindbergh, S. M., Maroja, L. S. 2002. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic Forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, n. 4B, p. 765-774.
- Borges, P. A. L., Tomás, W. M. 2004. **Guia de rastros e outros vestígios de mamíferos do pantanal**. Embrapa Pantanal, Corumbá, 148p.
- Brito, J., Orellana-Vásquez, H., Cadena-Ortiz, H., Vargas, R., Pozo-Zamora, G. M., Curay, J. 2015. Mamíferos pequeños en la dieta de la lechuza *Tyto alba* (Strigiformes: Tytonidae) en dos localidades del occidente de Ecuador, con ampliación distribucional de *Ichthyomys hydrobates* (Rodentia: Cricetidae). **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 55, p. 261- 268.
- Brooks, T. M., Pimm, S. L., Oyugi, J. O. 1999. Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. **Conservation Biology**, v. 13, n. 5, p. 1140-1150.
- Buchi, L., Vuilleumier, S. 2016. Ecological strategies in stable and disturbed environments depend on species specialisation. **Oikos**, v. 125, p. 1408–1420.
- Cáceres, N.C. 2004. Occurrence of *Conepatus chinga* (Molina)(Mammalia, Carnivora, Mustelidae) and other terrestrial mammals in the Serra do Mar, Paraná, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, n. 3, p. 577-579
- Cáceres, N. C., Ghizoni-Jr, I. R., Graipel, M. E. 2002. Diet of two marsupials, *Lutreolina crassicaudata* and *Micoureus demerarae*, in a coastal Atlantic Forest island of Brazil. **Mammalia**, v. 66, n. 3, p. 331-340.
- Cademartori, C. V., Fabián, M. E., Menegheti, J. O. 2004. Variações na abundância de roedores (Rodentia, Sigmodontinae) em duas áreas de floresta ombrófila mista, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 6, n. 2.

- Campos, B. A. T. P., Feijó, A., Brennand, P. G. G., Percequillo, A. R. 2018. Mammals of a restinga forest in Mataraca, Paraíba, northeastern Brazil, and its affinities to restinga areas in Brazil. **Biota Neotropica**, v. 18, n. 1, p. 1-9.
- Canale, G. R., Peres, C. A., Guidorizzi, C. E., Gatto, C. A. F., Kierulff, M. C. M. 2012. Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. **PLoS ONE**, v. 7, n. 8.
- Carmignotto, A. P., Bezerra, A. M. R., Rodrigues, F. H. G. 2014. Nonvolant small mammals from a southwestern area of Brazilian Cerrado: diversity, habitat use, seasonality, and biogeography. **Therya**, v. 5, n. 2, p. 535-558.
- Carrara, E., Arroyo-Rodríguez, V., Vega-Rivera, J. H., Schondube, J. E., de Freitas, S. M., Fahrig, L. 2015. Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. **Biological Conservation**, v. 184, p. 117-126.
- Carvalho T.M. *et al.* 2008. Mamíferos do Parque Estadual do Desengano, Rio de Janeiro, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 4.
- Castro, E. B. V., Fernandez, F. A. 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, v. 119, n. 1, p. 73-80.
- Chiarello, A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 89, n. 1, p. 71-82.
- Clauzel, C., Girardet, X., Foltête, J. C. 2013. Impact assessment of a high-speed railway line on species distribution: Application to the European tree frog (*Hyla arborea*) in Franche-Comté. **Journal of environmental management**, v. 127, p.125-134.
- Curi, N. H. A., Massara, R. L., de Oliveira Paschoal, A. M., Soriano-Araújo, A., Lobato, Z. I. P., Demétrio, G. R., *et al.* 2016. Prevalence and risk factors for viral exposure in rural dogs around protected areas of the Atlantic forest. **BMC Veterinary Research**, v. 12, n. 1, p. 21.
- D'Andrea, P. S., Gentile, R., Cerqueira, R., Grelle, C. E. V., Horta, C., Rey, L. 1999. Ecology of small mammals in a Brazilian rural area. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 16, n. 3, p. 611-620.
- Da Rosa, C. A., de Almeida Curi, N. H., Puertas, F., Passamani, M. 2017. Alien terrestrial mammals in Brazil: current status and management. **Biological Invasions**, v. 19, n. 7, p. 2101-2123.
- Dalmagro, A. D.; Vieira, E. M. 2005. Patterns of habitat utilization of small rodents in an area of Araucaria forest in Southern Brazil. **Austral Ecology**, v. 30, n. 4, p. 353-362.

- Dalmaschio, J., Passamani, M. P. M. 2003. Aspectos da ecologia de *Marmosa murina* (Linnaeus, 1758) (Mammalia, Didelphimorphia), em uma região de Mata Atlântica no estado do Espírito Santo. **Biotemas**, v. 16, n. 2, p. 145-158.
- Dantas-Torres, F. 2009. Ticks on domestic animals in Pernambuco, Northeastern Brazil. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, v. 18, n. 3, p. 22-28.
- Emmons, L. H., Feer, F. 1997. **Neotropical rainforest mammals: a field guide**. The University of Chicago Press, Chicago, IL. 392p.
- Escobar, A., González-Jiménez, E. 1976. Estudio de la competencia alimenticia de los herbívoros mayores del llano inundable con referencial especial al chiquire (*Hydrochoerus hydrochaeris*). **Agronomía Tropical**, v. 26, p. 215–227.
- Estavillo, C., Pardini, R., da Rocha, P. L. B. 2013. Forest loss and the biodiversity threshold: an evaluation considering species habitat requirements and the use of matrix habitats. **PLoS one**, v. 8, n. 12, p. e82369.
- Ewers, R. M.; Didham, R. K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biological reviews**, v. 81, n. 1, p. 117-142.
- Feliciano, B. R., dos Santos Fernandez, F. A., de Freitas, D., Figueiredo, M. D. S. L. 2002. Population dynamics of small rodents in a grassland between fragments of Atlantic Forest in southeastern Brazil. **Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde**, v. 67, n. 5, p. 304-314.
- Fernandez, F. A. S., Pires, A. S. 2006. Perspectivas para a sobrevivência dos marsupiais brasileiros em fragmentos florestais: o que sabemos e o que ainda precisamos aprender. **Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e evolução**. Campo Grande: Editora UFMS, p. 191-201.
- Ferraz, K.M.P.M.B., de Siqueira, M. F., Martin, P. S., Esteves, C. F., do Couto, H. T. Z. 2010. Assessment of *Cerdocyon thous* distribution in an agricultural mosaic, southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 74, n. 3, p. 275–280.
- Fialho, M. Y. G., Cerboncini, R, A. S., Passamani, M. 2019. Linear forest patches and the conservation of small mammals in human-altered landscapes. **Mammalian Biology**, v. 96, p. 87-92.
- Figueiredo, L. A., Paiva-Cavalcanti, M. D., Almeida, E. L., Brandão-Filho, S. P., Dantas-Torres, F. 2012. Clinical and hematological findings in *Leishmania braziliensis*-infected dogs from Pernambuco, Brazil. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, v. 21, n. 4, p. 418-420.
- Fisher, J., Lindenmayer, B. 2006. Beyond fragmentation: the continuum model for fauna research and conservation in human-modified landscapes. **Oikos**, v. 112, n. 2, p. 473-480.

- Fletcher Jr, R.J. 2005. Multiple edge effects and their implications in fragmented landscapes. **Journal of Animal Ecology**, v. 74, n. 2, p. 342-352.
- Foltête, J. C., Clauzel, C., Vuidel, G. 2012. A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. **Environmental Modelling & Software**, v.38, p. 316-327.
- Fonseca, G. A. B., Redford, K. H., Pereira, L. A. 1982. Notes on *Didelphis albiventris* (Lund, 1841) of Central Brazil. **Ciência e Cultura**, v. 34, n. 10, p. 1359-1362.
- Fonseca, G. A. B., Kierulff, M. C. 1989. Biology and natural history of Brazilian Atlantic Forest small mammals. **Bulletin of Florida State Museum Biological Sciences**, p. 34, v. 3, p. 99-152.
- Fonseca, G. A.; Robinson, J. G. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. **Biological conservation**, v. 53, n. 4, p. 265-294.
- Forero-Medina, G., Vieira, M. V. 2007. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 4, p. 493-502.
- Fundação SOS Floresta Atlântica/INPE. 2017. **Atlas dos remanescentes florestais da Floresta Atlântica e ecossistemas associados no período de 2015-2016**. Fundação SOS Floresta Atlântica, São Paulo, SP. pp. 69.
- Furtado, M. M., Hayashi, E. M. K., Allendorf, S. D., Coelho, C. J., de Almeida Jácomo, A. T., Megid, J., *et al.* 2016. Exposure of free-ranging wild carnivores and domestic dogs to canine distemper virus and *Parvovirus* in the Cerrado of Central Brazil. **EcoHealth**, v. 13, n. 3, p. 549–557.
- Gascon, C., Lovejoy, T. E., Bierregaard Jr., R. O., Malcolm, J. R., Stoucher, P. C., Vasconcelos, H., Laurance, W. F., Zimmerman, B., Tocher, M., Borges, S. 1999. Matrix habitat and species persistence in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, v. 91, p. 231- 239.
- Gentile, R., D'Andrea, P. S., Cerqueira, R., Santoro Maroja, L. 2000. Population dynamics and reproduction of marsupials and rodents in a Brazilian rural area: a five-year study. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 35, n. 1, p. 1-9.
- Gentile, R., Cardoso, T. S., Costa-Neto, S. F., Teixeira, B. R., D'Andrea, P. S. 2018. Community structure and population dynamics of small mammals in an urban-sylvatic interface area in Rio de Janeiro, Brazil. **Zoologia**, v. 35, p.1-12.
- Gheler-Costa, C., Verdade, L. M., Almeida, A. D. 2002. Mamíferos não-voadores do campus" Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 19, n. 2, p. 203-214.
- Gheler-Costa, C., Vettorazzi, C. A., Pardini, R., Verdade, L. M. 2012. The distribution and abundance of small mammals in agroecosystems of southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 76, n. 2, p. 185-191.

- Gheler-Costa, C., Sabino-Santos Jr, G., Amorim, L. S., Rosalino, L. M., Figueiredo, L. T. M., Verdade, L. M. 2013. The effect of pre-harvest fire on the small mammal assemblage in sugarcane fields. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 171, p. 85-89.
- Gompper, M. E. 2014. Free-Ranging dogs and wildlife conservation. *Climate Change 2013 - The Physical Science Basis*, v. 1, p. 312.
- Graipel, M. E., Cherem, J. J., Monteiro-Filho, E. L., Glock, L. 2006. Dinâmica populacional de marsupiais e roedores no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, sul do Brasil. **Mastozoología neotropical**, v. 13, n. 1.
- Grelle, C.E.V. 2003. Forest structure and vertical stratification of small mammals in a secondary Atlantic forest, southeastern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 38, n. 2, p. 81-85.
- Heroldová, M., Bryja, J., Zejda, J., Tkadlec, E. 2007. Structure and diversity of small mammal communities in agriculture landscape. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 120, n. 2-4, p. 206-210.
- Hutchinson, G. E. 1957. Concluding remarks. **Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology**, n. 22, p. 415-427.
- Hurst, Z. M., McCleery, R. A., Collier, B. A., Fletcher Jr, R. J., Silvy, N. J., Taylor, P. J., Monadjem, A. 2013. Dynamic edge effects in small mammal communities across a conservation-agricultural interface in Swaziland. **PLoS One**, v. 8, n. 9, e74520.
- IUCN 2019. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2019-1. <http://www.iucnredlist.org>. Downloaded on 21 March 2019.
- Jiménez, C. F. 2010. Camera trap survey of medium and large mammals in a montane rainforest of northern Peru. **Revista peruana de Biología**, v. 17, n. 2, p. 191-196.
- Lacher Jr, T. E., Slack, R. D., Coburn, L. M., Goldstein, M. I. 1999. The role of agroecosystems in wildlife biodiversity. **Biodiversity in agroecosystems**, p. 147-165.
- Laurance, W. F. 1991. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rainforest mammals. **Conservation Biology**, v. 5, n. 1, p. 79-89.
- Laurance, W. F., Williamson, G. B. 2001. Positive feedbacks among forest fragmentation, drought, and climate change in the Amazon. **Conservation Biology**, v. 15, n. 6, p. 1529-1535.
- Lessa, I., Guimarães, T. C. S., de Godoy Bergallo, H., Cunha, A., Vieira, E. M. 2016. Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals? **Natureza e Conservação**, v. 14, n. 2, p. 46-56.

- Lima, D. O., Bethania, O. A., Vagner, L. C., Cáceres, N. C. 2010. Small mammal community structure and microhabitat use in the austral boundary of the Atlantic Forest, Brazil. **Zoologia**, v. 27, p. 99-105.
- Magioli, M., Ribeiro, M. C., Ferraz, K. M. P. M. B., Rodrigues, M. G. 2015. Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. **Animal Conservation**, v. 18, n. 6, p. 499–511.
- Martin, P. S., Gheler-Costa, C., Verdade, LM. 2009. Microestruturas de pêlos de pequenos mamíferos não-voadores: chave para identificação de espécies de agroecossistemas do estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 1, p. 233-241.
- Martin, P. S.; Gheler-Costa, C.; Lopes, P. C.; Rosalino, L. M., Verdade, L. M. 2012. Terrestrial non-volant small mammals in agro-silvicultural landscapes of Southeastern Brazil. **Forestry Ecology and Management**, v. 282, p. 185-195.
- Melo, G., Sponchiado, J., Machado, A., Cáceres, N. 2011. Small-mammal community structure in a South American deciduous Atlantic Forest. **Community Ecology**, v. 12, n. 1, p. 58-66.
- Mendes Pontes, A. 2004. Ecology of a community of mammals in a seasonally dry forest in Roraima, Brazilian Amazon. **Mammalian Biology**, v. 69, n. 5, p. 319-336.
- Mendes Pontes, A. R., Beltrão, A. C. M., Normande, I. C., Malta, A. D. J. R., da Silva Júnior, A. P., Santos, A. M. M. 2016. Mass extinction and the disappearance of unknown mammal species: scenario and perspectives of a biodiversity hotspot's hotspot. **PLoS one**, v. 11, n. 5, p. e0150887.
- Mitchell, B. A., Stolton, S., Bezaury-Creel, J., Bingham, H. C., Cumming, T. L., Dudley, N., Fitzsimons, J. A., Malleret-King, D., Redford, K. H., Solano, P. 2018. Guidelines for privately protected areas. **Best Practice Protected Area Guidelines Series No. 29**. Gland, Switzerland: IUCN. 100p.
- Miranda, J. R. 2006. Avaliação da biodiversidade faunística em agroecossistemas de cana-de-açúcar orgânica. **Bioikos**, v. 20, n. 1, p. 15-23.
- Mittermeier, R. A., Da Fonseca, G. A., Rylands, A. B., Brandon, K. 2005. A brief history of biodiversity conservation in Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 601-607.
- MMA/IBAMA. 2003. **Plano de Manejo da Reserva Biológica Guaribas**. p. 1-520.
- MMA/IBAMA. 2017. **Geo Catálogo MMA - Catálogo de Imagens de Satélite Rapideye do Ministério do Meio Ambiente**. <http://geocatalogo.mma.gov.br/>
- MMA/Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2018. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II - Mamíferos**. In: Instituto Chico Mendes de

Conservação da Biodiversidade. (Org.). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Brasília: ICMBio. 622p.

- Nunes, A. V., Scoss, L. M., Prado, M. R., Lessa, G. M. 2013. Survey of large and medium-sized terrestrial mammals in the Serra do Brigadeiro State Park, Minas Gerais, Brazil. **Check List**, v. 9, n. 2, p. 240-254.
- Olifiers, N., Gentile, R., Fizon, J. T. 2005. Relation between small-mammal species composition and anthropic variables in the Brazilian Atlantic Forest. **Brazilian Journal of Biology**, v. 65, n. 3, p. 495-501.
- Paglia, A. P., De Marco Jr, P., Costa, F. M., Pereira, R. F., Lessa, G. 1995. Heterogeneidade estrutural e diversidade de pequenos mamíferos em um fragmento de mata secundária de Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.12, n. 1, p. 67-79.
- Parr, C. S., Wilson, N., Leary, P., Schulz, K. S., Lans, K., Walley, L., Hammock, J. A., Goddard, A. , Rice, J., Studer, M., Holmes, J. T. G., Corrigan, Jr. R. J. 2014. The Encyclopedia of Life v2: Providing Global Access to Knowledge About Life on Earth. *Biodiversity Data Journal*, v. 2, p. 1-28.
- Pardini, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, p. 2567-2586.
- Pardini, R., Umetsu, F. 2006. Pequenos mamíferos não-voadores da Reserva Florestal do Morro Grande-distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 2.
- Pardini, R., de Souza, S. M., Braga-Neto, R., Metzger, J. P. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological conservation**, v. 124, n. 2, p. 253-266.
- Paschoal, A. M. O., Massara, R. L., Bailey, L. L., Kendall, W. L., Doherty, P. F., Hirsch, A., *et al.* 2016. Use of Atlantic Forest protected areas by free-ranging dogs: Estimating abundance and persistence of use. **Ecosphere**, v. 7, n. 10, p. 1–15.
- Passamani, M. 2003. **O Efeito da Fragmentação da Mata Atlântica Serrana sobre a comunidade de Pequenos Mamífero de Santa Teresa, Espírito Santo**. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro. Tese de Doutorado.
- Passamani, M., Ribeiro, D. 2009. Small mammals in a fragment and adjacent matrix in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 2, p. 305-309.
- Patton, J. L., Pardiñas, U. F. J., D'Elía, G. 2015. **Mammals of South America, volume 2: rodents**. University of Chicago Press.

- Percequillo, A. R., Santos, K., Campos, B. A. T. P., Santos, R., Toledo, G., Langguth, A. 2007. Mamíferos de remanescentes florestais urbanos de João Pessoa, Paraíba. **Biologia Geral e Experimental**, v. 7, n. 2, p. 17-31.
- Pinheiro, P. S., Carvalho, F. M., Fernandez, F. A., Nessimian, J. L. 2002. Diet of the marsupial *Micoureus demerarae* in small fragments of Atlantic Forest in southeastern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 37, n. 3, p. 213-218.
- Pires, A. S., Fernandez, F. A. S. 1999. Use of space by the marsupial *Micoureus demerarae* in small Atlantic Forest fragments in South-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 15, n. 3, p. 279-290.
- Pires, A. S., Lira, P. K., Fernandez, F. A., Schittini, G. M., Oliveira, L. C. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, v. 108, n. 2, p. 229-237.
- Pires, A. S., Fernandez, F. A. S., Freitas, D., Feliciano, B.R. 2005. Influence of edge and fire-induced changes on spatial distribution of small mammals in Brazilian Atlantic Forest fragments. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, p. 7-14.
- Prevedello, J. A.; Vieira, M. V. 2010. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 5, p. 1205-1223.
- Prugh, L. R., Hodges, K. E., Sinclair, A. R. E., Brashares, J. S. 2008. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, p. 20770–20775.
- Püttker, T., Pardini, R., Meyer-Lucht, Y., Sommer, S. 2008. Responses of five small mammal species to micro-scale variations in vegetation structure in secondary Atlantic Forest remnants, Brazil. **BMC ecology**, v. 8, n. 1, p. 9.
- QGIS Development Team. 2016. QGIS geographic information system. **Open Source Geospatial Foundation Project**.
- Rayfield, B., Fortin, M. J., Fall, A. 2010. The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values. **Landscape Ecology**, v. 25, n. 4, p. 519-532.
- Reis, N. R.; Peracchi, A. L.; Pedro, W. A.; Lima, I. P. (Eds.). 2011. **Mamíferos do Brasil**. 2. ed. Londrina: N. R. Reis, 2011. 439p.
- Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153.

- Ripple, W. J., Chapron, G., López-Bao, J. V., Durant, S. M., Macdonald, D. W., Lindsey, P. A., *et al.* 2017. Conserving the world's megafauna and biodiversity: The fierce urgency of now. **Bioscience**, v. 67, n. 3, p. 197-200.
- Roda, M., Tabarelli, M. 2007. An opportunity to Pernambuco Endemism Center. **Natureza e Conservação**, v. 3, p. 128-134.
- Saether, B.E. 1999. Conservation biology Top dogs maintain diversity. **Nature**, v. 400, n. 6744, p. 510.
- Santos, K.K.; Pacheco, G.S.M.; Passamani, M. 2016. Medium-sized and large mammals from Quedas do Rio Bonito Ecological Park, Minas Gerais, Brazil. **Check List**, v. 12, n. 1.
- Saura, S.; Pascual-Hortal, L. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. **Landscape and Urban Planning**, v. 83, n. 2-3, p. 91-103.
- Sikes, R. S. 2016 Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. **Journal of mammalogy**, v. 97, n. 3, p. 663-688.
- Silva, A. P., Mendes Pontes, A. R. 2008. The effect of a mega-fragmentation process on large mammal assemblages in the highly-threatened Pernambuco Endemism Centre, north-eastern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 6, p. 1455–1464.
- Silva, J.M.C.; Tabarelli, M. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, v. 404, n. March, p. 72–74.
- Soulé, M. 1980. Thresholds for survival: maintaining fitness and evolutionary potential. **Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective**, 1p. 51-169.
- Souza, J.B.; Alves, R.R.N. 2014. Hunting and wildlife use in an Atlantic Forest remnant of northeastern Brazil. **Tropical Conservation Science**, v. 7, n. 1, p. 145–160.
- Souza, S. P. 2005. **Ecologia e conservação de *Alouatta belzebul belzebul* (Primates, Atelidae) na Paraíba, Brasil**. p. 1-104. Tese de Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Souza, J. B., Alves, R. R. N. 2014. hunting and wildlife use in an atlantic Forest remnant of northeastern Brazil. **Tropical Conservation Science**, v. 7, p. 145-160.
- Sparovek, G., Berndes, G., Klug, I. L. F., Barreto, A. G. O. P. 2010. Brazilian Agriculture and Environmental Legislation: Status and Future Challenges. **Environmental Science & Technology**, v. 44, p. 6046-6053.

- Srbek-Araujo, A.C.; Chiarello, A.G. 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 21, n. 1, p. 121–125.
- Srbek-Araujo, A.C.; Chiarello, A.G. 2013. Influence of camera-trap sampling design on mammal species capture rates and community structures in southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 2, p. 51–62.
- Stevens, S. M., Husband, T. P. 1998. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**, v. 85, n. 1-2, p. 1-8.
- Su, J. C., Debinski, D. M., Jakubauskas, M. E., Kindscher, K. 2004. Beyond species richness: community similarity as a measure of cross-taxon congruence for coarse-filter conservation. **Conservation Biology**, v. 18, p. 167–173.
- Tabarelli, M., Aguiar, A. V., Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Peres, C. A. 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328–2340.
- Tabarelli, M., Melo, M. D. V. C., Lira, O. C. 2006. A Mata Atlântica do nordeste. **Mata Atlântica Uma Rede pela Floresta. Brasília, Rede de Ongs da Mata Atlântica**, p. 149-164.
- Talamoni, S. A., Dias, M. M. 1999. Population and community ecology of small mammals in southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 63, n 2, p. 167-181.
- Taylor, P. D., Fahrig, L. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 68, p. 571–572.
- Trolle, M.; Kéry, M. 2005. Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. **Mammalia**, v. 69, n. 3–4, p. 2–9.
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity–ecosystem service management. **Ecology letters**, v. 8, n. 8, p. 857-874.
- Umetsu F. 2005. **Pequenos mamíferos em um mosaico de habitats remanescentes e antropogênicos: qualidade da matriz e conectividade em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica**. São Paulo: Universidade de São Paulo. Dissertação de Mestrado.
- Umetsu, F.; Pardini, R. 2007. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats—evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. **Landscape Ecology**, v. 22, n. 4, p. 517-530.

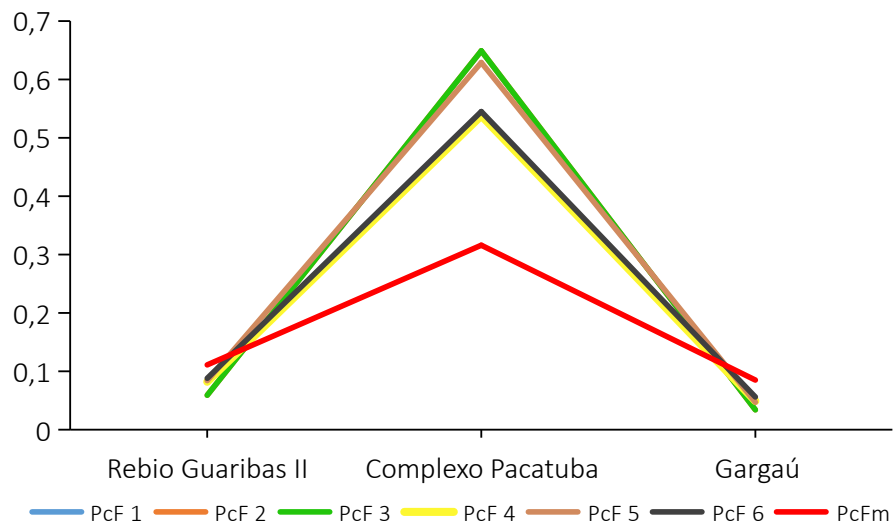
- Umetsu, F., Naxara, L., Pardini, R. 2006. Evaluating the efficiency of pitfall traps for sampling small mammals in the Neotropics. **Journal of Mammalogy**, v. 87, n. 4, p. 757-765.
- Urban, D.; Keitt, T. 2001. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. **Ecology**, v. 82, n. 5, p. 1205-1218.
- Verdade, L. M., Rosalino, L. M., Gheler-Costa, C., Pedroso, N. M., Lyra-Jorge, M. C. 2011. Adaptation of mesocarnivores (Mammalia: Carnivora) to agricultural landscapes of Mediterranean Europe and southeastern Brazil: a trophic perspective. **Middle-Sized Carnivores in Agricultural Landscapes**. Nova Science Publishers, Inc, p.1-38.
- Vieira, E.M.; Monteiro-Filho, E.L. 2003. Vertical stratification of small mammals in the Atlantic rain forest of south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 19, n. 5, p. 501-507.
- Vieira, M. V., Olifiers, N., Delciellos, A. C., Antunes, V. Z., Bernardo, L. R., Grelle, C. E. V., Cerqueira, R. 2019. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1191-1200.
- Viveiros De Castro, E. B., Fernandez, F. A. S. 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic Forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, v. 119, n. 1, p. 73-80.
- Wilcox, B. A., Murphy, D. D. 1985. Conservation strategy: effects of fragmentation on extinction. **American Naturalist**, v. 125, n. 6, p. 879-887.
- Wilson, D. E.; Reeder, D. M. (Ed.). 2005. **Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference**. JHU Press.
- Woodroffe, R., Ginsberg, J. R. 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. **Science**, v. 280, p. 2126–2128.
- Yeo, M., Acosta, N., Llewellyn, M., Sánchez, H., Adamson, S., Miles, G. A., *et al.* 2005. Origins of Chagas disease: Didelphis species are natural hosts of *Trypanosoma cruzi* I and armadillos hosts of *Trypanosoma cruzi* II, including hybrids. **International journal for parasitology**, v. 35, n. 2, p. 225-233.
- Zapata-Ríos, G.; Branch, L.C. 2016. Altered activity patterns and reduced abundance of native mammals in sites with feral dogs in the high Andes. **Biological Conservation**, v. 193, p. 9-16.
- Zollner, P. A., Lima, S. L. 1999. Search strategies for landscape-level interpatch movements. **Ecology**, v. 80, n. 3, p. 1019-1030.

APÊNDICES

Apêndice S1. Conjunto dos custos de resistência espécie-específico para as categorias de paisagem ‘Manguezal’ e ‘Cana-de-açúcar’ definidos a partir da capacidade de tais categorias facilitar ou impedir movimentos das espécies usando o conhecimento ecológico das preferências de habitat da IUCN Red List e/ou Encyclopedia of Life e grupos de probabilidade de conectividade funcional adaptada (PcF) calculados para cada espécie baseado nas mesmas distâncias máximas de dispersão e custos de resistência às categorias de uso do solo por espécie de mamífero de pequeno e médio porte na Mata Atlântica no Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil.

Espécies	Cana-de-açúcar		Manguezal		Grupos de PcF
	Função	Custo de resistência	Função	Custo de resistência	
<i>Marmosa demerarae</i>	Barreira	1000	Adequado	15	PcF 1
<i>Marmosa murina</i>	Barreira	1000	Adequado	15	PcF 1
<i>Monodelphis domestica</i>	Habitat terrestre	1	Adequado	15	PcF 2
<i>Caluromys philander</i>	Barreira	1000	Adequado	15	PcF 1
<i>Thylamys karimii</i>	Habitat terrestre	1	Barreira	1000	PcF 3
<i>Galea spixii</i>	Barreira	1000	Adequado	15	PcF 1
<i>Nectomys rattus</i>	Barreira	1000	Adequado	15	PcF 1
<i>Cerradomys langguth</i>	Barreira	1000	Barreira	1000	PcF 4
<i>Hylaeamys oniscus</i>	Desfavorável	100	Adequado	15	PcF 5
<i>Phyllomys blainvillii</i>	Barreira	1000	Barreira	1000	PcF 4
<i>Thrichomys laurentius</i>	Barreira	1000	Barreira	1000	PcF 4
<i>Akodon cursor</i>	Desfavorável	100	Adequado	15	PcF 5
<i>Mus musculus</i>	Habitat terrestre	1	Barreira	1000	PcF 3
<i>Necromys lasiurus</i>	Barreira	1000	Adequado	15	PcF 1
<i>Calomys callosus</i>	Habitat terrestre	1	Adequado	15	PcF 2
<i>Didelphis albiventris</i>	Barreira	1000	Adequado	15	PcF 6
<i>Cabassous tatouay</i>	Adequado	15	Adequado	15	PcF 7
<i>Cerdocyon thous</i>	Adequado	15	Adequado	15	PcF 7
<i>Dasyprocta iacki</i>	Barreira	1000	Barreira	1000	PcF 8
<i>Dasybus novemcintus</i>	Barreira	1000	Adequado	15	PcF 9
<i>Eira barbara</i>	Adequado	15	Adequado	15	PcF 7
<i>Leopardus pardalis</i>	Barreira	1000	Adequado	15	PcF 9
<i>Leopardus tigrinus</i>	Barreira	1000	Adequado	15	PcF 9
<i>Nasua nasua</i>	Barreira	1000	Adequado	15	PcF 9
<i>Procyon cacrivorous</i>	Barreira	1000	Adequado	15	PcF 9
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Barreira	1000	Adequado	15	PcF 9
<i>Tamandua tetradactyla</i>	Barreira	1000	Adequado	15	PcF 9
<i>Coendou prehensilis</i>	Barreira	1000	Adequado	15	PcF 9
<i>Alouatta belzebul</i>	Barreira	1000	Habitat terrestre	1	PcF 10
<i>Sapajus flavius</i>	Barreira	1000	Habitat terrestre	1	PcF 10

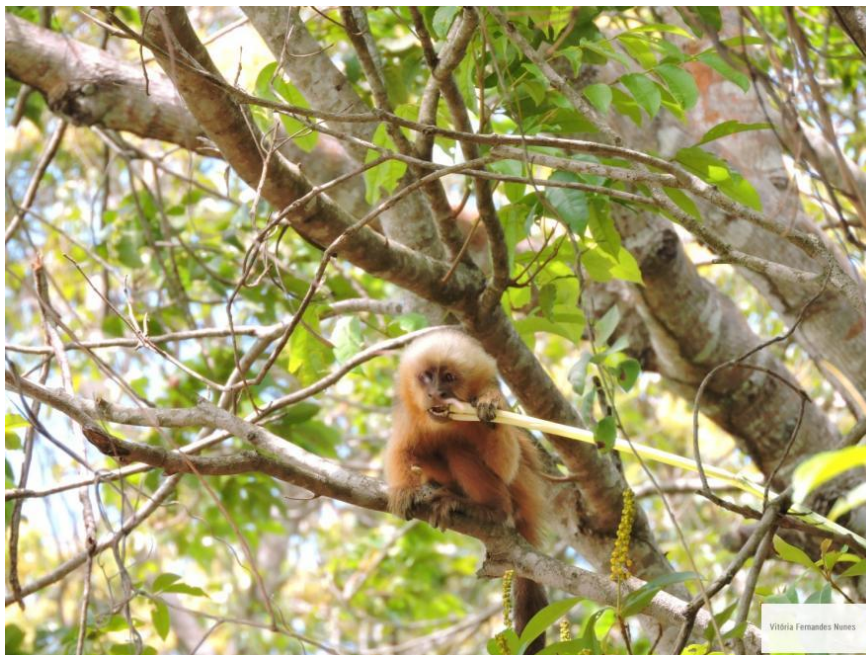
Apêndice S2. Comportamento dos valores de probabilidade de conectividade funcional média (PcFm) gerada através da média das distâncias de custo de resistência e dos valores para cada grupo de probabilidade de conectividade funcional adaptada (PcF) baseada nas mesmas distâncias máximas de dispersão e custos de resistência às categorias de uso do solo por espécie de pequeno mamífero para a Mata Atlântica no Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil.



CAPÍTULO 2

Estimando a riqueza e seus determinantes em comunidades de mamíferos de médio porte através de uma abordagem de ocupação na Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil.

Mayara G. Beltrão, Pedro Cordeiro-Estrela, Anna Carolina F. de Albuquerque, Paulo Henrique Marinho, Ramon Lima Silva e Fabiana Lopes Rocha



Sapajus flavius, uma espécie ameaçada de extinção que ocorre em altas densidades em um dos fragmentos amostrados nesse estudo, que utiliza a borda da cana-de-açúcar para alimentação, mas há evidências que ela consegue permear essa matriz.

Manuscrito a ser submetido para Mastozoologia Neotropical

CAPÍTULO 2

Estimando a riqueza e seus determinantes em comunidades de mamíferos de médio porte através de uma abordagem de ocupação na Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil.

Mayara G. Beltrão^{1,2*}, Pedro Cordeiro-Estrela^{1,2}, Anna Carolina F. de Albuquerque¹, Paulo Henrique Marinho³, Ramon Lima Silva¹, Fabiana Lopes Rocha^{1,2,4}

Laboratório de Mamíferos, Departamento de Sistemática e Ecologia, Centro de Ciências Exatas e da Natureza, CCEN, Universidade Federal da Paraíba, Cidade Universitária s/n, João Pessoa, PB 58051-900, Brasil.

²Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia), Departamento de Sistemática e Ecologia, CCEN, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, PB 58051-900, Brasil.

³Programa de Pós-graduação em Ecologia, Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, NR 59078-970, Brasil

⁴Programa de Pós-graduação em Ecologia e Monitoramento Ambiental, Centro de Ciências Aplicadas e Educação, Universidade Federal da Paraíba, Rio Tinto, PB 58.297-000, Brasil.

Resumo

Em consequência das alterações da paisagem pela ação antrópica, menos de 50% dos mamíferos de médio porte persistem nos remanescentes florestais do Centro de Endemismo de Pernambuco (CEPE), isso desencadeou um provável processo conhecido como defaunação. Compreender como a mastofauna do CEPE responde à parâmetros estruturais nessa paisagem altamente impactada é necessário para a conservação das espécies e manutenção dos processos desempenhados por elas. O objetivo desse estudo foi estimar a riqueza da comunidade de mamíferos silvestres de médio porte do CEPE usando uma abordagem de ocupação e verificar o efeito das variáveis tamanho do fragmento, conectividade estrutural e abundância de cães domésticos, bem como de variáveis intrínsecas das espécies peso corporal e guilda trófica, como determinantes dessa riqueza. Além de estimar a probabilidade de detecção em função do peso corporal, esforço amostral e fragmento. Ainda, determinamos a frequência de ocorrência de cada guilda trófica nos diferentes fragmentos. Para isso nós amostramos os mamíferos de médio porte, incluindo cães domésticos utilizando armadilhas fotográficas em seis fragmentos florestais (Rebio Guaribas I, II e III; Complexo Pacatuba, Italiana e Gargaú) da Mata Atlântica do CEPE entre janeiro de 2016 a agosto de 2018, e complementamos essa lista de espécies a partir de literatura para formar o pool de espécies a ser utilizado na análise. Produzimos um mapa de uso do solo a partir do qual extraímos o tamanho dos fragmentos e analisamos a conectividade estrutural na escala de 2000 m. Utilizamos dados de literatura para obter as informações de peso corporal e guilda trófica. Obtivemos 742 registros independentes de 15 espécies de mamíferos terrestres silvestres, além dos cães e gatos domésticos, com um esforço amostral de 4,241 câmeras-noite distribuídas em 124 pontos amostrais. A Rebio Guaribas II e Complexo Pacatuba apresentaram registros para todas as guildas tróficas, sendo os carnívoros e herbívoros as menos representadas entre todos os fragmentos. O modelo que incluiu para a detecção o peso corporal e a variável fragmento e, para ocupação (proxy de riqueza), as variáveis guildas tróficas, tamanho do fragmento e abundância relativa de cães foram os mais bem ranqueados. Os fragmentos apresentaram uma probabilidade de detecção bastante variável, com as espécies maiores com menores valores de detecção, e por outro lado uma riqueza estimada bastante semelhante entre os remanescentes, com os menores fragmentos apresentando menor riqueza, além da menor quantidade de guildas tróficas. Os resultados de riqueza de espécies para a paisagem indicam uma perda de 30-40% das espécies esperadas de mamíferos de médio porte na região, e por fragmentos as perdas chegam até 75%, o que confirma recentes estimativas de defaunação da Mata Atlântica, com o Nordeste as maiores taxas do bioma. Além da perda de espécies, registramos perda de funcionalidade, evidenciada pela covariável guilda trófica como um dos determinantes que mais pesou no modelo, além da ausência completa de guildas especializadas em alguns fragmentos, como carnívoros e herbívoros, resultando em uma floresta funcionalmente “meio vazia” com severas consequências biológicas em múltiplas escalas pela perda dos serviços ecossistêmicos prestados pelas espécies localmente extintas.

Palavras-chave: modelo de ocupação, probabilidade de detecção, conectividade estrutural, peso corporal, guilda trófica. matriz de cana-de-açúcar.

INTRODUÇÃO

Estima-se em 5.600 o número de espécies de mamíferos descritos mundialmente (Wilson e Reeder 2005). No Brasil ocorrem cerca de 701 espécies, ou 12% da mastofauna mundial (Paglia *et al.* 2012). A Mata Atlântica por sua vez possui cerca de 298 espécies mamíferos, sendo aproximadamente 30% endêmicas desse dessa ecorregião. Destas, 83 espécies são de mamíferos de médio e grande porte (espécies > 1 kg de peso corporal segundo Chiarello 1999) (Paglia *et al.* 2012).

A Mata Atlântica é considerada um hotspot de biodiversidade global (Mittermeier *et al.* 2005). Somando-se todos as áreas florestadas nativas acima de 3 hectares, restam atualmente em torno de 12,5% de remanescentes originais desse ecossistema no Brasil (Fundação SOS Mata Atlântica/INPE 2017). A situação da região biogeográfica do Centro de Endemismo de Pernambuco (CEPE) é mais preocupante. Essa porção é composta por apenas 2% dos remanescentes originais, que são restritos aos topos de morros e imersos em uma matriz de cana-de-açúcar (Mittermeier *et al.* 2005). Existem muitas lacunas de conhecimento sobre a fauna de mamíferos de médio porte do CEPE, um local que abriga espécies endêmicas, e que é considerado um hotspot inserido em um hotspot, ou seja um refúgio da vida silvestre (Carnaval e Moritz 2008, Mendes Pontes *et al.* 2016).

Processos como perda e fragmentação do habitat são causados principalmente pela conversão de áreas florestais em agrícolas e urbanas (Ribeiro *et al.* 2009). Tais processos ocorrem nas áreas de Mata Atlântica e são os que mais atingem diretamente as comunidades de vertebrados (Pardini *et al.* 2010, Magioli *et al.* 2016). No CEPE essa realidade fez com que a região tenha hoje o pior cenário de uso do solo e a menor cobertura florestal do Brasil (Fundação SOS Floresta Atlântica/INPE. 2017). Diante disso, têm como consequência um efeito seletivo sobre as comunidades biológicas, que tendem a eliminar espécies especialistas, fazendo com que aumente a abundância das generalistas (Ferraz *et al.* 2010), levando as comunidades a baixos índices de diversidade e funções ecológicas, e por fim extinções locais (Tabarelli *et al.* 2010, Canale *et al.* 2012, Magioli *et al.* 2015).

Em consequência das alterações da paisagem pela ação antrópica, menos de 50% dos mamíferos de médio e grande porte persistem nos remanescentes florestais do CEPE, isso desencadeou um provável processo conhecido como defaunação, ou seja, o desaparecimento da fauna de vertebrados (Canale *et al.* 2012, Mendes Pontes *et al.* 2016). Isso é preocupante, uma vez que com as alterações causadas nas comunidades biológicas, os serviços ecossistêmicos também são afetados, tendo em vista que a fauna de vertebrados exerce papéis fundamentais nos ecossistemas

(Luck *et al.* 2012), portanto a redução de vertebrados pode resultar em efeitos em cascata em diferentes escalas espaciais e temporais (Bogoni *et al.* 2016).

Os mamíferos de médio porte desempenham funções importantes nos ecossistemas e são essenciais para os processos ecológicos. Eles auxiliam na regeneração da vegetação, devido à dispersão e predação de sementes (Tabarelli e Peres 2002, Terborgh *et al.* 2008), são controladores de população de espécies de presas (Oehler e Litvaitis 1996, Terborgh *et al.* 2001), como também estruturadores das comunidades naturais (Campos e Hernández 2015). Alguns também são considerados espécies guarda-chuva, pois são fundamentais para a existência de outras e, dessa forma, são utilizadas como espécies indicadoras para planejamentos de conservação (Roberge e Angelstam 2004).

Entre os vertebrados, os mamíferos são os que mais sofrem com os processos de perda, fragmentação e degradação dos seus habitats (Pardini *et al.* 2010, Magioli *et al.* 2016). Desta forma, a modificação da paisagem, que no CEPE ocorre em grande parte devido as matrizes de plantações de monocultura de cana-de-açúcar, acaba se tornando um filtro seletivo para a espécies (Fahrig 2003). A caça, perseguição, comércio ilegal e introdução de espécies exóticas são outros fatores que favorecem o desaparecimento das espécies desse grupo de animais (Galetti *et al.* 2009, Canale *et al.* 2012).

Compreender como a mastofauna do CEPE responde aos parâmetros estruturais da paisagem é necessário para a conservação das espécies e manutenção dos processos desempenhados por elas. Neste contexto, características como a alta conectividade entre fragmentos, permeabilidade da matriz circundante e tamanho dos fragmentos (Fonseca *et al.* 2009, Pardini *et al.* 2009) são primordiais para o planejamento de conservação das espécies (Ribeiro *et al.* 2009). Para além da perda de espécies e homogeneização das comunidades resultante das alterações na paisagem, um fator que tem sido mostrado como preponderante na estruturação e composição das comunidades de mamíferos silvestres, é a pressão de carnívoros domésticos (e.g. Lessa *et al.* 2016), como “cão doméstico” *Canis familiaris* e “gato doméstico” *Felis catus*, que exercem papel de predadores, competidores e vetores de doenças para as espécies silvestres (Doherty *et al.* 2017). Portanto, entender a influência de carnívoros domésticos sobre as espécies silvestres é primordial para traçar medidas de mitigação e conservação da fauna nativa e assim preservar as funções ecossistêmicas.

Diversos estudos já mostraram a importância de variáveis ambientais e antropogênicas como fatores que influenciam a distribuição, abundância e riqueza das espécies de mamíferos de médio e grande porte em Mata Atlântica (Chiarello 2000, Canale *et al.* 2012, Bogoni *et al.* 2018), mas para o

CEPE apenas um estudo foi realizado com essa perspectiva (Mendes Pontes *et al.* 2016). Em nosso estudo foi utilizada a modelagem de ocupação com detecção imperfeita (Mackenzie *et al.* 2006) para estimar a riqueza de mamíferos de médio porte em diferentes fragmentos florestais, considerando covariáveis de paisagem como tamanho de fragmento e conectividade estrutural, bem como a abundância de cães domésticos. Foram avaliadas ainda covariáveis funcionais relacionadas com o peso corporal e as guildas tróficas das espécies que já foram relatadas na literatura como sendo preditores de extinção de espécies e funcionalidade em comunidades biológicas (Hutchinson 1957, Tobler *et al.* 2008, Clavel *et al.* 2011, Magioli *et al.* 2015, Ripple *et al.* 2017, Bogoni *et al.* 2018).

Considerando esse contexto, nós hipotetizamos que a riqueza de mamíferos silvestres de médio porte é determinada pelos (1) tamanhos e conectividades dos fragmentos na paisagem, com áreas maiores e mais conectadas apresentando uma maior riqueza de espécies, (2) abundância de cães domésticos, sendo os fragmentos florestais de maior riqueza os que possuem menos registros de cães, além disso, nestes fragmentos, os cães domésticos exercem maior efeito nas guildas dos carnívoros e onívoros, em razão da relação de competição, e por fim, (4) a detecção da comunidade é influenciada pelo peso corporal das espécies, com as espécies de maior porte com maior probabilidade de detecção e pela guilda trófica, sendo os carnívoros os menos registrados em razão da esperada raridade deste grupo nos fragmentos.

A proposta desse capítulo foi estimar a riqueza da comunidade de mamíferos silvestres de médio porte do CEPE usando uma abordagem de ocupação e verificar o efeito das variáveis tamanho do fragmento, conectividade estrutural e abundância de cães domésticos, bem como de variáveis intrínsecas das espécies peso corporal e guilda trófica, como determinantes dessa riqueza. Especificamente, estimamos a probabilidade de detecção em função do peso corporal, esforço amostral e fragmento. Ainda, determinamos a frequência de ocorrência de cada guilda trófica nos diferentes fragmentos.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

Nossa área de estudo compreende seis remanescentes de Mata Atlântica no estado da Paraíba, nordeste do Brasil (Figura 1, Tabela 1). A vegetação de todos os fragmentos é caracterizada como floresta estacional semidecidual com manchas de savana, conhecidas localmente por “tabuleiros”, sendo rodeados por monocultura de cana-de-açúcar. De acordo com o sistema de classificação de Koppen, o clima da região é do tipo As - tropical com verão seco, com médias térmicas que variam entre 23,7°C a 27,2°C e precipitação média anual semelhantes e a maior quantidade de chuvas caindo entre os meses de março a agosto (Alvares *et al.* 2013).

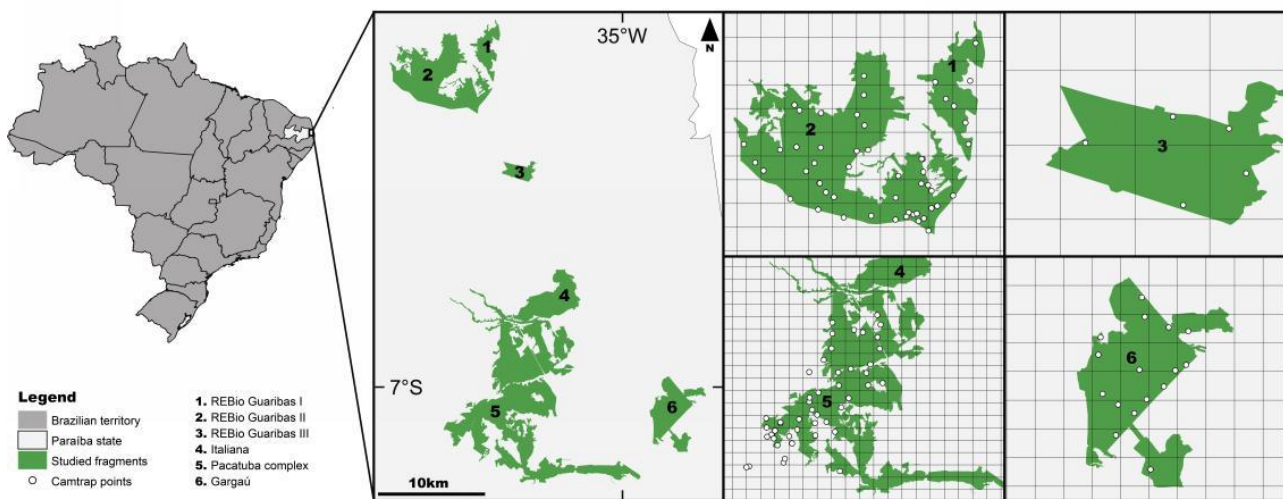


Figura 1. Descrição dos remanescentes florestais amostrados entre janeiro de 2016 a agosto de 2018, incluindo coordenadas geográficas, tamanho do fragmento e características dos habitats e estimativa de conectividade estrutural para mamíferos de médio porte na escala de 2000m na Mata Atlântica, Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil.

Tabela 1. Descrição dos remanescentes florestais amostrados entre janeiro de 2016 a agosto de 2018, incluindo coordenadas geográficas, tamanho do fragmento e características dos habitats e estimativa de conectividade estrutural para mamíferos de médio porte na escala de 2000m na Mata Atlântica, Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil.

Localidade	Coordenadas	Tamanho (ha)	Conectividade estrutural	Características
Complexo Pacatuba	6°56'35" S 34°59'8" O	6.996	0,5720	Possui uma floresta contínua e secundária com diferentes estágios sucessionais. Uma grande parte da floresta, possui árvores altas, algumas emergentes chegam a 35m de altura e 4m de circunferência, com epífitas abundantes. Neste fragmento existe três correntes permanentes que o irrigam (Souza 2005). A precipitação média anual é de 1.193mm (Alvares <i>et al.</i> 2013). Coberta com floresta em diferentes estágios sucessivos entremeada por áreas alagadas e abertas, com árvores que podem chegar entre 12 e 15m de altura (Fialho e Gonçalves 2008). Possui precipitação média anual de 1.533mm (Alvares <i>et al.</i> 2013).
Gargaú	6°59'29" S 34°56'44" O	1.846	0,0071	Esse fragmento tem características semelhantes ao Complexo Pacatuba, uma vez que eram conectados até o estabelecimento de uma rodovia que se deu há 10 anos.
Italiana	6°53'34" S 35° '6" O	3.068	0,2416	Floristicamente é uma grande área de savana, apresentando um declive de infiltração sobre um lençol freático e dominado por <i>Lagenocarpus rigidus</i> , conhecida localmente como "Capim Azul" (Barbosa <i>et al.</i> 2011). Integra uma unidade de proteção integral e tem precipitação média anual de 1.413mm (Alvares <i>et al.</i> 2013)
Rebio Guaribas I	6°39'47" S 35°08'00" O	674	0,0065	
Rebio Guaribas II	6°40'40" S 35°12'47" O	3.016	0,1026	Estruturalmente predomina uma vegetação arbórea que pode apresentar um dossel em torno de 15-18 m e árvores emergentes com cerca de 20 m. Também faz parte da unidade de proteção integral com a mesma precipitação da Rebio Guaribas I, uma vez que estão inseridas no mesmo município. Junto à Rebio Guaribas I e II, também integra uma unidade de proteção integral.
Rebio Guaribas III	6°47'32" S 35°45'02" O	339	0,0088	Floristicamente é semelhante a Rebio II, podendo apresentar árvores mais altas (MMA/IBAMA 2003). Possui precipitação média anual de 1.559mm (Alvares <i>et al.</i> 2013).

AMOSTRAGEM

Os dados foram coletados durante o período de janeiro de 2016 a agosto de 2018. Para a amostragem sistemática de mamíferos de médio porte utilizamos 15 armadilhas fotográficas (Bushnell® Trophy Cam™) que foram revezadas nos remanescentes florestais. Para tanto, desenhamos grades regulares de 1km² no GEPATH® cobrindo toda a área de cada remanescente florestal, independentemente do tamanho da área, nos quais sorteamos pontos para a instalação de uma armadilha fotográfica (estações de armadilhamento). Amostramos sete pontos da Rebio Guaribas Sema I, 45 pontos na Rebio Guaribas Sema II e seis na Rebio Guaribas Sema III, sendo seis fora da grade, nas áreas adjacentes á Rebio Guaribas Sema II. No Complexo Pacatuba foram 21 pontos com 11 pontos adjacentes adicionais. Na Gargaú amostramos 16 pontos e na Italiana foram três pontos.

Fixamos as armadilhas fotográficas em troncos de árvores numa altura variando entre 30 a 40 cm (Srbek-Araujo e Chiarello 2005) do solo. Essas armadilhas funcionam por meio de um sensor de movimento e calor. Assim que um movimento ou fonte de calor é detectada, o sensor ativa a câmera fotográfica que registra uma foto ou vídeo. As armadilhas fotográficas ficaram ativas durante 24 horas no modo vídeo, com um minuto de intervalo entre disparos, durante um período de aproximadamente 30 dias cada. Todas as estações de armadilhamento foram georreferenciados com receptor GPS (modelo eTrex 10 Garmin®).

Isamos as armadilhas no dia da sua instalação em campo com sardinha, Emulsão Scott, e em algumas também colocamos atrativos tipo *lure* (raccon e ocelot- Hawbakers®) e após 15 dias visitamos as armadilhas para serem reiscadas e para verificação da carga da bateria (Nunes *et al.* 2013, Santos *et al.* 2016). Quando possível, dentro das grades, instalamos as estações preferencialmente em estradas de terra e trilhas abertas para assim aumentar o sucesso de captura de registros de mamíferos carnívoros (Srbek-Araujo e Chiarello 2005, Trolle e Kéry 2005). Quando uma mesma espécie apareceu na mesma estação em um intervalo menor do que uma hora, consideramos apenas o primeiro registro como independente (Srbek-Araujo e Chiarello 2013).

Identificamos os mamíferos registrados por meio de características morfológicas externas com o apoio de guias de mamíferos (Borges e Tomás 2004, Azevedo e Lemos 2012), e algumas espécies das famílias Dasypodidae e Felidae identificamos com auxílio de especialistas. Para a classificação taxonômica seguimos Mamíferos do Brasil (Reis *et al.* 2011).

O projeto foi licenciado através do Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade – SISBIO/ICMBio (licença nº 43641-4).

ANÁLISES DE DADOS

Métricas de paisagem

Inicialmente produzimos um mapa de uso e cobertura do solo por meio de imagens do Catálogo de Imagens de Satélite Rapideye (2012 - 2015) com resolução de 5m, cedidas pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA 2017) com vetorização na escala 1:10 m, datum WGS 1984 (World Geodesic System), UTM 25 Zone South (Universal Transverse Mercator). Para isso utilizamos a classificação supervisionada através do programa ARCGIS 10.1, ao final do processo para conferência, utilizamos o software Google Earth.

Os tamanhos dos fragmentos (T_f) foram calculados em hectares através do QGIS (Carrara *et al.* 2015). A conectividade estrutural (P_{ce}) foi mensurada a partir de uma probabilidade definida como a probabilidade de dois animais colocados aleatoriamente dentro da paisagem caírem em áreas de habitat interconectado dado um conjunto de manchas de habitat e as conexões entre elas (Saura e Pascual-Hortal 2007). Realizamos o cálculo dessa métrica na escala de 2000 m com a Ferramenta de Modelagem de Redes Ecológicas Graphab 2.2 (Foltête *et al.* 2012). Definimos os fragmentos florestais como habitat e os demais elementos da paisagem como não habitat. Relacionamos essa distância máxima de dispersão a uma probabilidade de movimento de 0,05 e consideramos a paisagem homogênea, ou seja, com iguais probabilidades de movimentação entre os elementos considerados como habitat.

Modelagem da riqueza baseada na ocupação

Para investigar a comunidade de mamíferos de médio porte, utilizamos 'single-season models' para inferir a probabilidade de riqueza de espécies dos fragmentos florestais a partir de uma abordagem derivada da modelagem que estima a probabilidades de ocupação (ψ) e detecção (p) (Mackenzie *et al.* 2002, 2006). Portanto, a partir daqui a probabilidade de ocupação (ψ) será denominada de probabilidade de riqueza (ψ). Nessa abordagem, considera-se que a detecção é imperfeita, pois a não detecção de um indivíduo no histórico não reflete necessariamente uma ausência ($p < 1$) (MacKenzie *et al.* 2002). Esse modelo pode ser utilizado numa abordagem de estimativa de probabilidade de riqueza de espécies e outros parâmetros de comunidade baseado em indicadores de ocorrência espécie-específica e a partir de um pool de espécies regionais (Mackenzie *et al.* 2006, Cove *et al.* 2013). Dividimos a amostragem em 12 ocasiões de cinco dias cada para aumentar a probabilidade de detecção, o que permite uma melhor estimativa da riqueza (Mackenzie *et al.* 2002). Construímos o histórico de detecção (1) e não detecção (0) das espécies que compõem

a comunidade de mamíferos terrestres formando uma matriz que representou o histórico regional de detecção e não detecção para seis fragmentos florestais reunido com os respectivos valores das covariáveis dos fragmentos e individuais.

Para investigar a probabilidade de detecção da comunidade verificamos a influência do esforço amostral (Ea), fragmento e peso corporal (Pe). Em seguida, avaliamos as seguintes covariáveis como possíveis determinantes da probabilidade da riqueza de mamíferos de médio porte: tamanho do fragmento (Tf), probabilidade de conectividade estrutural (Pce), abundância relativa de cães domésticos (Ac), peso corporal (Pe) e guildas tróficas (Gt). As previsões e referências para cada covariável encontram-se na Tabela 2.

A amostragem foi feita por ponto, conforme descrito na sessão de amostragem, portanto realizamos a soma dos valores por ponto das covariáveis Ac e Ea. Não incluímos efeito sazonal na detecção e riqueza das espécies, uma vez que analisamos a distribuição das chuvas ao longo de 10 anos com base nos dados de Alvares e colaboradores (2013) e não detectamos um padrão definido de precipitação. Além disso, assumimos também que não há variação na riqueza ao longo do tempo e espaço da amostragem entre os pontos, uma vez que assumimos que não houve variação das covariáveis de paisagem.

Para definir o pool de espécies usado na modelagem utilizamos a lista de mamíferos terrestres presentes atualmente no CEPE descrita por Garbino e colaboradores (2017), excluindo espécies estritamente arborícolas, semiaquáticas ou aquáticas, que não são apropriadamente registradas pelo nosso esquema de armadilhamento fotográfico. Registramos 12 espécies na nossa amostragem e acrescentamos as espécies *Cuniculus paca*, *Euphractus sexcinctus*, *Galictis cuja*, *Leopardus wiedii* e *Herpailurus yagouaroundi*, totalizando um pool de 17 espécies esperadas na região.

Para construção dos modelos utilizamos a abordagem de dois passos (Mackenzie *et al.* 2006, Marinho *et al.* 2018). No primeiro passo testamos a influência do peso corporal das espécies, esforço amostral e fragmento na probabilidade de detecção (p). Assim, construímos modelos usando a detecção como uma função das covariáveis anteriormente citadas usando todas as possíveis combinações, enquanto a probabilidade de riqueza permaneceu em função de todas as covariáveis ($\psi[\text{Frag}+\text{Tf}+\text{Pce}+\text{Ac}+\text{Pe}+\text{Gt}] p[\text{Frag}+\text{Pe}+\text{Ea}]$), ($\psi[\text{global}] p[\text{covariáveis combinadas}]$) (MacKenzie *et al.* 2006, De Wan *et al.* 2009). Portanto, construímos um modelo global, que contempla todas as covariáveis também para a detecção ($\psi[\text{global}] p[\text{global}]$), além de um modelo com a detecção constante ($\psi[\text{global}] p[.]$) para representar a ausência de qualquer influência sobre a detecção.

Tabela 2. Descrição das covariáveis avaliadas como possíveis influências na detecção e determinantes da probabilidade de riqueza e seus respectivos efeitos preditivos na comunidade de mamíferos terrestres na Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil.

Covariáveis	Sigla	Descrição	Efeito preditivo	Referências
Detecção				
Esforço amostral	Ea	Total de armadilhas-noite por fragmento.	Maior esforço amostral aumenta a detecção ($\beta > 0$) uma vez que aumentam as probabilidades de uma espécie ser detectada.	Hortal <i>et al.</i> 2006
Fragmento	Fr	Diferenciação de cada fragmento amostrado como uma variável categórica.	Representa outras características únicas de cada fragmento não mensuradas (p. ex: forma, quantidade de borda).	Yahner 1988
Peso corporal	Pe	Valor médio do peso corporal por espécie de acordo com Paglia <i>et al.</i> 2012.	Maior peso corporal aumenta a probabilidade de detecção ($\beta > 0$) por serem espécies de maior tamanho corporal.	Tobler <i>et al.</i> 2008
Riqueza				
Tamanho do fragmento	Tf	Tamanho do fragmento em hectares calculado a através do QGIS com base em imagens Rapideye de 2015 e 2016.	Fragmentos maiores abrigam uma maior riqueza de espécies ($\beta > 0$) devido a relação espécie-área.	Pardini <i>et al.</i> 2005, Michalski e Peres 2007
Conectividade estrutural	Pce	Valores de Probabilidade de conectividade estrutural estimados com base no mapa do uso do solo através do software Graphab 2.2.	Fragmentos com maior conectividade estrutural possuem uma maior riqueza de espécies ($\beta > 0$) pois facilita o deslocamento dos indivíduos e recolonização.	Ribeiro <i>et al.</i> 2009, Martensen <i>et al.</i> 2012, Castilho <i>et al.</i> 2015
Abundância relativa de cães domésticos	Ac	Número de registros independentes de cães domésticos na grade de amostragem fotográfica do presente estudo, ponderado pelo esforço amostral.	Alta abundância de cães diminui a riqueza de espécies ($\beta < 0$) em razão da competição e risco de predação.	Miller <i>et al.</i> 2014, Ritchie <i>et al.</i> 2014, Williams <i>et al.</i> 2018
Guilda trófica (carnívoros, onívoros, insetívoros, frugívoros, herbívoros)	Gt	Variável categórica de acordo com a dieta das espécies descrita em Paglia <i>et al.</i> 2012.	Guildas tróficas mais especializadas como p. ex. carnívoros são mais susceptíveis à extinção local que onívoros; Fragmentos menores sustentam menor representatividade de guildas tróficas), portanto, menor riqueza de espécies.	Hutchinson 1957, Clavel <i>et al.</i> 2011, Magioli <i>et al.</i> 2015
Peso corporal	Pe	Valor médio do peso corporal por espécie de acordo com Paglia <i>et al.</i> 2012.	Espécies maiores são mais vulneráveis à extinção.	Ripple <i>et al.</i> 2017, Bogoni <i>et al.</i> 2018

No segundo passo, fixamos a detecção usando o modelo mais bem ranqueado ($\Delta AICc < 2$) a partir do primeiro passo e, posteriormente, modelamos a probabilidade de riqueza (ψ) como uma função das covariáveis definidas previamente (ver Tabela 2) também utilizando todas as combinações (ψ [covariáveis combinadas] p [primeiro passo]). Nesse caso, testamos a influência das características do fragmento (tamanho do fragmento, conectividade estrutural e abundância relativa de cães domésticos) e covariáveis individuais (peso corporal das espécies e guildas tróficas: carnívoros, onívoros, insetívoros, frugívoros e herbívoros). Estas últimas sempre consideramos juntas na modelagem. Além da construção dos modelos considerando todas as combinações possíveis, incluímos um modelo para representar a ausência de influência de qualquer covariável sobre a riqueza, ou seja, tendo esse parâmetro como constante ($\psi[.]$ p [primeiro passo]). Posteriormente, excluímos do conjunto todos os modelos que não apresentaram nenhuma convergência (Long *et al.* 2011, Marinho *et al.* 2018).

Para comparar os modelos candidatos utilizamos o Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (AICc) e consideramos como os melhores modelos aqueles que obtiveram $\Delta AICc < 2$, assumimos todos estes como plausíveis e com mesma capacidade de explicação dos dados (Burnham e Anderson 2002). Considerando os valores de AIC, também calculamos o peso de cada modelo (W-AICc), que fornece uma medida da força da evidência por modelo em relação conjunto deles. Para o cálculo das estimativas dos parâmetros de detecção e riqueza por fragmento utilizamos a média dos modelos que somaram 90% de peso (W-AICc). A média dos modelos é recomendada em casos onde nenhum modelo único alcança $W-AICc \geq 0,90$ (Burnham e Anderson 2002). Inferimos a magnitude dos efeitos das covariáveis contínuas sobre os parâmetros por meio de uma avaliação de seus coeficientes (β) e respectivos intervalos de confiança de 95% (IC) (Linkie *et al.* 2007, Long *et al.* 2011, Sarmiento *et al.* 2011, Marinho *et al.* 2018,). Realizamos essas análises no programa Mark (White e Burnham 1999).

RESULTADOS

Na amostragem obtivemos 742 registros independentes de 15 espécies de mamíferos terrestres silvestres e os cães e gatos domésticos (Tabela 3) com um esforço acumulado de 4.241 câmeras-noite distribuídas em 124 pontos amostrais em 6 fragmentos florestais (Figura 1, Tabela 4). Destas,

excluimos *Alouatta belzebul*, *Sapajus flavius* e *Coendou prehensilis* por serem registros ocasionais de espécies arborícolas, totalizando 12 espécies dentro das 17 esperadas no pool regional.

A ordem Rodentia foi a mais representativa com 34% dos registros, seguida por Didelphimorphia (26%), Carnivora e Xenarthra (15 e 14%, respectivamente), Primates (8%) e Lagomorpha (3%). Dentre essas capturas, *Dasyprocta iacki* (n= 311), *Didelphis albiventris* (n= 239) e *Canis familiaris* (n=93) foram as espécies mais frequentes. Teve registro de cinco indivíduos de *Felis catus* apenas da Rebio Guaribas III. As espécies *Tamandua tetradactyla*, *Dasyprocta iacki* e *Didelphis albiventris* ocorreram em todos os fragmentos. *Cerdocyon thous* só esteve ausente na Rebio Guaribas III. As espécies *Coendou prehensilis*, *Alouatta belzebul*, *Procyon cancrivorus*, *Eira barbara*, *Leopardus tigrinus* e *Nasua nasua* ocorreram em apenas um fragmento. As três primeiras no Complexo Pacatuba, *E. barbara* e *L. tigrinus* na Rebio Guaribas II e *N. nasua* no Italiana.

No que se refere as guildas tróficas, os fragmentos Rebio Guaribas II e Complexo Pacatuba apresentaram registros para todas as guildas tróficas (Figura 2). As guildas menos representadas entre todos os fragmentos foram os carnívoros e herbívoros, que ocorreram em dois e quatro fragmentos, respectivamente (Figura 2).

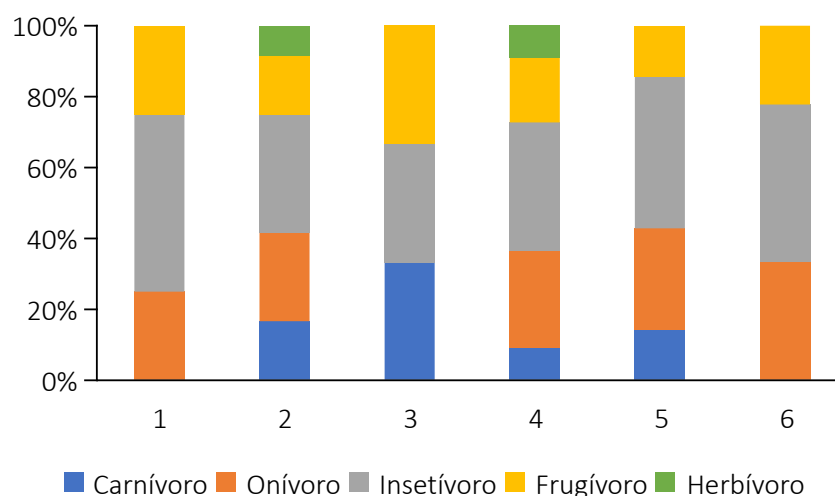


Figura 2. Distribuição das guildas tróficas que compõem a comunidade de mamíferos de médio porte amostrada em fragmentos florestais de Mata Atlântica no Centro de Endemismo de Pernambuco. Os números representam os fragmentos: 1 - Rebio Guaribas I, 2 - Rebio Guaribas II, 3 - Rebio Guaribas III, 4 - Complexo Pacatuba, 5 - Gargaú e 6 - Italiana.

Tabela 3. Número de registros/frequência de ocorrência* e riqueza de mamíferos silvestres de médio porte amostrados por armadilhamento fotográfico em seis fragmentos florestais na Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. O status de conservação global pela Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas de Extinção (IUCN 2019) e nacional pela Lista Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção (MMA 2018) e a guilda trófica de acordo com Paglia e colaboradores (2012).

Táxon	Rebio Guaribas I	Rebio Guaribas II	Rebio Guaribas III	Complexo Pacatuba	Italiana	Gargaú	Total	IUCN	MMA	Guilda trófica
ORDEM CARNIVORA										
Família Canidae										
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus 1766)	3/27	2/0,5		6/3,4	1/6,2	1/0,6	13/1,6	Lc	Lc	On/In
Família Felidae										
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus 1758)		6/1,4	2/8,7	3/1,7		3/1,8	14/1,7	Lc	Lc	Ca
<i>Leopardus tigrinus</i> (Schreber 1775)		2/0,5					2/0,2	Vu	Vu	Ca
Família Mustelidae										
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus 1758)		5/1,2					5/0,6	Lc	Lc	On/Fr
Família Procyonidae										
<i>Procyon cancrivorus</i> (G. Cuvier 1798)				1/0,6			1/0,1	Lc	Lc	On/Fr
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus 1766)					4/25		4/0,5			On/Fr
ORDEM DIDELPHIMORPHIA										
Família Didelphidae										
<i>Didelphis albiventris</i> (Lund 1840)	3/27,2	128/30,1	3/13	53/30,4	5/31,2	47/28	239/29,2	Lc	Lc	On/Fr
ORDEM PRIMATES										
Família Atelidae										
<i>Alouatta belzebul</i> (Linnaeus 1766)				1/0,6			1/0,1	Vu	Cr	Fr
Família Cebidae										
<i>Sapajus flavius</i> (Schreber 1774)				26/15		46/27,4	72/8,8	Cr	En	In/Fr
ORDEM RODENTIA										
Família Erethizontidae										
<i>Coendou prehensilis</i> (Linnaeus 1758)				3/1,72			3/0,4	Lc	Lc	Fr
Família Dasyproctidae										
<i>Dasyprocta iacki</i> (Feijó e Langguth 2013)	4/36,3	194/45,6	15/65,2	57/32,7	2/12,5	39/23,2	311/38	Dd	Dd	Fr
ORDEM LAGOMORPHA										
Família Leporidae										
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus 1758)		23/5,4		5/2,9			28/3,4	Lc	Lc	He

(continua)

(continuação)

Táxon	Rebio Guaribas I	Rebio Guaribas II	Rebio Guaribas III	Complexo Pacatuba	Italiana	Gargaú	Total	IUCN	MMA	Guilda trófica
ORDEM XENARTHRA										
Família Dasypodidae										

<i>Cabassous tatouay</i> (Desmarest 1804)	4/0,9		1/0,6	1/6,2	4/2,4	10/1,2	Lc	Lc	In	
<i>Dasypus novemcinctus</i> (Linnaeus 1758)	46/10,82		7/4,0	1/6,3	13/7,7	67/8,2	Lc	Lc	On/In	
Família Myrmecophagidae										
<i>Tamandua tetradactyla</i> Linnaeus 1758	1/9	15/3,5	3/13	11/6,3	2/12,5	15/8,9	47/5,7	Lc	Lc	In
REGISTROS DOMÉSTICOS										
<i>Canis familiaris</i>	1/100	48/100	4/44,4	40/100			93/94,9			
<i>Felis catus</i>			5/55,5				5/5,1			
Registros	11	425	23	174	16	168	817			
Riqueza de espécies	4	10	4	12	7	8	15			
Sucesso de captura	4,4	26,8	10,5	12,3	2,6	105,6	19,3			
Status de Conservação: Cr - Criticamente em Perigo, Dd - Dados deficientes, En - Em perigo, Lc - Menor preocupação, Vu - Vulnerável.										
Guilda trófica: On - Onívoro, In - Insetívoro, Fr - Frugívoro, He - Herbívoro, Ca - Carnívoro.										

* Frequência de ocorrência calculada a partir da soma do número de registros obtidos dividido pelo número total de registros de uma determinada área multiplicado por 100.

Tabela 4. Número de pontos amostrados, esforço amostral (armadilhas/noite), número de registros de mamíferos silvestres por fragmento florestal amostrado para mamíferos de médio porte na Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil.

Fragmentos	Nº de pontos	Esforço amostral	Nº de registros	Abundância relativa de cães
Rebio Guaribas I	7	248	11	0,004
Rebio Guaribas II	45	1585	425	0,030
Rebio Guaribas III	5	219	23	0,018
Complexo Pacatuba	48	1414	145	0,028
Gargaú	16	616	122	0
Italiana	3	159	16	0
Amostragem total	124	4241	742	0,080

Os modelos com as probabilidades de detecção e riqueza constantes - $\psi(\cdot)$ $p(\text{Frag}+\text{Pe})$ e $\psi(\text{Frag}+\text{Tf}+\text{Pce}+\text{Ac}+\text{Pe}+\text{Ga})$ $p(\cdot)$ foram fracamente suportados, indicando que houve uma variação ao longo do tempo do estudo nessas variáveis (Tabela 5, Apêndice S1).

Entre os oito modelos construídos para detecção no primeiro passo, apenas o modelo que incluiu peso corporal + fragmento ficou bem ranqueado ($\Delta\text{AIC} \leq 2$) (Tabela 5). Ambas as covariáveis tiveram 0,86 de peso Akaike reforçando a forte influência das mesmas no modelo (Tabela 5). Foi possível observar uma ampla variação na detecção por fragmento, sendo a Rebio Guaribas II e Gargaú os com maior probabilidade de detecção (Figura 3). No caso do peso corporal, encontramos

uma relação inversa a nossa predição inicial, com as espécies de maior peso com as menores estimativas de detecção. Contudo, as espécies menores tiveram o dobro de variação na detecção (Figura 4).

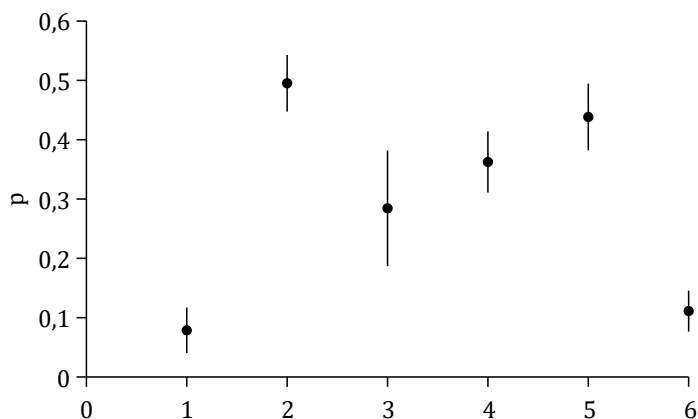


Figura 3. Estimativas e respectivos desvios padrão da probabilidade de detecção (p) da comunidade de mamíferos de médio porte em fragmentos na Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. Estimativas realizadas através da média dos modelos que somaram 90% de peso na modelagem. Os números representam os fragmentos: 1 - Rebio Guaribas I, 2 - Rebio Guaribas II, 3 - Rebio Guaribas III, 4 - Complexo Pacatuba, 5 - Gargaú e 6 - Italiana.

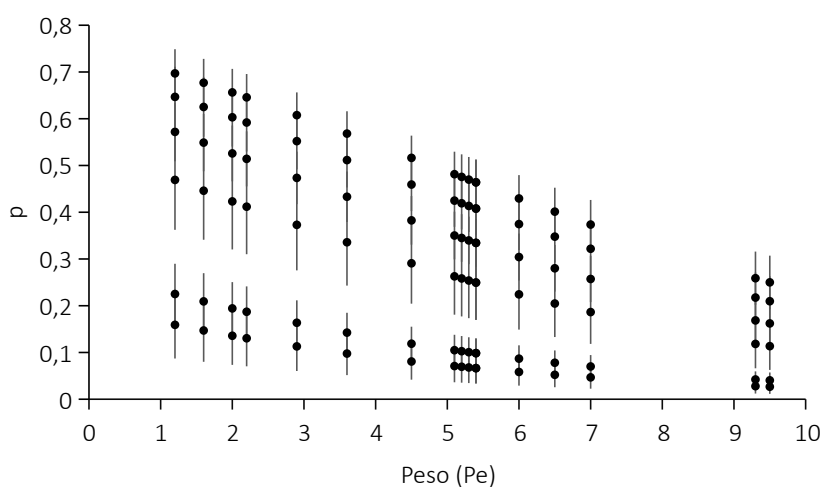


Figura 4. Estimativas e respectivos desvios padrão da detecção de acordo com o peso corporal das espécies que compõem a comunidade de mamíferos de médio porte em fragmentos na Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil.

No segundo passo, dentre os 64 modelos candidatos construídos na análise de probabilidade de riqueza da comunidade de mamíferos terrestres da Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, três modelos ficaram bem ranqueados ($\Delta AIC \leq 2$) - $\psi(Ga) p(\text{Frag}+Pe)$, $\psi(Tf+Ga) p(\text{Frag}+Pe)$ e $\psi(Ac+Ga) p(\text{Frag}+Pe)$ - (Tabela 5, Apêndice S1). Tais modelos incluíram três variáveis, tamanho do fragmento, abundância de cães e guildas tróficas.

Nenhum dos modelos de riqueza somou sozinho $W \geq 0,9$. Dessa forma, para a estimativa da probabilidade de riqueza da comunidade calculamos a média dos modelos mais bem ranqueados que juntos somaram 0,90 de peso Akaike. Diferente do que foi observado na detecção, as estimativas de riqueza (ψ) entre os fragmentos apresentaram uma baixa variabilidade (0,45 – 0,56), com probabilidade de riqueza estimada entre 8 e 10 espécies (Figura 5; Tabela 7). A Rebio Guaribas I e III foram as localidades com a maior disparidade entre as riquezas estimada e observada, pois foram duas vezes superiores ao encontrado. Nos demais fragmentos a estimativa se aproximou ao observado, com diferença de no máximo uma espécie (Tabela 7).

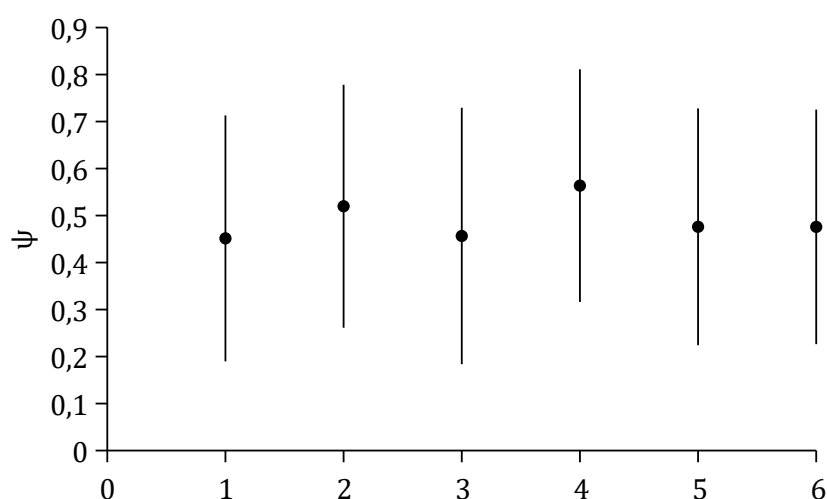


Figura 5. Estimativas e respectivos desvios padrão da riqueza da comunidade de mamíferos de médio porte em fragmentos na Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. Os números representam os fragmentos: 1 - Rebio Guaribas I, 2 - Rebio Guaribas II, 3 - Rebio Guaribas III, 4 - Complexo Pacatuba, 5 - Gargaú e 6 - Italiana.

Quanto ao efeito das covariáveis, as guildas tróficas exercem um forte e claro efeito sobre a riqueza das espécies somando 0,99 de peso Akaike (Tabela 6). Por outro lado, a covariável Tamanho do fragmento, soma 0,35 de peso Akaike e apresenta valores muito baixo de coeficiente beta, com um intervalo de confiança que sobrepõe o zero (0,0001 [-0,0000 - 0,0003]), demonstrando um efeito na riqueza, mas não tão evidente quanto as guildas. De modo semelhante, a abundância de cães, apresentou 0,23 de peso Akaike e intervalo de confiança do coeficiente beta incluindo o zero (18,26 [-23,85 – 60,38]) (Tabela 5).

Tabela 5. Seleção de modelo para a detecção e riqueza da comunidade de mamíferos terrestres de médio porte em fragmentos na Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil.

Modelos	AICc	Δ AICc	W-AICc	K	Deviance
<i>Primeiro passo - Detecção^a</i>					
$\psi(\text{global})$ p(Frag+Pe)	672,56	0,00	0,8387	22	615,75
$\psi(\text{global})$ p(Frag+Ea+Pe)	675,89	3,33	0,1587	23	615,74
$\psi(\text{global})$ p(Ea+Pe)	684,09	11,53	0,0026	18	639,85
$\psi(\text{global})$ p(Frag)	695,58	23,02	0,0000	21	642,03
$\psi(\text{global})$ p(Frag+Ea)	698,84	26,28	0,0000	22	642,03
$\psi(\text{global})$ p(Ea)	703,78	31,22	0,0000	17	662,50
$\psi(\text{global})$ p(Pe)	706,98	34,42	0,0000	17	665,69
$\psi(\text{global})$ p(.)	725,10	52,54	0,0000	16	686,70
<i>Segundo passo - Riqueza^b</i>					
$\psi(\text{Ga})$ p(Frag+Pe)	651,97	0,00	0,2705	13	621,83
$\psi(\text{Tf+Gt})$ p(Frag+Pe)	653,32	1,35	0,1379	14	620,49
$\psi(\text{Ac+Gt})$ p(Frag+Pe)	653,90	1,93	0,1028	14	621,08
$\psi(\text{Pce+Gt})$ p(Frag+Pe)	654,05	2,08	0,0957	14	621,22
$\psi(\text{Tf+Pce+Gt})$ p(Frag+Pe)	654,20	2,23	0,0888	15	618,62
$\psi(\text{Pe+Gt})$ p(Frag+Pe)	654,48	2,51	0,0773	14	621,65
$\psi(\text{Tf+Ac+Gt})$ p(Frag+Pe)	655,97	4,00	0,0365	15	620,39
$\psi(\text{Tf+Pe+Gt})$ p(Frag+Pe)	656,05	4,08	0,0352	15	620,46
$\psi(\text{Pce+Ac+Gt})$ p(Frag+Pe)	656,44	4,47	0,0289	15	620,86
$\psi(\text{Ac+Pe+Gt})$ p(Frag+Pe)	656,59	4,62	0,0268	15	621,01

^a Riqueza fixada como " $\psi(\text{global})$ ".

^b Detecção fixada como "p(Frag+Pe)" de acordo com o primeiro passo da seleção do modelo. O conjunto completo dos 64 modelos candidatos se encontra na Apêndice S1.

Tabela 6. Média ponderada de peso de Akaike e estimativas - apenas para variáveis quantitativas - do coeficiente beta (β), seus respectivos erros padrão (SE), intervalos de confiança de 95% (CI) e somatório dos pesos das variáveis ($\sum w_i$) para covariáveis presentes nos modelos melhores ranqueados de detecção e riqueza ($\Delta\text{AIC} \leq 2$) para a comunidade de mamíferos terrestres de médio porte em fragmentos na Mata Atlântica no Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil.

Covariáveis	β (SE)	CI inferior (β)	CI superior (β)	$\sum w_i$
Detecção (primeiro passo)				
Intercepto	-1,02 (0,40)	-1,82	-0,22	
Fragmento (Frag) ¹				0,86
Peso corporal (pe)	0,22 (0,04)	-0,31	-0,13	0,86

Riqueza (segundo passo)				
Intercepto	7,85 (6,35)	-4,59	20,30	
Guildas tróficas (Gt) ¹				0,99
Tamanho do fragmento (Tf)	0,0001 (0,0001)	-0,0000	0,0003	0,35
Abundância de cães (Ac)	18,26 (21,49)	-23,85	60,38	0,23

¹Covariáveis categóricas para as quais não foram apresentados valores de estimativas.

Tabela 7. Estimativa do parâmetro de probabilidade de riqueza, riqueza estimada e riqueza observada por fragmento amostrado para mamíferos de médio porte em fragmentos na Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil.

Localidade	Probabilidade de riqueza (ψ)	Riqueza estimada	Riqueza observada
Rebio Guaribas I	0,451	8	4
Rebio Guaribas II	0,520	9	10
Rebio Guaribas III	0,457	8	4
Complexo Pacatuba	0,564	10	9
Gargaú	0,476	8	7
Italiana	0,476	8	7

DISCUSSÃO

No presente estudo tanto a riqueza estimada (10) quanto a observada (12) para a paisagem indicam uma perda de 30-40% das espécies esperadas de mamíferos de médio porte na região. Não obstante, avaliando os fragmentos separadamente, observamos perdas de até 75% das espécies. Esses resultados confirmam as recentes estimativas de defaunação da Mata Atlântica, destacando o Nordeste com os valores mais elevados do bioma (Bogoni *et al.* 2018). Além da perda de espécies, observamos uma perda da funcionalidade, evidenciada pela covariável guilda trófica como um dos determinantes que mais pesou no modelo. A ausência completa de algumas guildas tróficas em alguns fragmentos, como carnívoros e herbívoros, resulta em uma floresta funcionalmente “meio vazia” com severas consequências biológicas em múltiplas escalas pela perda dos serviços ecossistêmicos prestados pelas espécies localmente extintas (Galetti e Dirzo 2013).

Vale mencionar que o esforço amostral do presente trabalho (4.241 armadilhas/dias) foi muito superior a vários estudos realizados na Mata Atlântica com armadilhas fotográficas (Cassano *et al.* 2012, Melo *et al.* 2012, Beca *et al.* 2017, Gatti *et al.* 2017), com exceção de alguns poucos que tiveram um esforço de amostragem semelhante (Goulart *et al.* 2009, Srbek-Araujo e Chiarello 2013). Segundo Tobler e colaboradores (2008), espécies raras tipicamente aparecem após 1.500 a 2.000 dias de armadilhamento fotográfico. Portanto, a baixa riqueza encontrada não parece ser um viés de

amostragem. Esse fato é reforçado pela variável esforço amostral não ter sido um determinante importante para o parâmetro de detecção no modelo. Observamos um padrão similar de baixa riqueza na paisagem e de ausência de algumas co-ocorrências nos fragmentos nos dois únicos levantamentos prévios existentes na região do CEPE (Mendes Pontes 2008, Mendes Pontes *et al.* 2016), embora estes trabalhos tenham utilizado o transecto linear como principal método de amostragem.

A hipótese de que a detecção é influenciada pelo peso foi corroborada, embora com uma relação inversa, pois era esperado que as maiores probabilidades de detecção ficassem por conta das espécies de maior peso corporal, em razão de uma maior superfície de contato a ser detectada na armadilha fotográfica. No entanto, os maiores valores foram das espécies de menor peso corporal apresentando as maiores estimativas de detecção. Esse padrão ocorreu em todos os fragmentos e pode ser explicado pela maior abundância de espécies que possuem peso corporal menor na comunidade como um todo, resultado da simplificação da comunidade do CEPE por efeito da antropização, que tende a extinguir espécies maiores com elevados requerimentos de habitat e que sofrem maior pressão de caça e perseguição (Clavel *et al.* 2011, Bogoni *et al.* 2018), como previsto pela teoria de nicho (Hutchinson 1957). Além disso, a diferença de variação nas detecções das espécies entre os fragmentos, com as menores apresentando uma variação quase duas vezes maior em relação as de maior peso corporal, demonstra que quando as espécies maiores ocorrem nos fragmentos, as chances de eles não serem detectados é baixa, corroborando com Tobler e colaboradores (2008). Por outro lado, essa maior variação na detecção das espécies menores pode ser explicada por uma influência sinérgica entre o peso e outros processos específicos dos fragmentos, denotado pela importância da variável fragmento observada no modelo também para o parâmetro de detecção, semelhante ao encontrado para uma comunidade de carnívoros (Chutipong *et al.* 2014).

Dentre as covariáveis determinantes da riqueza de espécies, além da guilda trófica, que apresentou o maior peso nos modelos, estão a abundância relativa de cães domésticos e o tamanho do fragmento, embora com menor influência. É importante ressaltar, neste contexto, que entre as áreas amostradas está o maior fragmento contínuo de proteção integral da Paraíba (Reserva Biológica Guaribas II com 3.016 hectares) e, portanto, com potencial de abrigar comunidades menos defaunadas. De fato, este foi o fragmento com maior riqueza observada, mesmo comparando com o Complexo Pacatuba que, apesar de ter o dobro do tamanho, obteve uma riqueza similar com apenas uma espécie a menos. Isso demonstra que a manutenção de fragmentos inteiros protegidos integralmente (no Brasil, permitido uso apenas para pesquisa científica) é uma condição chave para

sustentar a integridade da fauna (Bruner *et al.* 2001). Os demais fragmentos seguiram o padrão de diversidade conhecido, com os menores fragmentos abrigando uma menor quantidade de espécies (Pardini *et al.* 2005, Michalski e Peres 2007). Complementarmente, apesar do tamanho dos fragmentos explicar a riqueza de espécies, o grau de proteção dos mesmos parece exercer uma forte influência no padrão de diversidade de mamíferos da região, uma vez que apesar de alguns dos fragmentos amostrados serem unidades de conservação, o nível de proteção é baixo, o que permite que sejam mais impactados por caça ilegal, presença de cães domésticos e outros efeitos antrópicos (Nelson e Chomitz 2011). Por outro lado, a presença de espécies exclusivas na maioria dos fragmentos demonstra que, mesmo os fragmentos menores, ainda podem servir como fonte para manutenção da riqueza da paisagem, diminuindo os efeitos negativos da perda de funções com as extinções regionais.

De modo semelhante a outros trabalhos realizados em Mata Atlântica, são mostrados os efeitos negativos de cães sobre a distribuição, abundância e riqueza de mamíferos médio porte (Massara *et al.* 2015, 2018). A densidade de cães domésticos registrada nesses fragmentos foi elevada, o que possivelmente está relacionado aos fragmentos serem circundados por comunidades rurais e pequenas cidades (Albuquerque 2017). Esse resultado é comum na Mata Atlântica, posto que é um bioma inserido, muitas vezes, próximo a áreas urbanizadas, onde cães domésticos mesmo que em áreas protegidas são frequentemente encontrados em maiores densidades do que carnívoros silvestres (Massara *et al.* 2015, Paschoal *et al.* 2016). Além de afetar a riqueza de espécies, a presença dos cães domésticos interfere no padrão de atividade das espécies silvestres, que evitam a sobreposição espacial com os cães, isso já foi demonstrado para três dos fragmentos amostrados nesse estudo (Albuquerque 2017) e para outras áreas de Mata Atlântica (Lacerda *et al.* 2009). Tais relações podem ter várias implicações e culminar na diminuição das populações silvestres principalmente carnívoros, como observado no presente estudo. Essas implicações passam desde a transmissão de agentes patogênicos, diminuição de presas como recurso alimentar, bem como, competição por espaço (Curi *et al.* 2006, Campos *et al.* 2007, Atickem *et al.* 2010, Curi *et al.* 2016).

Os fragmentos de maior riqueza e tamanho tiveram representantes de todas as cinco guildas tróficas. Por outro lado, os fragmentos de menor riqueza e tamanho apresentaram apenas três guildas representativas, denotando que fragmentos menores sustentam menor representatividade de guildas, portanto, menor riqueza de espécies (Magioli *et al.* 2015, Bogoni *et al.* 2018). As guildas mais representativas foram de insetívoros e frugívoros, que tiveram representantes em todos os fragmentos. As guildas mais raras foram os carnívoros e herbívoros, isso demonstra perdas de

elementos especializados e causa homogeneização funcional da biodiversidade (Clavel *et al.* 2011). Tais repostas funcionam como proxy para distúrbio nas comunidades biológicas (Clavel *et al.* 2011), corroborando o cenário do CEPE. A alta representatividade dos frugívoros, pode ser explicada pela menor presença de espécies de carnívoros no CEPE comparado a outras áreas antropizadas da Mata Atlântica (Bovo *et al.* 2018), pois isso pode gerar um efeito cascata nas comunidades biológicas (Terborgh *et al.* 2001), já que esses mamíferos ocupam o topo da cadeia trófica. Além disso, a ausência de carnívoros pode explicar também a alta abundância de algumas espécies em região de Mata Atlântica, nos referimos à *Didelphis albiventris* (ver capítulo 1), pela ausência de predadores naturais. Essa ausência de carnívoros se deve, muito provavelmente, pela ação sinérgica da caça que diminui presas e persegue as espécies diretamente e do histórico de mudança de uso da terra (Cullen *et al.* 2000, Souza e Alves 2014, Alves *et al.* 2017).

Em razão do grau de perturbação que se encontram os fragmentos no CEPE, é possível que algumas características de configuração da paisagem já perderam a relevância como um preditor de diversidade como, nesse caso, a conectividade estrutural, que não exerceu qualquer influência sobre o padrão de riqueza de espécies. Neste sentido, é provável que a comunidade remanescente após séculos de pressão antrópica na porção nordeste de Mata Atlântica seja uma porção simplificada da composição original com espécies mais generalistas em termos de habitat e dieta e assim mais resistentes às perturbações antrópicas (Mendes Pontes *et al.* 2016). Adicionalmente, a baixa qualidade e permeabilidade da matriz da paisagem, majoritariamente a monocultura de cana-de-açúcar (Gheler-Costa *et al.* 2012, Hurst *et al.* 2013), em que tais fragmentos estão inseridos gera um comportamento das comunidades de mamíferos de ilhados pela cana-de-açúcar, denotado pelas ausências de co-ocorrências de algumas espécies nos fragmentos. Em paisagens consideradas mais intactas, existem registros de relação significativamente proporcional entre conectividade estrutural e riqueza de espécies (Martensen *et al.* 2012). Para além da conectividade estrutural, a covariável peso corporal também não exerceu qualquer influência sobre o padrão de riqueza de espécies, provavelmente porque a comunidade é simplificada com poucos representantes de espécies maiores, além de baixa abundância (Bogoni *et al.* 2018).

Esse trabalho representa o primeiro levantamento de larga escala e sistemático de mamíferos de médio porte a partir de armadilhamento fotográfico no hotspot de Mata Atlântica do CEPE, e até nosso conhecimento, é o primeiro no Brasil a estimar a riqueza de mamíferos terrestres usando a abordagem de modelos de ocupação, e a considerar covariáveis espécie-específicas e de configuração da paisagem para tais estimativas. Embora essa seja uma abordagem bem

recomendada para esta finalidade, uma vez que são modelos muito flexíveis e permitem a inclusão de covariáveis para testar diferenças nas taxas de ocupação/riqueza e detecção entre diferentes áreas e habitats, incluindo taxas de colonização e extinção. Apesar desse potencial, esses modelos são raramente usados para este fim (MacKenzie *et al.* 2006, Linkie *et al.* 2007). Para mamíferos, alguns poucos trabalhos foram realizados na região Neotropical (Tobler *et al.* 2008, Cove *et al.* 2013).

Recomendamos que mais estudos sejam realizados utilizando a abordagem de ocupação para verificar, por exemplo, se os atributos funcionais dos sistemas biológicos como conectividade funcional possuem uma relação com a estrutura das paisagens. Pois demonstramos que a abordagem de modelos de ocupação aplicada como estimador de riqueza e probabilidade de detecção é eficaz e muito funcional do ponto de vista de determinação de variáveis que predizem padrões em comunidades biológicas. Respostas das relações entre a biodiversidade e seus preditores são bastante úteis na avaliação e implementação de políticas de conservação, uma vez que fornecem diretrizes pontuais para solução de problemas, o que implica no melhor uso de tempo e dinheiro quando da aplicação de medidas conservacionistas (Mitchell *et al.* 2018).

Suporte financeiro

Esse trabalho foi apoiado pela Universidade Federal da Paraíba, Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior - CAPES, com uma bolsa de mestrado (ACFA) e uma de doutorado (MGB), além de uma bolsa PNPd (FLR), Rufford Foundation - Small grant (20950-1), Idea Wild, Programa de Pesquisa para o SUS - Edital 01/2013 - PPSUS/FAPESQ/MS/CNPq, EFP_00008705 e Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio Mata Atlântica) - Rede BioM.A. Inventários: Padrões de diversidade, biogeografia e endemismo de espécies de mamíferos, aves, anfíbios, drosófilas e parasitos na Mata Atlântica (Processo CNPq: 457524/2012-0).

Agradecimentos

Nós somos muito gratos ao professor Mauro Pichorim e Rodrigo Massara pelas colaborações e comentários sobre a modelagem, a Vitor Rademaker e Helder Araújo pelo empréstimo das câmeras trap, a Japungu Agroindustrial através do Antônio Campos, Miriri Alimentos e Bioenergia e Reserva Biológica Guaribas por todo o apoio oferecido na logística dos trabalhos de campo.

REFERÊNCIAS

- Albuquerque, A. C. F. 2017. **Diversidade de mamíferos de médio porte e ocorrência de cães domésticos como espécie invasora em Unidades de Conservação na Mata Atlântica da Paraíba, Brasil**. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 141p.
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., de Moraes, G., Leonardo, J., Sparovek, G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728.
- Alves, R. R. N., Policarpo, I. S., Barboza, R. D. D., Araújo, H. F. P. 2017. Perception and use of biodiversity in the vicinity of an urban conservation area, North eastern Brazil. **Indian Journal of Traditional Knowledge**, v. 16, n. 1, p. 44–50.
- Atickem, A., Bekele, A., Williams, S. D. 2010. Competition between domestic dogs and Ethiopian wolf (*Canis simensis*) in the Bale Mountains National Park, Ethiopia. **African Journal of Ecology**, v. 48, n. 2, p. 401–407.
- Azevedo F. C., Lemos, F. G. 2012. **Rastros e pistas: guia de mamíferos de médio e grande porte do Triângulo Mineiro e sudeste de Goiás**. Uberlândia: Grupo de Mídia Brasil Central. 115p.
- Barbosa, M. R. V., Thomas, W. W., Zárate, E. L., Lima, R. B., Agra, M. F., Lima, I. B., *et al.* 2011. Checklist of the vascular plants of the Guaribas Biological Reserve, Paraíba, Brazil. **Revista Nordestina de Biologia**, v. 20, n. 2, p. 79-106.
- Beca, G., Vancine, M. H., Carvalho, C. S., Pedrosa, F., Alves, R. S. C., Buscariol, D., *et al.* 2017. High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. **Biological Conservation**, v. 210, p. 352-359.
- Bogoni, J. A., Cherem, J. J., Hettwer Giehl, E. L., Oliveira-Santos, L. G., Castilho, P. V., Picinatto Filho, V., *et al.* 2016. Landscape features lead to shifts in communities of medium- to large-bodied mammals in subtropical Atlantic Forest. **Journal of Mammalogy**, v. 97, n. 3, p. 713–725.

- Bogoni, J. A., Pires, J. S. R., Graipel, M. E., Peroni, P., Peres, C. A. 2018. Wish you were here: How defaunated is the Atlantic Forest biome of its medium- to large-bodied mammal fauna? **PLoS ONE**, v. 13, n. 9, p. 1-23.
- Borges, P. A. L., Tomás, W. M. 2004. **Guia de rastros e outros vestígios de mamíferos do pantanal**. Embrapa Pantanal, Corumbá, 148p.
- Bovo, A. A. D. A., Magioli, M., Percequillo, A. R., Kruszynski, C., Alberici, V., Mello, M. A., *et al.* 2018. Human-modified landscape acts as refuge for mammals in Atlantic Forest. **Biota Neotropica**, v. 18, n. 2.
- Burnham, K. P., Anderson, D. R. 2002. **Model selection and multimodel inference**. New York: Springer.
- Campos, R. C., Hernández, M. I. 2015. Changes in the dynamics of functional groups in communities of dung beetles in Atlantic forest fragments adjacent to transgenic maize crops. **Ecological indicators**, v. 49, p. 216-227.
- Campos, C. B. D., Esteves, C. F., Ferraz, K. M. P. M. B., Crawshaw, P. G., Verdade, L. M. 2007. Diet of free-ranging cats and dogs in a suburban and rural environment, south-eastern Brazil. **Journal of Zoology**, v. 273, n. 1, p. 14–20.
- Canale, G. R., Peres, C. A., Guidorizzi, C. E., Gatto, C. A. F., Kierulff, M. C.M. 2012. Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. **PLoS ONE**, v. 7, n. 8, e41671.
- Carnaval, A. C., Moritz, C. 2008. Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic forest. **Journal of Biogeography**, v. 35, n. 7, p. 1187-1201.
- Carrara, E., Arroyo-Rodríguez, V., Vega-Rivera, J. H., Schondube, J. E., de Freitas, S. M., Fahrig, L. 2015. Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. **Biological Conservation**, v. 184, p. 117-126.
- Cassano, C. R., Barlow, J., Pardini, R. 2012. Large Mammals in an Agroforestry Mosaic in the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 44, n. 6, p. 818–825.
- Castilho C. S., Hackbart, V. C. S., Pivello, V. R., dos Santos, R. F. 2015. Evaluating Landscape Connectivity for *Puma concolor* and *Panthera onca* Among Atlantic Forest Protected Areas. **Environmental management**, v. 55, n. 6, p. 1377-1389.

- Chiarello, A. G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 89, n.1, p. 71-82.
- Chiarello, A. G. 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. **Conservation Biology**, v. 14, n. 6, p.1649-1657.
- Chutipong, W., Lynam, A. J., Steinmetz, R., Savini, T., Gale, G. A. 2014. Sampling mammalian carnivores in western Thailand: Issues of rarity and detectability. **Raffles Bulletin of Zoology**, v. 62, p. 521-535.
- Clavel, J., Julliard, R., Devictor, V. 2011. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 9, n. 4, p. 222-228.
- Cornell, H. V., Lawton, J. H. 1992. Species interactions, local and regional processes, and limits to the richness of ecological communities: a theoretical perspective. **Journal of Animal Ecology**, p. 1-12.
- Cove, M. V., Spínola, R. M., Jackson, V. L., Sáenz, J. C., Chassot, O. 2013. Integrating occupancy modeling and camera-trap data to estimate medium and large mammal detection and richness in a Central American biological corridor. **Tropical Conservation Science**, v. 6, n.6, p. 781-795.
- Cullen, L.; Bodmer, R. E.; Valladares Pádua, C. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. **Biological Conservation**, v. 95, n. 1, p. 49–56.
- Curi, N. H. D. A., Miranda, I., Talamini, S. A. 2006. Serologic evidence of *Leishmania* infection in free-ranging wild and domestic canids around a Brazilian National Park. **Memorias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 101, n. 1, p. 99–101.
- Curi, N. H. de A., Massara, R. L., de Oliveira Paschoal, A. M., Soriano-Araújo, A., Lobato, Z. I. P., Demétrio, G. R., *et al.* 2016. Prevalence and risk factors for viral exposure in rural dogs around protected areas of the Atlantic forest. **BMC Veterinary Research**, v. 12, n. 1, p. 21, 2016.
- De Wan, A. A., Sullivan, P. J., Lembo, A. J., Smith, C. R., Maerz, J. C., Lassoie, J. P., Richmond, M. E. 2009. Using occupancy models of forest breeding birds to prioritize conservation planning. **Biological Conservation**, v.142, n. 5, p. 982-991.
- Doherty, T. S., Dickman, C. R., Glen, A. S., Newsome, T. M., Nimmo, D. G., Ritchie, E. G., *et al.* 2017. The global impacts of domestic dogs on threatened vertebrates. **Biological Conservation**, v. 210, p. 56-59.

- Eriksson, O. 1993. The species-pool hypothesis and plant community diversity. **Oikos**, v. 68, n. 2, p. 371-374.
- Fahrig, L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487-515.
- Ferraz, K. M. P. M. B., de Siqueira, M. F., Martin, P. S., Esteves, C. F., do Couto, H. T. Z. 2010. Assessment of *Cerdocyon thous* distribution in an agricultural mosaic, southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 74, n. 3, p. 275-280.
- Fialho, M. S., Gonçalves, G. F. 2008. Primates da RPPN Gargaú, Paraíba, Brasil. **Neotropical Primates**, v. 15, n. 2, p. 50-55.
- Foltête, J. C., Clauzel, C., Vuidel, G. 2012. A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. **Environmental Modelling & Software**, v.38, p. 316-327.
- Fonseca, C. R., Ganade, G., Baldissera, R., Becker, C. G., Boelter, C. R., Brescovit, A. D., *et al.* 2009. Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1209-1219.
- Fundação SOS Floresta Atlântica/INPE. 2017. **Atlas dos remanescentes florestais da Floresta Atlântica e ecossistemas associados no período de 2015-2016**. Fundação SOS Floresta Atlântica, São Paulo, SP. pp. 69.
- Galetti, M., Dirzo, R. 2013. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. **Biological Conservation**, v. 163, p. 1-6.
- Galetti, M., Giacomini, H. C., Bueno, R. S., Bernardo, C. S., Marques, R. M., Bovendorp, R. S., *et al.* 2009. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1229-1241.
- Garbino, G. S. T., Rezende, G. C., Fernandes-Ferreira, H., Feijó, A. 2018. Reconsidering mammal extinctions in the Pernambuco Endemism Center of the Brazilian Atlantic Forest. **Animal Biodiversity and Conservation**, v.41, n. 1, p. 175-184.
- Gatti, A., Segatto, B., Carnelli, C. C., Moreira, D. O. 2014. Mamíferos de médio e grande porte da Reserva Biológica Augusto Ruschi, Espírito Santo. **Natureza on line**, v. 12, n. 2, p. 61-68.
- Gheler-Costa, C., Vettorazzi, C. A., Pardini, R., Verdade, L. M. 2012. The distribution and abundance of small mammals in agroecosystems of southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 76, n. 2, p. 185-191.

- Goulart, F. V. B., Cáceres, N. C., Graipel, M. E., Tortato, M. A., Ghizoni Jr, I. R., Oliveira-Santos, L. G. R. 2009. Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian Atlantic Forest. **Mammalian Biology**, v. 74, n. 3, p. 182-190.
- Hortal, J., Borges, P. A. V., Gaspar, C. 2006. Evaluating the performance of species richness estimators: Sensitivity to sample grain size. **Journal of Animal Ecology**, v. 75, n. 1, p. 274-287.
- Hurst, Z. M., McCleery, R. A., Collier, B. A., Fletcher Jr, R. J., Silvy, N. J., Taylor, P. J., Monadjem, A. 2013. Dynamic edge effects in small mammal communities across a conservation-agricultural interface in Swaziland. **PLoS One**, v. 8, n. 9, p. 1-9.
- Hutchinson, G. E. 1957. A Treatise on. **Limnology**, v. 1, p. 243.
- IUCN 2019. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2019-1. <http://www.iucnredlist.org>. Downloaded on 21 March 2019.
- Lacerda, A. C. R., Tomas, W. M., Marinho-Filho, J. 2009. Domestic dogs as an edge effect in the Brasília National Park; Brazil: interactions with native mammals. **Animal Conservation**, v. 12, n. 5, p. 477-487.
- Lessa, I., Guimarães, T. C. S., de Godoy Bergallo, H., Cunha, A., Vieira, E. M. 2016. Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals? **Natureza e Conservação**, v. 14, n. 2, p. 46-56.
- Linkie, M., Dinata, Y., Nugroho, A., Haidir, I. A. 2007. Estimating occupancy of a data deficient mammalian species living in tropical rainforests: Sun bears in the Kerinci Seblat region, Sumatra. **Biological Conservation**, v.137, p. 20-27.
- Long, R. A., Donovan, T. M., MacKay, P., Zielinski, W. J., Buzas, J. S. 2011. Predicting carnivore occurrence with noninvasive surveys and occupancy modeling. **Landscape Ecology**, n. 26, p. 327-340.
- Luck, G. W., Lavorel, S., McIntyre, S., Lumb, K. 2012. Improving the application of vertebrate trait-based frameworks to the study of ecosystem services. **Journal of Animal Ecology**, v. 81, n. 5, p. 1065-1076.
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Andrew Royle, J., Langtimm, C. A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. **Ecology**, v. 83, p. 2248-2255.

- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K.H., Bailey, L.L., Hines, J. E. 2006. **Occupancy estimation and modelling: inferring patterns and dynamics of species occurrence**. Elsevier, San Diego.
- Magioli, M., de Barros, K. M. P. M., Setz, E. Z. F., Percequillo, A. R., Rondon, M. V. D. S. S., Kuhnen, V. V., *et al.* 2016. Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. **European Journal of Wildlife Research**, v. 62, n. 4, p. 431-446.
- Magioli, M., Ribeiro, M. C., Ferraz, K. M. P. M. B., Rodrigues, M. G. 2015. Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. **Animal Conservation**, v. 18, n. 6, p. 499-511.
- Marinho, P. H., Bezerra, D., Antongiovanni, M., Fonseca, C. R., Venticinque, E. M. 2018. Mamíferos de médio e grande porte da caatinga do Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil. **Mastozoología Neotropical**, v. 25, p. 345-362.
- Martensen, A. C.; Ribeiro, M. C.; Banks-Leite, C., Prado, P. I., Metzger, J. P. 2012. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. **Conservation Biology**, v. 26, p.1100–1111.
- Massara, R. L., de Oliveira Paschoal, A. M., Doherty Jr, P. F., Hirsch, A., Chiarello, A. G. 2015. Ocelot Population Status in Protected Brazilian Atlantic Forest. **PloS one**, v. 10, n. 11, p. e0141333.
- Massara, R. L., Paschoal, A. M. D. O., Bailey, L. L., Doherty Jr., P. F., Hirsch, A., Chiarello, A. 2018. Factors influencing ocelot occupancy in Brazilian Atlantic Forest reserves. **Biotropica**, v. 50, n. 1, p. 125-134.
- Melo, G. L., Sponchiado, J., Cáceres, N. C. 2012. Use of camera-traps in natural trails and shelters for the mammalian survey in the Atlantic Forest. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 102, n. 1, p. 88-94.
- Mendes Pontes, A. R., Beltrão, A. C. M., Normande, I. C., Malta, A. D. J. R., da Silva Júnior, A. P., Santos, A. M. M. 2016. Mass extinction and the disappearance of unknown mammal species: scenario and perspectives of a biodiversity hotspot's hotspot. **PloS one**, v. 11, n. 5, p1-26.
- Michalski, F., Peres, C. A. 2007. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. **Conservation Biology**, v. 21, n. 6, p. 1626-1640.

- Miller, K. K., Ritchie, E. G., Weston, M. A. 2014. **The human dimensions of dog-wildlife interactions**. p. 286-301 in M. E. Gompper, editor. Free-ranging dogs and wildlife conservation. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Mitchell, B. A., Stolton, S., Bezaury-Creel, J., Bingham, H. C., Cumming, T. L., Dudley, N., Fitzsimons, J. A., Malleret-King, D., Redford, K. H., Solano, P. 2018. **Guidelines for privately protected areas. Best Practice Protected Area Guidelines Series No. 29**. Gland, Switzerland: IUCN. 100p.
- Mittermeier, R., Da Fonseca, G. A., Rylands, A. B., Brandon, K. 2005. A brief history of biodiversity conservation in Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 601-607.
- MMA/IBAMA. 2003. **Plano de Manejo da Reserva Biológica Guaribas**. p. 1-520.
- MMA/IBAMA. 2017. **Geo Catálogo MMA - Catálogo de Imagens de Satélite Rapideye do Ministério do Meio Ambiente**. <http://geocatalogo.mma.gov.br/>
- MMA/Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2018. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II - Mamíferos**. In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. (Org.). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Brasília: ICMBio. 622p.
- Nelson, A., Chomitz K. M. 2011. Effectiveness of Strict vs. Multiple Use Protected Areas in Reducing Tropical Forest Fires: A Global Analysis Using Matching Methods. **PLoS ONE**, v. 6, n. 8, p. 1-14..
- Nunes, A. V., Scoss, L. M., Prado, M. R., Lessa, G. M. 2013. Survey of large and medium-sized terrestrial mammals in the Serra do Brigadeiro State Park, Minas Gerais, Brazil. **Check List**, v. 9, n. 2, p. 240-254.
- Oehler, J. D., Litvaitis, J. A. 1996. The role of spatial scale in understanding responses of medium-sized carnivores to forest fragmentation. **Canadian Journal of Zoology**, v.74, n 11, p. 2070-2079.
- Paglia, A.P., da Fonseca, G. A., Rylands, A. B., Herrmann, G., Aguiar, L. M., Chiarello, A. G., *et al.* 2012. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil. **Annotated checklist of Brazilian mammals 2 ed**, v. 6, p. 1-82.
- Pardini, R., Faria, D., Accacio, G. M., Laps, R. R., Mariano-Neto, E., Paciencia, M. L., *et al.* 2009. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1178-1190.

- Pardini, R., de Arruda Bueno, A., Gardner, T. A., Prado, P. I., Metzger, J. P. 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PloS one**, v. 5, n. 10, p. e13666.
- Pardini, R., Souza, S. M., Braga-Neto, R., Metzger, J. P. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**, v. 124, n. 2, p. 253-266.
- Paschoal, A. M. O., Massara, R. L., Bailey, L. L., Kendall, W. L., Doherty, P. F., Hirsch, A., *et al.* 2016. Use of Atlantic Forest protected areas by free-ranging dogs: Estimating abundance and persistence of use. **Ecosphere**, v. 7, n. 10, p. 1–15.
- Reis, N. R.; Peracchi, A. L.; Pedro, W. A.; Lima, I. P. (Eds.). 2011. **Mamíferos do Brasil**. 2. ed. Londrina.
- Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153.
- Ripple, W. J., Chapron, G., López-Bao, J. V., Durant, S. M., Macdonald, D. W., Lindsey, P. A., *et al.* 2017. Conserving the world's megafauna and biodiversity: The fierce urgency of now. **Bioscience**, v. 67, n. 3, p. 197-200.
- Ritchie, E. G., Dickman, C. R., Letnic, M., Vanak, A. T. 2014. **Dogs as predators and trophic regulators**. p. 55-65 in M. E. Gompper, editor. *Free-ranging dogs and wildlife conservation*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Roberge, J. M., Angelstam, P. E. R. 2004. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. **Conservation biology**, v. 18, n.1, p. 76-85.
- Santos, K. K., Pacheco, G. S. M., Passamani, M. 2016. Medium-sized and large mammals from Quedas do Rio Bonito Ecological Park, Minas Gerais, Brazil. **Check List**, v. 12, n. 1.
- Sarmiento, P. B., Cruz, J., Eira, C., Fonseca, C. 2011. Modeling the occupancy of sympatric carnivorans in a Mediterranean ecosystem. **European Journal of Wildlife Research**, v. 57, p. 119-131.
- Saura, S., Pascual-Hortal, L. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. **Landscape and Urban Planning**, v. 83, n. 2-3, p. 91-103.

- Silva, A. P., Mendes Pontes, A. R. 2008. The effect of a mega-fragmentation process on large mammal assemblages in the highly-threatened Pernambuco Endemism Centre, north-eastern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 6, p. 1455-1464.
- Souza, S. P. 2005. **Ecologia e conservação de *Alouatta belzebul belzebul* (Primates, Atelidae) na Paraíba, Brasil**. p. 1-104. Tese de Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Souza, J. B., Alves, R. R. N. 2014. Hunting and wildlife use in an Atlantic Forest remnant of northeastern Brazil. **Tropical Conservation Science**, v. 7, n. 1, p. 145-160.
- Srbek-Araujo, A. C., Chiarello, A. G. 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 21, n. 1, p. 12-125.
- Srbek-Araujo, A. C., Chiarello, A. G. 2013. Influence of camera-trap sampling design on mammal species capture rates and community structures in southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 2, p. 51-62.
- Tabarelli, M., Peres, C. A. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: Implications for forest regeneration. **Biological Conservation**, v. 106, n. 2, p. 165-176.
- Tabarelli, M., Aguiar, A. V., Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Peres, C. A. 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328-2340.
- Terborgh, J., Lopez, L., Nuñez, P., Rao, M., Shahabuddin, G., Orihuela, G., *et al.* 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. **Science**, v. 294, n. 5548, p. 1923-1926.
- Terborgh, J., Nuñez-Iturri, G., Pitman, N. C., Valverde, F. H. C., Alvarez, P., Swamy, V., *et al.* 2008. Tree recruitment in an empty forest. **Ecology**, v. 89, n. 6, p. 1757-176.
- Tobler, M. W., Carrillo-Percegué, S. E., Pitman, R. L., Mares, R., Powell, G. 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large-and medium-sized terrestrial rainforest mammals. **Animal Conservation**, v. 11, n. 3, p. 169-178.
- Trolle, M., Kéry, M. 2005. Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. **Mammalia**, v. 69, n. 3-4, p. 2-9.
- Urban, D., Keitt, T. 2001. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. **Ecology**, v. 82, n. 5, p. 1205-1218.

- White, G. C, Burnham, K. P. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. **Bird Study**, v. 46, p. S120-S139.
- Wilson, D. E., Reeder, D. M. (Ed.). 2005. **Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference**. JHU Press.
- Williams, S. T., Maree, N., Tylor, P., Belmain, S. R., Keith, M., Swanepoel, L. H. 2018. Predation by small mammalian carnivores in rural agro-ecosystems: An undervalued ecosystem service? **Ecosystem Services**, v. 30, p. 362-371.
- Yahner, R. H. 1988. Changes in wildlife communities near edges. **Conservation Biology**, v. 2, n. 4, p. 333-339.

APÊNDICES

Apêndice S1. O conjunto completo dos 64 modelos candidatos para a detecção e riqueza da comunidade de mamíferos terrestres de médio porte em fragmentos na Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil.

Modelos	AICc	Δ AICc	W-AICc	K	Deviance
$\psi(\text{Ga}) \rho(\text{Frag}+\text{Pe})$	651,97	0,00	0,2705	13	621,83
$\psi(\text{Tf}+\text{Ga}) \rho(\text{Frag}+\text{Pe})$	653,32	1,35	0,1379	14	620,49
$\psi(\text{Ac}+\text{Ga}) \rho(\text{Frag}+\text{Pe})$	653,90	1,93	0,1028	14	621,08
$\psi(\text{Pce}+\text{Ga}) \rho(\text{Frag}+\text{Pe})$	654,05	2,08	0,0957	14	621,22
$\psi(\text{Tf}+\text{Pce}+\text{Ga}) \rho(\text{Frag}+\text{Pe})$	654,20	2,23	0,0888	15	618,62
$\psi(\text{Pe}+\text{Ga}) \rho(\text{Frag}+\text{Pe})$	654,48	2,51	0,0773	14	621,65
$\psi(\text{Tf}+\text{Ac}+\text{Ga}) \rho(\text{Frag}+\text{Pe})$	655,97	4,00	0,0365	15	620,39
$\psi(\text{Tf}+\text{Pe}+\text{Ga}) \rho(\text{Frag}+\text{Pe})$	656,05	4,08	0,0352	15	620,46
$\psi(\text{Pce}+\text{Ac}+\text{Ga}) \rho(\text{Frag}+\text{Pe})$	656,44	4,47	0,0289	15	620,86
$\psi(\text{Ac}+\text{Pe}+\text{Ga}) \rho(\text{Frag}+\text{Pe})$	656,59	4,62	0,0268	15	621,01
$\psi(\text{Pce}+\text{Pe}+\text{Ga}) \rho(\text{Frag}+\text{Pe})$	656,76	4,79	0,0247	15	621,17
$\psi(\text{Tf}+\text{Pce}+\text{Pe}+\text{Ga}) \rho(\text{Frag}+\text{Pe})$	656,99	5,02	0,0219	16	618,59
$\rho(\text{Frag}+\text{Pe})+\psi(\text{Tf})+\psi(\text{Pce})+\psi(\text{Ac})+\psi(\text{Ga})$	657,01	5,04	0,0217	16	618,61
$\rho(\text{Frag}+\text{Pe})+\psi(\text{Tf})+\psi(\text{Ac})+\psi(\text{Pe})+\psi(\text{Ga})$	658,83	6,86	0,0088	16	620,43
$\rho(\text{Frag}+\text{Pe})+\psi(\text{Pce})+\psi(\text{Ac})+\psi(\text{Pe})+\psi(\text{Ga})$	659,25	7,28	0,0071	16	620,85
$\rho(\text{Frag}+\text{Pe})+\psi(\text{Tf})+\psi(\text{Pce})+\psi(\text{Ac})+\psi(\text{Pe})+\psi(\text{Ga})$	659,89	7,92	0,0052	17	618,61
$\rho(\text{Frag}+\text{Pe})+\psi(\text{Frag})+\psi(\text{Ga})$	660,05	8,08	0,0048	18	615,81
$\rho(\text{Frag}+\text{Pe})+\psi(\text{Frag})+\psi(\text{Pce})+\psi(\text{Ga})$	663,05	11,08	0,0011	19	615,78
$\rho(\text{Frag}+\text{Pe})+\psi(\text{Frag})+\psi(\text{Tf})+\psi(\text{Ga})$	663,07	11,10	0,0011	19	615,80
$\rho(\text{Frag}+\text{Pe})+\psi(\text{Frag})+\psi(\text{Ac})+\psi(\text{Ga})$	663,09	11,12	0,0010	19	615,82
$\rho(\text{Frag}+\text{Pe})+\psi(\text{Frag})+\psi(\text{Pe})+\psi(\text{Ga})$	664,04	12,07	0,0007	19	616,77
$\rho(\text{Frag}+\text{Pe})+\psi(\text{Frag})+\psi(\text{Ac})+\psi(\text{Pe})+\psi(\text{Ga})$	666,11	14,14	0,0002	20	615,74
$\rho(\text{Frag}+\text{Pe})+\psi(\text{Frag})+\psi(\text{Pce})+\psi(\text{Pe})+\psi(\text{Ga})$	666,12	14,15	0,0002	20	615,75
$\rho(\text{Frag}+\text{Pe})+\psi(\text{Frag})+\psi(\text{Tf})+\psi(\text{Pe})+\psi(\text{Ga})$	666,12	14,15	0,0002	20	615,75
$\rho(\text{Frag}+\text{Pe})+\psi(\text{Frag})+\psi(\text{Tf})+\psi(\text{Pce})+\psi(\text{Ga})$	666,16	14,19	0,0002	20	615,79
$\rho(\text{Frag}+\text{Pe})+\psi(\text{Frag})+\psi(\text{Tf})+\psi(\text{Ac})+\psi(\text{Ga})$	666,17	14,20	0,0002	20	615,79
$\rho(\text{Frag}+\text{Pe})+\psi(\text{Frag})+\psi(\text{Pce})+\psi(\text{Ac})+\psi(\text{Ga})$	666,17	14,20	0,0002	20	615,80
$\rho(\text{Frag}+\text{Pe})+\psi(\text{Frag})+\psi(\text{Pce})+\psi(\text{Ac})+\psi(\text{Pe})+\psi(\text{Ga})$	669,26	17,29	0,0001	21	615,71
$\rho(\text{Frag}+\text{Pe})+\psi(\text{Frag})+\psi(\text{Tf})+\psi(\text{Pce})+\psi(\text{Pe})+\psi(\text{Ga})$	669,29	17,32	0,0001	21	615,74
$\rho(\text{Frag}+\text{Pe})+\psi(\text{Frag})+\psi(\text{Tf})+\psi(\text{Ac})+\psi(\text{Pe})+\psi(\text{Ga})$	669,29	17,32	0,0001	21	615,74
$\rho(\text{Frag}+\text{Pe})+\psi(\text{Frag})+\psi(\text{Tf})+\psi(\text{Pce})+\psi(\text{Ac})+\psi(\text{Ga})$	669,36	17,39	0,0001	21	615,81
$\rho(\text{Frag}+\text{Pe})$	671,50	19,53	0,0000	8	653,95
$\{\psi(\text{Frag}+\text{Tf}+\text{Pce}+\text{Ac}+\text{Pe}+\text{Ga}) \rho(\text{Frag}+\text{Pe})$	672,56	20,59	0,0000	22	615,75
$\rho(\text{Frag}+\text{Pe})+\psi(\text{Frag})+\psi(\text{Tf})+\psi(\text{Pce})+\psi(\text{Ac})+\psi(\text{Pe})+\psi(\text{Ga})$	672,56	20,59	0,0000	22	615,75
$\rho(\text{Frag}+\text{Pe})+\psi(\text{Tf})$	672,86	20,90	0,0000	9	652,91
$\rho(\text{Frag}+\text{Pe})+\psi(\text{Pce})$	673,37	21,40	0,0000	9	653,42
$\rho(\text{Frag}+\text{Pe})+\psi(\text{Pe})$	673,65	21,68	0,0000	9	653,69

$p(\text{Frag+Pe})+\psi(\text{Ac})$	673,84	21,87	0,0000	9	653,89
$p(\text{Frag+Pe})+\psi(\text{Tf})+\psi(\text{Pce})\}$	674,59	22,62	0,0000	10	652,17
$p(\text{Frag+Pe})+\psi(\text{Tf})+\psi(\text{Pe})$	675,03	23,06	0,0000	10	652,61
$p(\text{Frag+Pe})+\psi(\text{Tf})+\psi(\text{Ac})$	675,24	23,27	0,0000	10	652,83
$p(\text{Frag+Pe})+\psi(\text{Pce})+\psi(\text{Pe})$	675,57	23,60	0,0000	10	653,15
$p(\text{Frag+Pe})+\psi(\text{Pce})+\psi(\text{Ac})$	675,83	23,86	0,0000	10	653,41
$p(\text{Frag+Pe})+\psi(\text{Ac})+\psi(\text{Pe})$	676,02	24,05	0,0000	10	653,61
$p(\text{Frag+Pe})+\psi(\text{Tf})+\psi(\text{Pce})+\psi(\text{Pe})$	676,72	24,75	0,0000	11	651,79
$p(\text{Frag+Pe})+\psi(\text{Tf})+\psi(\text{Pce})+\psi(\text{Ac})$	676,96	24,99	0,0000	11	652,02
$p(\text{Frag+Pe})+\psi(\text{Tf})+\psi(\text{Ac})+\psi(\text{Pe})$	677,48	25,51	0,0000	11	652,55
$p(\text{Frag+Pe})+\psi(\text{Pce})+\psi(\text{Ac})+\psi(\text{Pe})$	678,08	26,11	0,0000	11	653,15
$p(\text{Frag+Pe})+\psi(\text{Frag})\}$	678,45	26,48	0,0000	13	648,31
$p(\text{Frag+Pe})+\psi(\text{Tf})+\psi(\text{Pce})+\psi(\text{Ac})+\psi(\text{Pe})$	679,17	27,20	0,0000	12	651,67
$p(\text{Frag+Pe})+\psi(\text{Frag})+\psi(\text{Pe})$	680,97	29,00	0,0000	14	648,15
$p(\text{Frag+Pe})+\psi(\text{Frag})+\psi(\text{Tf})\}$	681,14	29,17	0,0000	14	648,31
$p(\text{Frag+Pe})+\psi(\text{Frag})+\psi(\text{Pce})\}$	681,14	29,17	0,0000	14	648,31
$p(\text{Frag+Pe})+\psi(\text{Frag})+\psi(\text{Ac})$	681,14	29,17	0,0000	14	648,31
$p(\text{Frag+Pe})+\psi(\text{Frag})+\psi(\text{Tf})+\psi(\text{Pe})$	683,73	31,76	0,0000	15	648,15
$p(\text{Frag+Pe})+\psi(\text{Frag})+\psi(\text{Pce})+\psi(\text{Pe})$	683,73	31,76	0,0000	15	648,15
$p(\text{Frag+Pe})+\psi(\text{Frag})+\psi(\text{Ac})+\psi(\text{Pe})$	683,73	31,76	0,0000	15	648,15
$p(\text{Frag+Pe})+\psi(\text{Frag})+\psi(\text{Tf})+\psi(\text{Pce})\}$	683,90	31,93	0,0000	15	648,31
$p(\text{Frag+Pe})+\psi(\text{Frag})+\psi(\text{Tf})+\psi(\text{Ac})$	683,90	31,93	0,0000	15	648,31
$p(\text{Frag+Pe})+\psi(\text{Frag})+\psi(\text{Pce})+\psi(\text{Ac})$	683,90	31,93	0,0000	15	648,31
$p(\text{Frag+Pe})+\psi(\text{Frag})+\psi(\text{Tf})+\psi(\text{Pce})+\psi(\text{Pe})$	686,55	34,58	0,0000	16	648,15
$p(\text{Frag+Pe})+\psi(\text{Frag})+\psi(\text{Tf})+\psi(\text{Ac})+\psi(\text{Pe})$	686,55	34,58	0,0000	16	648,15
$p(\text{Frag+Pe})+\psi(\text{Frag})+\psi(\text{Pce})+\psi(\text{Ac})+\psi(\text{Pe})$	686,55	34,58	0,0000	16	648,15
$p(\text{Frag+Pe})+\psi(\text{Frag})+\psi(\text{Tf})+\psi(\text{Pce})+\psi(\text{Ac})$	686,71	34,74	0,0000	16	648,31
$p(\text{Frag+Pe})+\psi(\text{Frag})+\psi(\text{Tf})+\psi(\text{Pce})+\psi(\text{Ac})+\psi(\text{Pe})$	689,43	37,46	0,0000	17	648,15

CAPÍTULO 3

Ecologia de populações de duas espécies de marsupiais em uma paisagem de Mata Atlântica altamente impactada: efeitos da fragmentação e monocultura de cana-de-açúcar no Centro de Endemismo de Pernambuco.

Mayara G. Beltrão, Pedro Cordeiro-Estrela, Anna Carolina F. de Albuquerque e Fabiana Lopes Rocha



Didelphis albiventris: espécie onívora entre as mais registradas e capaz de habitar ambientes fortemente antropizados no Brasil (Foto: Mayara Beltrão).

Manuscrito a ser submetido para Journal of Mammalogy

CAPITULO 3

Ecologia de populações de duas espécies de marsupiais em uma paisagem de Mata Atlântica altamente impactada: efeitos da fragmentação e monocultura de cana-de-açúcar no Centro de Endemismo de Pernambuco

Mayara G. Beltrão^{1,2}, Pedro Cordeiro-Estrela^{1,2}, Anna Carolina F. de Albuquerque¹ e Fabiana Lopes

Rocha^{1,3*}

¹Laboratório de Mamíferos, Departamento de Sistemática e Ecologia, Centro de Ciências Exatas e da Natureza (CCEN), Universidade Federal da Paraíba, Cidade Universitária s/n, João Pessoa, PB 58051-900, Brasil.

²Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia), Departamento de Sistemática e Ecologia, CCEN, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, PB 58051–900, Brasil.

³Programa de Pós-graduação em Ecologia e Monitoramento Ambiental, Centro de Ciências Aplicadas e Educação, Universidade Federal da Paraíba, Rio Tinto, PB 58.297-000, Brasil.

RESUMO

As mudanças no uso do solo resultam em fragmentação e perda de habitats, exercendo uma cascata de efeitos nas paisagens, com alterações na estrutura física e funcional, que são os principais determinantes no estabelecimento e manutenção das populações em ambientes alterados. Comparar parâmetros populacionais entre fragmentos e relacionar com elementos da paisagem fornece respostas acerca da possível evolução independente da composição dos fragmentos (fatores estocásticos) e/ou quais fatores determinísticos podem estar impactando as populações em áreas fragmentadas. O objetivo desse estudo foi verificar o efeito da fragmentação e da permeabilidade da matriz de cana-de-açúcar em escala populacional para duas espécies de marsupiais no Centro de Endemismo de Pernambuco, região reconhecida como hotspot de biodiversidade e altamente impactada pela produção de cana-de-açúcar. Para tanto, realizamos capturas em grids fixos em três fragmentos florestais (Reserva Biológica Guaribas, Complexo Pacatuba e RPPN Gargaú) e na matriz de cana-de-açúcar adjacente. Cada indivíduo capturado foi anestesiado, marcado com brinco metálico, e registramos o sexo, medidas biométricas, condição reprodutiva, peso, faixa etária e a posição da armadilha no fragmento. Utilizamos o Modelo Robusto de Pollock no software Mark para avaliar se tamanho e conectividade dos fragmentos exerciam influência sobre os parâmetros populacionais. Avaliamos a permeabilidade da matriz de cana-de-açúcar por meio do percentual de ocorrências, associado à análise de conectividade funcional no software Graphab 2.0. A amostragem ocorreu nos anos de 2016 e 2017 em oito campanhas de sete noites de armadilhamento em cada localidade, totalizando 168 dias de amostragem. O esforço amostral de 39.312 armadilhas/noite, resultou num total de 730 ocasiões de capturas de *Didelphis albiventris* de 282 indivíduos e 448 recapturas. Para *Marmosa murina*, a abundância foi quatro vezes menor, totalizando 113 ocasiões de capturas de 67 indivíduos e 46 recapturas. *D. albiventris* apresentou parâmetros populacionais mais estáveis, enquanto *M. murina* apresentou baixas taxas de sobrevivência, razão sexual enviesada para machos, e nenhum registro de fêmeas adultas reprodutivas em dois fragmentos. O Complexo Pacatuba, o maior fragmento, apresentou parâmetros populacionais significativamente melhores para ambas as espécies. Destacamos diferenças biométricas significativas para *M. murina*, com indivíduos cerca de 20% maiores e fêmeas duas vezes mais pesadas que nos demais fragmentos. Para ambas as espécies o tamanho do fragmento explicou a variação dos parâmetros populacionais. Adicionalmente, para *D. albiventris* a conectividade funcional foi importante devido à adaptação dessa espécie a ambientes variados, incluindo matrizes não florestais. Não obstante, a espécie demonstrou baixa permeabilidade à matriz de cana-de-açúcar. Para *M. murina* a matriz foi totalmente impermeável, com conseqüente tendência ao declínio populacional demonstrado pelos parâmetros populacionais disruptivos. Esse fato se deve provavelmente ao hábito arborícola da espécie, que não a permite permear pelos elementos da paisagem modificada, isolando as populações. Nesse estudo demonstramos claramente os impactos da cana-de-açúcar em escala populacional para *M. murina*, como exemplo de filtro ambiental que gera perda de espécies especialistas, homogeneizando comunidades. Nossos dados representam as primeiras estimativas populacionais para pequenos mamíferos no Centro de Endemismo de Pernambuco, trazendo respostas finas sobre a qualidade dos fragmentos, muitas vezes não perceptíveis em estudos de comunidades.

Palavras-chave: *Didelphis albiventris*, *Marmosa murina*, conectividade funcional, agroecossistemas, Desenho Robusto de Pollock

INTRODUÇÃO

A fragmentação e perda de habitats é um processo que exerce uma cascata de efeitos nas paisagens, desde as alterações na estrutura física por meio da perda de habitat, alterações no tamanho dos fragmentos e aumento do isolamento, bem como na estrutura funcional, com consequente aumento do efeito de borda e suas influências na estrutura e composição vegetal e nas variáveis ambientais dos ecossistemas (Uezu *et al.* 2005, Michalski e Peres 2007, Norris *et al.* 2008).

Esses processos resultam principalmente de mudanças no uso da terra, que são os principais determinantes no estabelecimento e manutenção das populações nos ambientes alterados (Gascon *et al.* 2000, Laurance *et al.* 2000). Um habitat transformado pode ser de baixa qualidade para espécies especialistas, que precisam de um tipo específico de recurso, ou para espécies que têm dispersão limitada pela matriz da paisagem, ou de alta qualidade para espécies generalistas e que possuem capacidade para atravessar matrizes não florestais (Vandermeer e Carnajal 2001, Daily *et al.* 2003). Amplas variações nas respostas específicas das espécies à fragmentação dificultam a identificação de tendências gerais que predizem como as espécies podem responder à fragmentação (Betts *et al.* 2014), uma vez que a resposta depende principalmente de aspectos da história natural das espécies, especialização de habitats, bem como das características dos fragmentos e da matriz nos quais estão inseridas (Vandermeer e Carnajal 2001, Walkup *et al.* 2017).

Em escala de populações, a fragmentação pode causar declínios e mudanças nos processos demográficos das espécies vulneráveis (Hokit e Branch 2003, Wiegand *et al.* 2005). As estruturas populacionais podem ser afetadas pela diminuição do recrutamento, migrações, reprodução e sobrevivência, em razão de mudanças nas taxas de predação, aumento de competição, diminuição na quantidade ou diversidade de recursos alimentares, diversidade de microhabitats, mudanças no uso do espaço, entre outros (Oli e Dobson 2001).

Os elementos de configuração da paisagem (conectividade estrutural e tamanho dos remanescentes), organismo-paisagem (conectividade funcional) e o movimento dos indivíduos (dispersão e migração) são informações-chave para compreender a dinâmica das populações (Fahrig e Paloheimo 1988). Portanto, comparar os parâmetros populacionais entre fragmentos de uma paisagem e relacionar com elementos da paisagem fornece respostas acerca da possível evolução

independente da composição dos fragmentos (fatores estocásticos) e/ou quais fatores determinísticos podem estar impactando as populações em áreas fragmentadas.

A Mata Atlântica do Brasil é considerada um dos mais importantes *hotspots* de biodiversidade (Myers *et al.* 2000), embora sua área original tenha sido reduzida a pequenos fragmentos isolados (~12% da área original) inseridos numa matriz de plantações, fazendas e áreas urbanas (Ribeiro *et al.* 2009). Para a região de Mata Atlântica localizada ao norte do rio São Francisco, denominada de Centro de Endemismo de Pernambuco (CEPE) e considerada um importante centro de endemismo da América do Sul, o cenário é ainda mais preocupante, uma vez que restam apenas 2% do remanescente original, sendo pequenos fragmentos florestais, a maioria menor que 50 hectares, restritos aos topos de morro e imersos em uma matriz de cana-de-açúcar (Fundação SOS Mata Atlântica/INPE 2017). Estudos envolvendo ecologia de populações de pequenos mamíferos são escassos no Brasil (Bergallo 1994, Mendel e Vieira 2003, Oliveira *et al.* 2007, Ferreira *et al.* 2016a, Ferreira *et al.* 2016b, Gentile *et al.* 2018) e particularmente no CEPE (Asfora e Pontes 2009).

Estudos dos impactos da mudança no uso da terra na ecologia de populações devem ser priorizados, especialmente da conversão de florestas em monoculturas de cana-de-açúcar, uma vez que muitos dos maiores fragmentos que mantêm a biodiversidade da Mata Atlântica estão imersos nessa matriz (Fundação SOS Mata Atlântica/INPE 2017). Os altos níveis de perda florestal do CEPE são devido às plantações históricas e contínuas de cana-de-açúcar dos últimos 500 anos, desde a colonização do Brasil (Coimbra-Filho e Câmara 1996, Vivo 1997). No entanto, apesar da influência do período colonial e imperial, o cenário atual resulta de ações mais recentes, especialmente do século XX (Barreto 2013). Nesse cenário, é necessário entender a permeabilidade das espécies de pequenos mamíferos na matriz e as variações nos padrões demográficos, com vistas a quantificar possíveis perdas de funções ecológicas e planejar estratégias de conservação, bem como para identificar áreas prioritárias para restauração da conectividade, quando apropriado.

Um dos aspectos que respondem à fragmentação está relacionado ao requerimento de habitat das espécies, onde se observa as especialistas de habitat sendo mais sensíveis à fragmentação por depender de ambientes com níveis de restrição; por outro lado, os generalistas de habitat como sendo mais tolerantes, as vezes se tornando abundantes nessas paisagens, pois se beneficiam da heterogeneidade de habitat, incluindo bordas, e possível diminuição da competição (Andrén *et al.* 1997, Henle *et al.* 2004, Devictor *et al.* 2008). Essas respostas foram observadas em pequenos mamíferos em regiões tropicais e subtropicais (Pires *et al.* 2002, Hurst *et al.* 2013, 2014).

Em se tratando da monocultura de cana-de-açúcar, os poucos estudos existentes com pequenos mamíferos mostram uma baixa permeabilidade da matriz e, conseqüentemente, impacto negativo significativo nas áreas nativas adjacentes, uma vez que nenhum marsupial foi registrado em áreas de cana-de-açúcar da Mata Atlântica do Sudeste do Brasil (Gheler-Costa *et al.* 2012, 2013), nem fora do Brasil (Hurst *et al.* 2013, 2014). Tais respostas podem ser relacionadas ao tipo de manejo que a monocultura de cana-de-açúcar é submetida, uma vez que em cana-de-açúcar orgânica a diversidade da fauna geral, incluindo mamíferos, é alta mesmo comparada a ambientes nativos (Miranda 2006).

O gambá-de-orelha-branca (*Didelphis albiventris*) e o rato-gambá-murino (*Marmosa murina*) são espécies que ocorrem em abundância por serem adaptadas a ambientes instáveis e de floresta secundária com diferentes tamanhos e níveis de perturbação e por possuírem uma plasticidade ecológica principalmente no que se refere ao uso do habitat, sendo comuns tanto em ambientes florestais quanto savânicos (Fonseca *et al.* 1982, Charles-Dominique 1983, Pardini, 2004, Fernandez e Pires 2006, Caldara e Leite 2007, Almeida *et al.* 2008). Apesar de tais semelhanças, elas possuem diferentes hábitos, *D. albiventris* é escansorial, e *M. murina* é arborícola.

A teoria ecológica prediz que uma população natural deve ser caracterizada por uma estrutura etária e razão sexual relativamente estáveis, com uma flutuação sazonal natural de acordo com as características regionais (Fitzgerald 1994, Gotelli 1995, Caswell 2001, Le Galliard *et al.* 2005). Considerando o efeito da fragmentação e que populações em fragmentos pequenos são mais vulneráveis à extinção local, é esperado, portanto, que haja diferenças nos parâmetros demográficos entre grandes e pequenos fragmentos (Dooley e Bowers 1998, Holland e Bennett 2010, Delciellos *et al.* 2018). Espécies de hábito arborícola geralmente são mais sensíveis à perda de habitat e conversão de terras e, conseqüentemente, podem ficar mais isoladas num fragmento rodeado por uma matriz que não possui estrato arbóreo. Por outro lado, espécies de hábito escansorial que sejam menos sensíveis podem transpor uma matriz não arbórea mais facilmente.

Considerando a história de vida de *M. murina* e *D. albiventris*, nós testamos as hipóteses de que (1) tamanho e conectividade dos fragmentos são importantes elementos da configuração da paisagem e exercem influência sobre parâmetros populacionais, com *M. murina* apresentando evidências de declínio populacional e *D. albiventris* uma relação neutra com tais elementos e (2) a matriz de cana-de-açúcar é mais permeável para *D. albiventris* por apresentar hábito escansorial e menos permeável para *M. murina* por ser de hábito arborícola.

O objetivo desse estudo foi realizar um diagnóstico dos fragmentos florestais para verificar o efeito da fragmentação e da permeabilidade da matriz de cana-de-açúcar em escala populacional de duas espécies de marsupiais. Especificamente, comparamos os parâmetros populacionais: razão sexual, distribuição etária e de fêmeas reprodutivas, biometria, índice de condição corporal, sobrevivência, imigração, tamanho populacional, probabilidades de captura e recaptura e densidade em três fragmentos florestais, bem como, avaliamos o efeito do tamanho e conectividade dos fragmentos. O entendimento dessas questões relativas à permeabilidade traz luz ao efeito da expansão da monocultura de cana-de-açúcar em toda a Mata Atlântica, especialmente pela escolha de espécies amplamente distribuídas no Brasil.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi conduzido em três áreas de mosaico de remanescentes de Mata Atlântica na Paraíba (Fig. 1). A Reserva Biológica (Rebio) Guaribas (-6.741955° S/-35.141963° O) é uma unidade de conservação de proteção integral com 3.016 ha, situada no município de Mamanguape. Essa reserva é dividida em três fragmentos, sendo que realizamos nossa amostragem em uma das áreas, denominada Rebio Guaribas - Sema II. A precipitação média anual é de 1.413mm para Mamanguape (Alvares *et al.* 2013). As áreas da floresta com predominância de vegetação arbórea podem apresentar um dossel em torno de 15-18m e árvores emergentes com cerca de 20m. Informações detalhadas sobre a vegetação da Rebio Guaribas II podem ser encontradas em Barbosa *et al.* (2011).

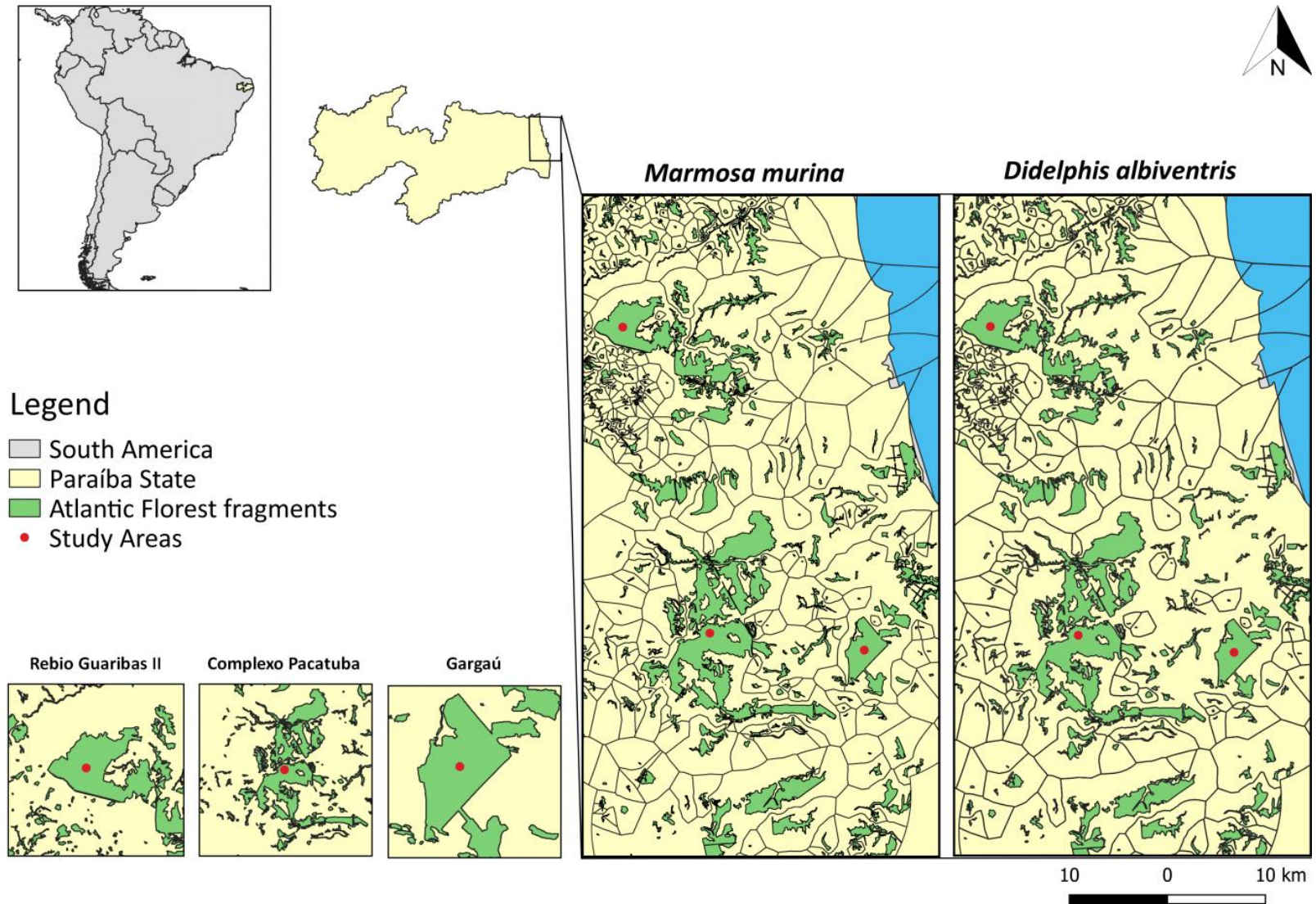


Figura 1. Mapa de localização dos três fragmentos de estudo e conectividade funcional para *Marmosa murina* e *Didelphis albiventris* na Mata Atlântica, Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. As linhas indicam as unidades composicionais de conectividade nas escalas de 1000m e 200m, respectivamente.

O fragmento que denominamos de Complexo Pacatuba (6°56'35" S/ 34°59'8" O) inclui a área da Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Fazenda Pacatuba e fragmentos adjacentes que consideramos como uma área contínua, pois são separadas apenas por pequenas estradas de terra (<50m). O complexo localiza-se no município de Sapé, possui uma área de 6.996,25 ha de floresta contínua e secundária com diferentes estágios sucessionais. A maior parte da floresta possui árvores altas, algumas emergentes chegam a 35m de altura e 4m de circunferência, com epífitas abundantes (Bonvicino 1989). Próximo das áreas onde realizamos as amostragens, existiam três corpos d'água permanentes (Souza 2005). A precipitação média anual para Sapé é de 1.193 mm (Alvares *et al.* 2013).

O terceiro fragmento, a Gargaú (6°59'29" S/ 34°56'44"O), inclui a área da RPPN Engenho Gargaú, situada no município de Santa Rita, possui uma área de 1.846,00 ha, coberta com floresta em diferentes estágios sucessionais entremeada por áreas alagadas e abertas, com árvores que podem chegar entre 12 e 15m de altura (Fialho e Gonçalves 2008). Possui precipitação média anual de 1.533 mm (Alvares *et al.* 2013).

Todos os fragmentos são caracterizados como floresta estacional semidecidual com manchas de savana, conhecidas localmente por "tabuleiros" e inseridos numa matriz de monocultura de cana-de-açúcar. De acordo com o sistema de classificação de Koppen, o clima da região é do tipo As - tropical com verão seco, com médias térmicas que variam entre 23.7°C a 27.2°C (Alvares *et al.* 2013).

ESPÉCIES ESTUDADAS

Didelphis albiventris e *M. murina* possuem ampla distribuição geográfica na América do Sul e na Mata Atlântica do Brasil. São espécies de hábito noturno e solitário (Paglia *et al.* 2012). Sob o aspecto da reprodução, são poliétricos sazonais, com duas ou três ninhadas ao ano e em geral o nascimento dos filhotes está relacionado ao período mais favorável do ano (Jansen 2002, Nascimento e Horta 2014). A razão sexual é de 1:1 em ambas as espécies (Dalmaschio e Passamani 2003, Almeida *et al.* 2008).

Didelphis albiventris é de médio porte (500 - 2.750g) e possui atividade crepuscular e escansorial (Reis *et al.* 2011). É uma espécie considerada frugívora e onívora, mas pode consumir insetos, caranguejos e pequenos vertebrados (Fonseca 1996, Lange e Jablonski 1998, Eisenberg e Redford 1999, Nowak 1999, Paglia *et al.* 2012). Apesar de solitária, há registros de comportamento gregário intra e interspecífico (Astúa *et al.* 2015). As espécies do gênero *Didelphis* podem demorar entre 6 e 8

meses para atingir a maturidade sexual, possuem no máximo 13 mamas e um número de filhotes entre cinco e 13, que desmamam após três a quatro meses de nascidos (Nascimento e Horta 2014). Há uma variação na capacidade de dispersão dos indivíduos de *D. albiventris*, variando de cerca de 300 a 1000m (Almeida *et al.* 2008, Oliveira *et al.* 2010).

Marmosa murina é uma espécie arborícola de pequeno porte (18 - 100g) e possui hábito insetívoro (Fonseca 1996). Espécies do gênero *Marmosa* atingem a maturidade sexual com cerca de seis meses, apresentam entre nove e 19 mamas, passam 14 dias gestando os filhotes que variam em número de sete a nove, e o desmame acontece entre 60 e 70 dias de nascidos (Nascimento e Horta 2014). A capacidade de dispersão de *M. murina* não ultrapassa os 100m (Dalmascio e Passamani 2003).

AMOSTRAGEM

A amostragem foi feita por meio de armadilhas de contenção viva (*live trap*) (Sherman® - 25x8x9cm e Tomahawk® - 18x18x39cm). Dispusemos as armadilhas em um grid composto por 12 transectos em cada habitat, fragmento florestal (Ff) e cana-de-açúcar (Cc), cada um deles com cerca de 200 m de comprimento e 10 pontos de armadilhamento, distantes 20 m entre si e dispostos alternadamente (uma Sherman® e uma Tomahawk®) (Fig. 2). No fragmento florestal, instalamos duas armadilhas adicionais no estrato arbóreo a cerca de três metros do chão (sub-bosque), uma de cada modelo, para maximizar a captura nesse estrato. No total, em cada localidade, foram distribuídas 264 armadilhas, 144 armadilhas no fragmento florestal e 120 na monocultura de cana-de-açúcar.

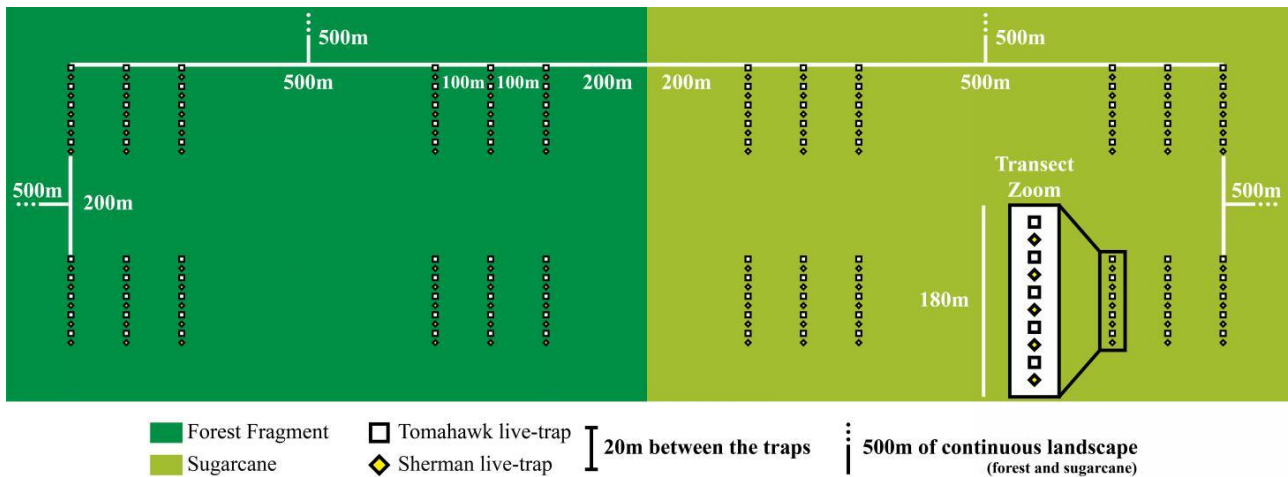


Figura 2. Esquema de armadilhamento para captura de *Didelphis albiventris* e *Marmosa murina* realizado em três localidades na Mata Atlântica, Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. Os quadrados correspondem as *live traps* (pretos - Sherman® e brancos - Tomahawk®). A interface entre os dois habitats em todas as localidades é uma estrada de acesso local não pavimentada.

A amostragem ocorreu nos anos de 2016 e 2017 em oito campanhas de 7 noites de armadilhamento em cada localidade (Tab. 1), totalizando 168 dias de amostragem. Entre cada expedição houve um intervalo de no mínimo 10 dias. Reiscamos as *live traps* diariamente com isca mista, uma mistura de sardinha, aveia, banana e farinha de amendoim.

Tabela 1. Períodos de amostragem das campanhas de captura nos anos de 2016 e 2017 para três localidades na Mata Atlântica, Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil.

Localidade	Campanhas de captura	Período de amostragem
Rebio Guaribas II	1R	15 a 22 de maio/2016
	2R	05 a 12 de junho/2016
	3R	09 a 15 de outubro/2016
	4R	30 de outubro a 5 de novembro/2016
	5R	18 a 26 de maio/2017
	6R	13 a 20 de junho/2017
	7R	26 de setembro a 03 de outubro/2017
	8R	25 de outubro a 02 de novembro/2017

(continua)

(continuação)

Localidade	Campanhas de captura	Período de amostragem
Complexo Pacatuba	1P	07 a 14 de março/2016
	2P	09 a 16 de abril/2016
	3P	06 a 12 de agosto/2016
	4P	22 a 28 de agosto/2016
	5P	10 a 17 de março/2017
	6P	27 de março a 04 de abril/2017
	7P	04 a 12 de julho/2017
	8P	25 de julho a 02 de agosto/2017
Gargaú	1G	04 a 10 de julho/2016
	2G	23 a 29 de julho/2016
	3G	04 a 10 de novembro/2016
	4G	25 de setembro a 01 de outubro/2016
	5G	06 a 14 de abril/2017
	6G	23 a 30 de abril/2017
	7G	08 a 15 de agosto/2017
	8G	29 de agosto a 06 de setembro/2017

Cada indivíduo capturado foi anestesiado com cloridrato de quetamina (8-10 mg/kg - de acordo com a espécie-alvo) + cloridrato de xilazina (2 mg/kg) via intramuscular, pesado, identificado com brincos individuais metálicos numerados (~7mm), aferido o sexo, tamanho, condição reprodutiva e faixa etária (baseada na fórmula dentária), além do registro da posição da armadilha no espaço. Durante todo o manejo do animal foi feita hidratação ocular e, após a sua recuperação total, o indivíduo era solto a cerca de 10 a 15m do seu mesmo local de captura. Em cada primeira amostragem por campanha todos os indivíduos capturados já marcados eram novamente aferidos (tamanho, peso, condição reprodutiva, faixa etária e posição da armadilha). Nas capturas seguintes, apenas a posição da armadilha era registrada.

Indivíduos testemunho de cada espécie foram depositados na coleção de mamíferos da Universidade Federal da Paraíba. A classificação taxonômica e nomenclatura empregadas seguiram Patton e colaboradores (2015).

A captura e coleta dos marsupiais foi licenciada pelo Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade-SISBIO/ICMBio (número: 43641-1), bem como pelo Comitê de Ética em uso de animais da UFPB (número: 130/2015), e os procedimentos de captura e manipulação dos animais seguiram as recomendações do guia de captura e manejo aprovado pelo Comitê da Sociedade Americana de Cuidado e Uso Animal de Mamíferos (Sikes *et al.* 2016).

ANÁLISES DE DADOS

O número de indivíduos capturados de cada espécie foi considerado como a abundância absoluta para cada fragmento. O esforço amostral foi obtido multiplicando o número utilizado de armadilhas pelo número de noites em que as armadilhas ficaram ativas. Calculamos o sucesso de captura como porcentagem do número de capturas em relação ao esforço amostral, da mesma forma para a taxa de recaptura, utilizando o número de recapturas.

No que se refere a estrutura populacional, avaliamos a razão sexual, a proporção de fêmeas reprodutivas em relação às não-reprodutivas, a proporção de jovens em relação aos sub-adultos e adultos, biometria, condição corporal, tamanho populacional, densidade e probabilidades de captura (= recaptura) e sobrevivência.

Consideramos as fêmeas reprodutoras quando apresentavam as seguintes condições: filhotes na bolsa, mamilos inchados e/ou evidência de lactação.

Definimos a estrutura etária em três classes de idade: jovens, subadultos ou adultos, com base em sua fórmula dentária. Indivíduos com dentição superior e inferior completas foram considerados adultos, aqueles com o terceiro pré-molar presente, mas faltando o último molar superior e/ou inferior como subadultos e aqueles com o pré-molar decíduo como jovem (Macedo *et al.* 2006).

Para comparações de diferenças entre os fragmentos com relação às proporções de razão sexual esperada (1:1) utilizamos o teste de Qui-quadrado (Zar, 1999), distribuição etária e fêmeas reprodutivas em relação a não reprodutivas. Quando as amostras foram muito pequenas para realizar as comparações utilizamos o teste exato de Fisher.

Para as análises das medidas biométricas dos indivíduos utilizamos o peso (Peso), comprimento do corpo (Cc), da cauda (Ca), da orelha (O) e do pé com unha (Pcu). Para avaliar a condição corporal utilizamos o Índice de Massa Escalada (IME) (Peig e Green 2009, 2010), que utiliza o peso obtido em campo e uma medida linear do indivíduo, além da média dessa medida linear da população, para a qual usamos o comprimento do corpo. Para essas duas métricas utilizamos apenas os indivíduos de primeira captura e adultos das amostras.

Testamos as diferenças entre os fragmentos com relação a índice de condição corporal e biometria utilizando ANOVA. Quando houve diferença significativas entre fragmentos aplicamos o Teste de Tukey a posteriori.

Com relação à precipitação, utilizamos os dados disponibilizados pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) para os dois anos de amostragem usando os dados da estação meteorológica convencional de João Pessoa, capital do estado, por ser a estação mais próxima das áreas de estudo. O acumulado do mês anterior usamos se a amostragem tiver ocorrido até a primeira metade do mês de referência, caso a amostragem tenha ocorrido a partir da segunda metade do mês de referência, foram usados os dados de precipitação do mês corrente.

Métricas de paisagem

Inicialmente produzimos um mapa de uso e cobertura do solo por meio de imagens do Catálogo de Imagens de Satélite Rapideye (2012 - 2015) com resolução de 5m, cedidas pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA 2017) com vetorização na escala 1:10 m, datum WGS 1984 (World Geodesic System), UTM 25 Zone South (Universal Transverse Mercator). Para isso foi utilizada a classificação supervisionada por meio do programa ARCGIS 10.1, ao final do processo para conferência, foi usado o software Google Earth. Ao todo, foram determinadas 14 categorias de paisagem (Tab 2).

Como métricas de configuração da paisagem definimos a conectividade funcional e o tamanho dos fragmentos. O tamanho dos fragmentos (Tf) foi calculado em hectares através do QGIS (Carrara *et al.* 2015). A conectividade funcional (Pc) foi mensurada a partir de uma probabilidade definida como a probabilidade de dois animais colocados aleatoriamente dentro da paisagem caírem em áreas de habitat interconectado dado um conjunto de manchas de habitat e as conexões entre elas (Saura e Pascual-Hortal 2007). Realizamos o cálculo dessa métrica com a Ferramenta de Modelagem de Redes Ecológicas Graphab 2.2 (Foltête *et al.* 2012) para ambas as espécies, pelo qual utilizamos a distância máxima de dispersão de 200 metros para *M. murina* e 1000 metros para *D.*

albiventris, considerando os registros de deslocamento máximo destas espécies (Dalmaschio e Passamani 2003, Almeida *et al.* 2008, Oliveira *et al.* 2010), relacionada a uma probabilidade de movimento de 0.05, e a paisagem foi considerada heterogênea. Nesta perspectiva, cada categoria de cobertura do solo foi caracterizada pela capacidade de facilitar ou impedir movimentos das espécies usando o conhecimento ecológico das preferências de habitat da IUCN Red List e/ou Encyclopedia of Life (Parr *et al.* 2014, IUCN 2019).

Dada a dificuldade em atribuir valores de custo às categorias de cobertura do solo a partir da literatura ecológica (Rayfield *et al.* 2010), relacionamos essas categorias às funções para as espécies e definimos os custos da resistência para transpor tal categoria (Tab. 2). Os custos da resistência foram definidos a partir de uma escala de 1 (menor resistência) a 1000 (maior resistência), uma vez que é conhecida a importância de usar valores altamente contrastantes, principalmente na presença de categorias que funcionam como barreiras (Clauzel *et al.* 2013).

Especificamente para a “cana-de-açúcar”, com base nos nossos dados de campo calculamos o grau de permeabilidade de cada espécie, que foi obtido como a porcentagem do número de indivíduos capturados nessa matriz pelo número total de indivíduos capturados na amostragem completa da localidade (fragmento florestal + cana-de-açúcar adjacente). A partir dessa porcentagem de ocorrência definimos o valor de resistência da matriz para as espécies.

Tabela 2. Conjunto dos valores de resistência para cada uma das 14 categorias de uso do solo na paisagem utilizadas para a análise de conectividade funcional para *Didelphis albiventris* e *Marmosa murina* na Mata Atlântica, Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. Estrada tipo 1 se refere às rodovias estaduais e tipo 2 às rodovias federais.

Categoria	Função da categoria	Custo da resistência
Área edificada	Desfavorável	100
Bambuzal	Adequado	15
Campo úmido	Habitat úmido	5
Cana-de-açúcar	Barreira	1000
Corpos d'água	Habitat aquático	10
Fragmento florestal	Habitat terrestre	1
Manguezal	Adequado	15
Mar	Barreira	1000
Outros plantios	Desfavorável	100
Praia (areia)	Desfavorável	100
Solo exposto	Desfavorável	100
Vegetação aberta	Habitat terrestre	1
Estrada tipo 1 (PB)	Barreira	1000
Estrada tipo 2 (BR)	Barreira	1000

Modelos de marcação e recaptura

Nas análises demográficas, incluímos os indivíduos adultos, sub-adultos e jovens e não separamos por categorias de sexo, com exceção das medidas biométricas e índice de condição corporal. Convertemos os dados de captura, marcação e recaptura em um histórico de encontros e usamos para gerar modelos através do Desenho Robusto de Pollock (Kendall *et al.* 1997, Pollock 1982). Conduzimos essas análises usando o programa Mark 6.2 (White e Burnham 1999).

A abordagem do Desenho Robusto de Pollock considera a combinação de dados de populações abertas e fechadas em ocasiões de amostragens primárias e secundárias. Assim, consideramos cada amostragem de sete dias numa localidade como ocasião primária. Entre as ocasiões primárias, assumimos que as populações são abertas, ou seja, demograficamente e geograficamente podem mudar o tamanho populacional, e isso está atribuído a nascimento/imigração ou morte/emigração. Por outro lado, dentro das ocasiões primárias, consideramos as populações fechadas.

O Modelo Robusto de Pollock estima probabilidades de sobrevivência aparente (ϕ), captura e recaptura (p e c). Além da emigração temporária (γ), utilizando dois parâmetros, γ'' : probabilidade de emigração temporária fora da área de estudo, dado que o indivíduo estava presente no período primário anterior, e γ' : probabilidade de permanecer fora da área de estudo, dado que o indivíduo não estava presente no período primário anterior (Kendall *et al.* 1997). Como parâmetro derivado é estimada também a abundância da espécie para cada evento de captura (N) Huggins (1991). Estimamos a densidade dividindo o número estimado de indivíduos pelo tamanho da área amostrada, portanto, assumimos uma área homogênea com iguais probabilidades de ocorrência dos marsupiais e podendo ser capturados em qualquer ambiente.

As covariáveis usadas para avaliar a variação nos parâmetros demográficos foram: precipitação (Precip) considerando a precipitação acumulada dos dias entre as amostragens primárias, conectividade funcional (P_c) e tamanho (T_f) dos fragmentos. Definimos as probabilidades de captura como iguais às de recaptura, pois assumimos que não há heterogeneidade condicionada à resposta comportamental dos animais. Além disso, consideramos essa probabilidade igual dentro de cada fragmento, mas diferente entre eles, bem como as probabilidades de imigração. Não incluímos outras variantes para p e c , tanto para evitar um exponencial aumento do número de modelos, como porque o estudo não incluiu hipóteses específicas para a variação nas probabilidades de captura.

Para a sobrevivência aparente, construímos modelos com efeito dos indivíduos transitórios e do tempo sobre estes e os residentes, além das covariáveis Prec, Pc e Tf. Para as probabilidades de captura e recaptura, consideramos o efeito do tempo para cada sessão de captura e das covariáveis Pc e Tf. Para todos os modelos, consideramos as estruturas γ' e γ'' entre as sessões primárias como 'movimento constante' ($\gamma'' = \gamma' = 0$) para *D. albiventris* e 'sem movimento' ($\gamma'' = 0$; $\gamma' = 1$) para *M. murina*, como verificado na modelagem preliminar que realizamos, visto que não existem dados ou suporte suficiente para considerar taxas de movimento mais complexas como 'markoviano' ($\gamma'' \neq \gamma'$), 'even flow' ($\gamma'' = 1 - \gamma'$) ou 'movimento randômico' ($\gamma'' = \gamma'$) (Kendall *et al.* 1997).

Para evitar viés em nossas estimativas de sobrevivência aparente devido à inclusão dos indivíduos transitórios (indivíduos que desapareceram após a primeira captura), aplicamos os modelos de sobrevivência Time-SinceMarking (TSM) (Pradel *et al.* 1997). Usamos tais modelos porque obtivemos muitos registros de indivíduos que ocorreram apenas uma vez no histórico de detecção. Os modelos TSM permitem dividir a sobrevivência aparente em sobrevivência de transitórios, durante o primeiro intervalo, e sobrevivência de residentes, dos intervalos subsequentes.

Nosso modelo global foi $\phi(\text{tran} + t + \text{Precip} + \text{Pc} + \text{Tf}) \gamma'' \gamma' (\cdot) p = c(\text{sessão} + \text{Pc} + \text{Tf})$, que considerou efeito aditivo de transitórios/residentes (trans), tempo (t), precipitação (Precip), conectividade funcional (Pc) e tamanho do fragmento (Tf) na sobrevivência, e efeito aditivo da sessão de amostragem (sessão), Pc e Tf na captura (p) e recaptura (c). A partir do modelo global, construímos um conjunto de modelos candidatos com todas as combinações das covariáveis para os parâmetros de sobrevivência e detecção.

Combinando o conjunto de covariáveis e parâmetros demográficos obtivemos 18 modelos (Apêndice S1). Em seguida, eliminamos os modelos com parâmetros não informativos seguindo recomendação de Arnold (2010). Esses modelos foram ranqueados usando o Critério de Informação de Akaike (AIC) ajustado para pequenas amostras (AICc) (Burnham e Anderson 2002). O modelo com AICc mais baixo é o modelo melhor ajustado dentro do conjunto de modelos candidatos e todos os modelos com $\Delta\text{AICc} \leq 2$ têm suporte substancial semelhante para explicar a variação dos dados (Burnham e Anderson 2002). Para incorporar a incerteza do processo de seleção de modelos em nossas estimativas de parâmetros demográficos, utilizamos o procedimento de média dos modelos através da soma dos modelos mais bem ranqueados que somaram um W-AICc de 0.95 (Burnham e Anderson 2002). Realizamos todas as análises por meio do programa R 3.5.0 (R Core Team 2018) e consideramos as diferenças estatísticas significativas para $p < 0,05$.

RESULTADOS

Considerando todas as localidades, o esforço amostral de 39,312 armadilhas/noite, resultando num total de 730 ocasiões de capturas de *D. albiventris* (1,85% sucesso) de 282 indivíduos e 448 recapturas (1,13% sucesso). As recapturas variam de 1-18 ocasiões por indivíduo. Para *M. murina*, a abundância foi quatro vezes menor. Somando os três fragmentos, foi registrado um total de 113 ocasiões de capturas (0,28% sucesso) de 67 indivíduos que tiveram 46 recapturas (0,11% sucesso), com máximo de cinco recapturas por indivíduo. Os sucessos de capturas e recaptura foram mais altos na localidade Rebio Guaribas II para ambas as espécies, seguida da Gargaú para *D. albiventris*. Para *M. murina* os sucessos de captura foram praticamente iguais no Complexo Pacatuba e Gargaú (Tab. 3).

Tabela 3. Esforço amostral (armadilhas/noite) e dados de captura e recaptura de duas espécies de marsupiais em área de mosaico de Mata Atlântica e cana-de-açúcar na Mata Atlântica, Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. Os valores em porcentagem representam o sucesso de captura e recaptura*. A última coluna indica o número de capturas por habitat amostrado (Ff: Fragmento florestal, Cc: Cana-de-açúcar), para cada espécie por localidade.

	Esforço amostral	Espécies	Indivíduos	Capturas	Recapturas	Capturas Ff/Cc
Rebio Guaribas II	11,844	<i>D. albiventris</i>	163	432 (3,64%)	269 (2,27%)	430/2
		<i>M. murina</i>	25	44 (0,37%)	19 (0,16%)	43/1
Complexo Pacatuba	13,104	<i>D. albiventris</i>	39	70 (0,53%)	31 (0,23%)	69/1
		<i>M. murina</i>	23	35 (0,26%)	12 (0,09%)	35/0
Gargaú	12,684	<i>D. albiventris</i>	80	228 (1,79%)	148 (1,16%)	222/6
		<i>M. murina</i>	19	34 (0,26%)	15 (0,11%)	33/1

*Sucesso de (re)captura = (número total de (re)capturas/número de armadilhas/noite) x 100).

No que se refere ao período reprodutivo e recrutamento, para *D. albiventris*, verificamos que a espécie se reproduz ao longo de todo ano a partir da distribuição dos indivíduos jovens nas amostragens, embora seja possível perceber um aumento no número de fêmeas reprodutivas ao longo das cinco primeiras campanhas de cada ano amostrado que se refere a períodos de amostragem dentro dos meses de março, abril, maio, junho e julho. Para *M. murina*, apenas os

meses de março e abril apresentaram fêmeas reprodutivas e nos meses de maio e junho, indivíduos jovens. (Fig. 3).

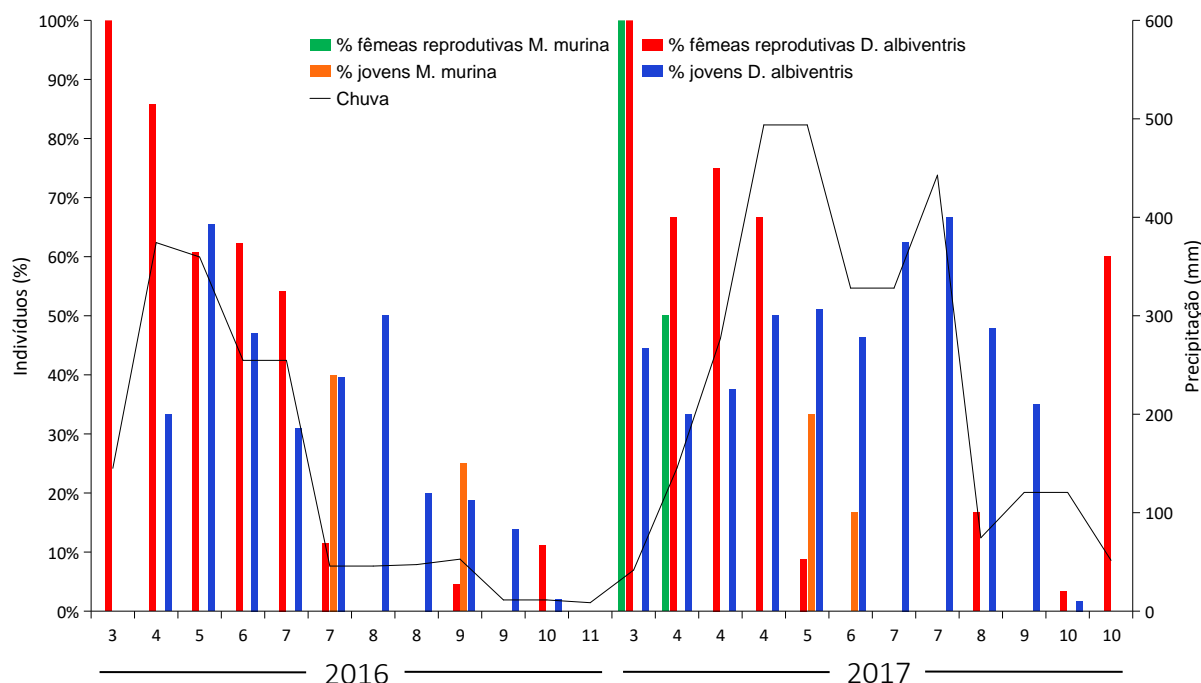


Figura 3. Porcentagem de fêmeas reprodutivas e indivíduos jovens de *Didelphis albiventris* e de *Marmosa murina*, e precipitação mensal acumulada (linha preta), entre fevereiro de 2016 e outubro de 2017, em três localidades na Mata Atlântica, Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. Os números no eixo x correspondem aos meses do ano.

A distribuição etária entre os três fragmentos foi significativamente diferente tanto para *D. albiventris* ($\chi^2=16,50$, $gl=2$, $p=0,02$) quanto para *M. murina* ($\chi^2=12,78$, $gl=2$, $p=0,01$). Em todos os fragmentos houve uma predominância de adultos em detrimento de subadultos e jovens, isso foi ainda mais evidente para *M. murina*, com cerca de 80% de adultos em dois fragmentos (Fig. 4).

Registramos uma diferença significativa na proporção de fêmeas reprodutivas entre os fragmentos para as duas espécies (*D. albiventris* - $\chi^2=12,86$, $gl=2$, $p=0,01$; *M. murina* - $\chi^2=5,51$, $gl=2$, $p=0,05$). Em todas as áreas, encontramos uma baixa taxa de indivíduos reprodutivos, com exceção do Complexo Pacatuba, com 51% de fêmeas reprodutivas para *D. albiventris* e 33% para *M. murina* (Fig. 4). Vale destacar que, para essa última espécie, nos demais fragmentos não registramos nenhum indivíduo se reproduzindo.

Com relação a razão sexual, Para *D. albiventris* a distribuição entre sexos foi equilibrada nos fragmentos, com valores de 0,9:1, 1,5:1 e 0,9:1 na Rebio Guaribas II, Complexo Pacatuba e Gargaú,

respectivamente. Para *M. murina*, a razão sexual registrada foi de 3,8:1 na Rebio Guaribas II, 1,9:1 no Complexo Pacatuba e 5,8:1 na Gargaú, ou seja, uma alta predominância significativa de machos em todos os fragmentos, particularmente na Rebio Guaribas II ($\chi^2=8.41$; $p<0,05$) e na Gargaú ($\chi^2=9.67$; $p<0,05$) (Fig. 4).

Biometria e Condição corporal

O Complexo Pacatuba apresentou os indivíduos com maior peso corporal e comprimento do corpo para ambas as espécies (Tab. 4); entretanto, com relação ao índice de condição corporal (Índice de Massa Escalada - IME) não houve diferença significativa entre os fragmentos.

Para *M. murina*, o peso corporal ($F= 78,1$; $gl= 2$; $p<0.05$) e comprimento do corpo ($F= 39,5$; $gl= 2$; $p<0.05$) foram significativamente diferentes entre as fêmeas, sendo os indivíduos do Complexo Pacatuba duas vezes mais pesados e cerca de 20% maiores que nos demais fragmentos. Para machos, o comprimento do corpo apresentou diferença significativa ($F= 5,7$; $gl= 2$; $p<0.05$), com indivíduos aproximadamente 18% maiores no Complexo Pacatuba e orelhas menores na Gargaú ($F= 3,6$; $gl= 2$; $p<0.05$) (Tab. 4).

Para *D. albiventris*, os machos apresentaram diferença significativa no peso corporal ($F= 4,9$; $gl= 2$; $p<0.05$) também com os indivíduos do Complexo Pacatuba mais pesados, e para fêmeas, o pé com unha foi significativamente diferente entre as áreas ($F= 4,2$; $gl= 2$; $p<0.05$) também com o Complexo Pacatuba com os maiores valores.

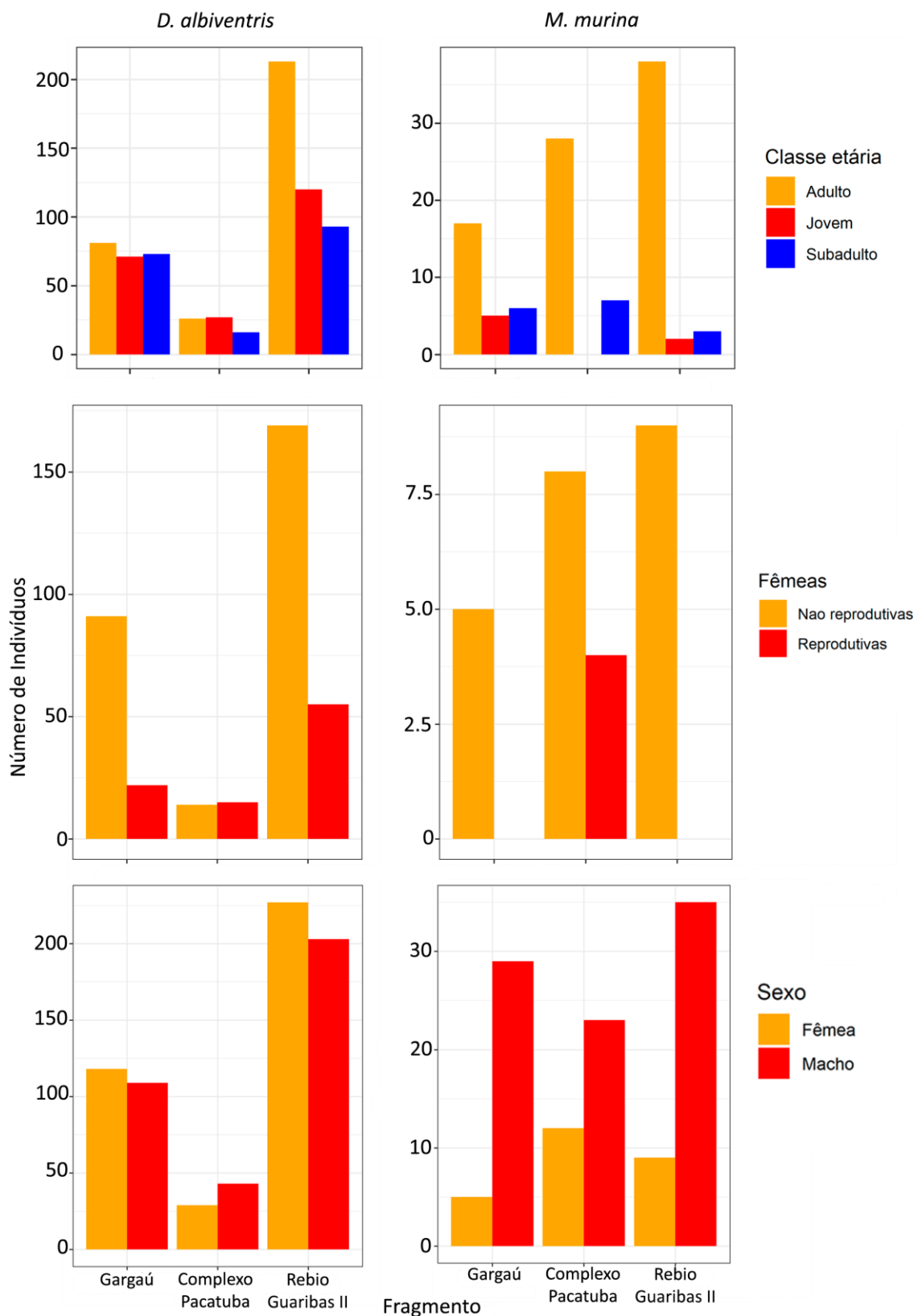


Figura 4. Distribuição do número de indivíduos em relação a classes etárias, fêmeas reprodutivas e não-reprodutivas e sexo para *Didelphis albiventris* e *Marmosa murina* em três localidades na Mata Atlântica, Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil.

Tabela 4. Medidas biométricas para cada espécie por sexo e localidade na Mata Atlântica, Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. Peso em gramas e demais medidas em milímetros. IME (Icc): Índice de Massa Escalonada (Índice de Condição Corporal). Os valores estão organizados como a seguir: Média \pm Desvio padrão (máximo - mínimo).

Machos	Localidade	Peso	Cc	Ca	O	Pcu	ICC
<i>Didelphis albiventris</i>	Rebio Guaribas II (N= 18)	585,5 \pm 173,0 (360-950)	300,3 \pm 26,0 (261-365)	297,6 \pm 32,7 (214-363)	58,3 \pm 3,0 (53-63)	45,7 \pm 3,0 (41-51)	604,4 \pm 239,7 (318,7-1199,1)
	Complexo Pacatuba (N= 8)	734,3 \pm 267,2 (240-1095)	308,5 \pm 58,5 (180-370)	286,2 \pm 109,0 (22,1-352)	59,1 \pm 7,5 (45-66)	46,6 \pm 5,7 (35-55)	702,8 \pm 269,8 (205,6-1075,2)
	Gargaú (N= 12)	596,2 \pm 145,7 (360-930)	305,2 \pm 30,7 (248-362)	320,1 \pm 21,0 (285-346)	58,4 \pm 5,8 (48-68)	42,8 \pm 7,0 (30-54)	599,9 \pm 151,3 (370,6-944,3)
<i>Marmosa murina</i>	Rebio Guaribas (N= 13)	43,4 \pm 12,1 (22-70)	121,1 \pm 10,7 (104-145)	181,9 \pm 14,0 (154-204)	23,5 \pm 2,3 (17-26)	21,9 \pm 1,0 (20,5-24)	46,2 \pm 16,5 (20,0-86,1)
	Complexo Pacatuba (N= 11)	49,2 \pm 21,0 (23-82)	129,5 \pm 16,4 (108-153)	176,5 \pm 11,2 (157-199)	22,8 \pm 1,5 (20-25)	21,9 \pm 1,3 (20-25)	51,0 \pm 25,6 (20,1-90,3)
	Gargaú (N= 5)	29,4 \pm 5,3 (23-37)	106,4 \pm 5,4 (99-114)	167,0 \pm 10,1 (161-185)	20,6 \pm 2,3 (17-23)	21,3 \pm 1,4 (19-23)	30,5 \pm 7,1 (21,8-41,1)
Fêmeas							
<i>Didelphis albiventris</i>	Rebio Guaribas II (N= 24)	489,7 \pm 124,6 (270-730)	297,4 \pm 24,4 (245-335)	312,5 \pm 21,9 (266-363)	57,6 \pm 3,8 (53-67)	42,1 \pm 2,0 (37-46)	495,3 \pm 158,3 (214,4-763,8)
	Complexo Pacatuba (N= 5)	634,0 \pm 204,6 (315-860)	297,0 \pm 13,5 (275-310)	327,8 \pm 11,0 (320-345)	57,5 \pm 1,9 (55-59,5)	42,2 \pm 2,48 (40-46)	598,1 \pm 195,3 (292,4-814,2)
	Gargaú (N= 8)	487,7 \pm 88,3 (360-610)	285,1 \pm 20,3 (253-313)	309,3 \pm 20,9 (284-338)	58,8 \pm 3,0 (54-62)	44,8 \pm 2,8 (40-49)	475,4 \pm 93,9 (351,8-612,0)
<i>Marmosa murina</i>	Rebio Guaribas (N= 6)	21,3 \pm 2,6 (16,5-23,5)	102,3 \pm 7,0 (95-113)	155,6 \pm 11,1 (145-174)	21,7 \pm 1,5 (20-24)	18,0 \pm 1,4 (16-20)	19,2 \pm 3,0 (22,6-14,5)
	Complexo Pacatuba (N= 5)	46,9 \pm 4,7 (40-52)	128,2 \pm 2,1 (125-130)	170,0 \pm 7,87 (163-181)	20,9 \pm 3,0 (16-24)	19,8 \pm 1,0 (18-21)	46,6 \pm 4,8 (40,2-52,2)
	Gargaú (N= 3)	21,6 \pm 3,2 (18-24)	99,0 \pm 5,5 (94-105)	154,3 \pm 7,3 (146-160)	19,6 \pm 4,0 (15-22)	18,8 \pm 1,2 (17,5-20)	20,7 \pm 4,1 (16,1-24,3)

Seleção dos Modelos para Estimativas de Parâmetros Populacionais

Entre os conjuntos de modelos candidatos, quatro apresentaram suporte substancial para *D. albiventris* e apenas um para *M. murina* ($AICc \leq 2$; Tab. 5). Juntos, eles explicam 82% (w-AICc) dos dados para o *D. albiventris* e 43% para *M. murina*.

Apesar do mesmo suporte substancial para todos os modelos com $AICc \leq 2$, o primeiro modelo para *D. albiventris*, que indicou a sobrevivência aparente variando de acordo com o tamanho do fragmento e os parâmetros de detecção com a sessão de amostragem, somou um w-AICc de 36%, demonstrando que o tamanho do fragmento pode ter maior influência na explicação desses dados. Os demais modelos tiveram relações aditivas da precipitação, conectividade funcional e tamanho do fragmento explicando a sobrevivência aparente (Tab. 5). Para *Marmosa murina*, o único modelo com resposta substancial dos dados apresentou a sobrevivência aparente variando com o tempo e com a precipitação e os parâmetros de detecção variando de acordo com o tamanho do fragmento.

Tabela 5. Conjunto de modelos candidatos ($\Delta AICc \leq 2$) ranqueados de acordo com o Critério de Informação de Akaike (AICc) para duas espécies de marsupiais em paisagem de Mata Atlântica e cana-de-açúcar do Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil.

Modelos ^a	AICc	$\Delta AICc$	W-AICc	K	Deviance
<i>Didelphis albiventris</i>					
$\phi(\text{trans}+\text{Tf}) \psi''\psi'(\cdot) p=c(\text{sessão})$	3726,258	0,000	0,361	13	3201,559
$\phi(\text{trans}+\text{Precip}+\text{Pc}) \psi''\psi'(\cdot) p=c(\text{sessão})$	3727,728	1,470	0,173	14	3200,950
$\phi(\text{trans}+\text{Precip}+\text{Tf}) \psi''\psi'(\cdot) p=c(\text{sessão})$	3727,979	1,722	0,153	14	3201,201
$\phi(\text{trans}+\text{Pc}+\text{Tf}) \psi''\psi'(\cdot) p=c(\text{sessão})$	3728,188	1,930	0,138	14	3201,410
$\phi(\text{trans}+\text{Precip}+\text{Pc}+\text{Tf}) \psi''\psi'(\cdot) p=c(\text{sessão})$	3729,797	3,539	0,062	15	3200,933
$\phi(\text{trans}+\text{Precip}) \psi''\psi'(\cdot) p=c(\text{sessão})$	3730,980	4,722	0,034	13	3206,282
$\phi(\text{trans}) \psi''\psi'(\cdot) p=c(\text{sessão})$	3731,485	5,227	0,026	12	3208,860
<i>Marmosa murina</i>					
$\phi(\text{trans}+\text{t}+\text{Precip}) \psi''\psi'(\text{no mov}) p=c(\text{Tf})$	583,237	0,000	0,433	13	313,792
$\phi(\text{trans}+\text{t}+\text{Precip}+\text{Pc}) \psi''\psi'(\text{no mov}) p=c(\text{Tf})$	585,772	2,535	0,122	14	313,718
$\phi(\text{trans}+\text{t}+\text{Precip}+\text{Tf}) \psi''\psi'(\text{no mov}) p=c(\text{Tf})$	585,792	2,555	0,121	14	313,738
$\phi(\text{trans}+\text{t}+\text{Pc}) \psi''\psi'(\text{no mov}) p=c(\text{Tf})$	587,663	4,426	0,047	13	318,218
$\phi(\text{trans}+\text{t}+\text{Tf}) \psi''\psi'(\text{no mov}) p=c(\text{Tf})$	587,808	4,571	0,044	13	318,363
$\phi(\text{trans}+\text{t}) \psi''\psi'(\text{no mov}) p=c(\text{Tf})$	588,200	4,963	0,036	12	321,312
$\phi(\text{trans}+\text{Precip}+\text{Pc}+\text{Tf}) \psi''\psi'(\text{no mov}) p=c(\text{Tf})$	588,236	4,999	0,036	9	328,720
$\phi(\text{trans}+\text{t}+\text{Precip}+\text{Pc}+\text{Tf}) \psi''\psi'(\text{no mov}) p=c(\text{Tf})$	588,411	5,174	0,033	15	313,694
$\phi(\text{trans}+\text{Pc}) \psi''\psi'(\text{no mov}) p=c(\text{Tf})$	589,063	5,826	0,024	7	334,228
$\phi(\text{trans}+\text{Tf}) \psi''\psi'(\text{no mov}) p=c(\text{Tf})$	589,145	5,908	0,023	7	334,311
$\phi(\text{trans}+\text{t}+\text{Precip}+\text{Pc}+\text{Tf}) \psi''\psi'(\text{no mov}) p=c(\cdot)$	589,397	6,160	0,020	14	317,343
$\phi(\text{trans}+\text{t}+\text{Precip}+\text{Pc}+\text{Tf}) \psi''\psi'(\text{no mov}) p=c(\text{Pc})$	589,850	6,613	0,016	15	315,133

* Modelos produzidos usando o Desenho Robusto de Pollock para *Didelphis albiventris* (730 capturas e 448 recapturas) e *Marmosa murina* (113 capturas e 46 recapturas), amostrados em ocasiões de 7 dias ao longo de 2 anos (56 eventos de captura).

^a Covariáveis usadas para avaliar a variação nos parâmetros demográficos: Precip (precipitação acumulada no período entre as amostragens); Pc (probabilidade de conectividade funcional entre os fragmentos) e Tf (tamanho dos fragmentos). Os subscritos indicam o comportamento do parâmetro demográfico: (no mov) sem movimento, (trans) efeito dos indivíduos transitórios, (.) constante, (t) varia com o tempo e (sessão) varia com a sessão de captura. Os parâmetros demográficos considerados nos modelos são: sobrevivência aparente (ϕ), probabilidades de imigração temporária (ψ'' e ψ'), probabilidades de captura e recaptura (p e c). K indica o número de parâmetros do modelo.

Estimativas de Parâmetros Populacionais

Para ambas as espécies geramos todas as estimativas mensais dos parâmetros populacionais usando a média dos modelos. Para *D. albiventris*, estimamos a sobrevivência aparente para indivíduos transitórios e residentes. A Rebio Guaribas II e a Gargaú apresentaram estimativas deste parâmetro semelhantes entre si e superiores ao Complexo Pacatuba, tanto para indivíduos transitórios quanto residentes. Na Rebio Guaribas II a sobrevivência aparente variou de 0,7 95% IC (0,6-0,8) a 0,9 (0,8-0,9) para os transitórios e de 0,7 (0,5-0,8) a 0,7 (0,6-0,8) para os residentes. No Complexo Pacatuba a sobrevivência aparente para os transitórios variou de 0,5 (0,2-0,7) a 0,7 (0,4-0,8) e para os residentes de 0,4 (0,2-0,6) a 0,5 (0,2-0,7), e para a Gargaú, variou de 0,7 (0,6-0,8) a 0,8 (0,7-0,9) para transitórios e de 0,7 (0,4-0,8) a 0,7 (0,6-0,8) para indivíduos residentes (Fig. 5). Em todos os fragmentos, os indivíduos residentes apresentaram uma menor sobrevivência aparente em relação aos transitórios.

Consideramos todos os fragmentos com as mesmas probabilidades de emigração. A probabilidade de emigração temporária de um indivíduo estar ausente com base no estado de ausência no período anterior (y') foi de 0,8 95% IC (0,5-0,9), e de um indivíduo estar ausente com base no estado de presença no período anterior (y'') foi de 0,2 95% IC (0,1-0,2) (Figura 4b). Esses resultados mostram o quanto os indivíduos possuem movimentação limitada, mudando muito pouco dos espaços onde desempenham suas atividades. No que se refere às probabilidades de captura e recaptura, assumimos as estimativas como iguais entre si, por não haver influência comportamental, e iguais entre os fragmentos. Consideramos a variação por sessão de amostragem, que foi de 0,02 95% IC (0,01-0,04) a 0,2 (0,2-0,3). As estimativas de captura e recaptura do primeiro ano foram superiores às do segundo ano de amostragem (Fig. 5).

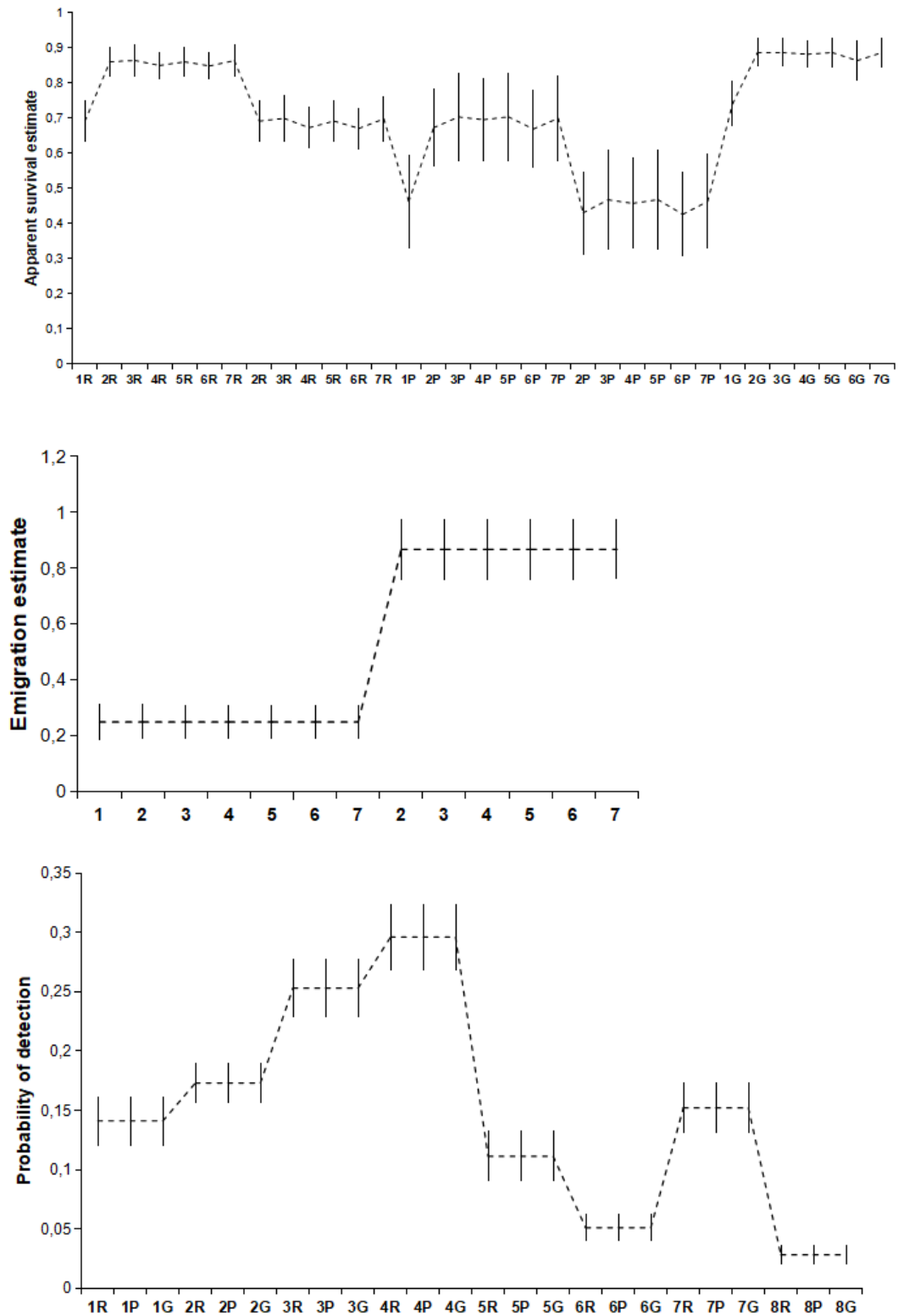


Figura 5. Estimativas (linhas) e intervalo de confiança (barras) da sobrevivência aparente, probabilidade de imigração, probabilidade de captura e recaptura e tamanho populacional de *Didelphis albiventris* em três localidades na Mata Atlântica, Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. Eixo x corresponde às campanhas de captura. R: Rebio Guaribas II, P: Complexo Pacatuba e G: Gargaú.

Para *M. murina*, em razão de poucos dados de recaptura, algumas das estimativas utilizadas para gerar os parâmetros demográficos não puderam ser calculadas ou apresentaram intervalos de confiança altos e foram excluídas das análises.

A sobrevivência aparente para *M. murina* na Rebio Guaribas II variou de 0,1 95% IC (0,003-0,9) a 0,5 (0,01-0,9) para os transitórios, e para os residentes a estimativa foi de 0,3 (0,01-0,9). No Complexo Pacatuba a sobrevivência aparente para os transitórios foi de 0,5 (0,006-0,9), e para os residentes, de 0,2 (0,003-0,9), e para a Gargaú variou de 0,1 (0,001-0,9) a 0,2 (0,008-0,9) para transitórios e de 0,1 (0,002-0,9) a 0,1 (0,001-0,9) para indivíduos residentes (Fig. 6). As estimativas variaram bastante entre transitórios e residentes, e o fragmento que apresentou as maiores estimativas foi a Rebio Guaribas II.

Para as probabilidades de captura e recaptura observamos valores diferentes para cada fragmento, uma vez que essa estimativa variou de acordo com o tamanho do fragmento. As probabilidades de detecção na Rebio Guaribas II e Gargaú foram bem semelhantes, de 0,06 95% IC (0,03-0,09) e 0,05 (0,02-0,09), respectivamente. Diferentemente do Complexo Pacatuba que obteve estimativas duas vezes maiores 0,1 95% IC (0,06-0,1) (Fig. 6).

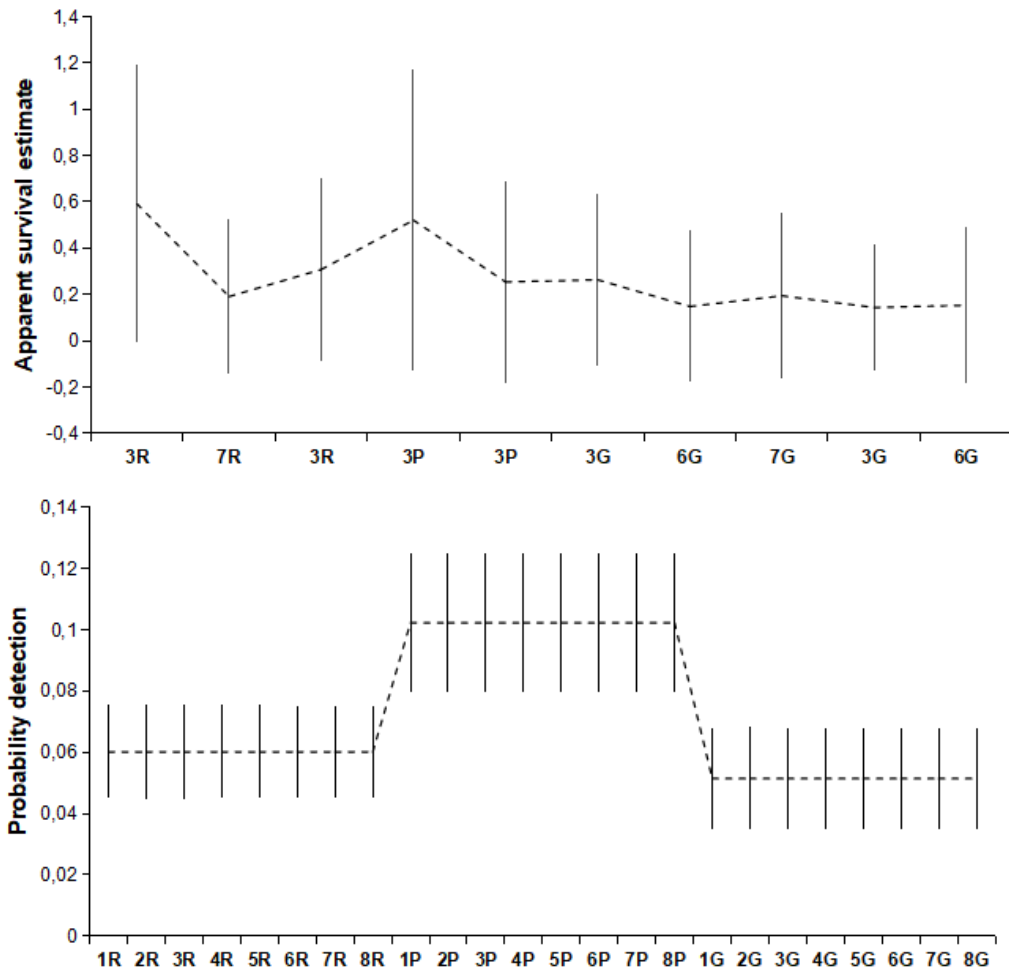


Figura 6. Estimativas (linhas) e intervalo de confiança (barras) da sobrevivência aparente e probabilidade de captura e recaptura de *Marmosa murina* em três localidades na Mata Atlântica, Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. Eixo x corresponde às campanhas de captura. R: Rebio Guaribas II, P: Complexo Pacatuba e G: Gargaú.

Para *D. albiventris* as estimativas do tamanho populacional apresentaram alta variabilidade na Rebio Guaribas II, de 27,5 95% IC (23,1-31,9) a 123,7 (66,0-181,5) indivíduos por mês, bem como na Gargaú, variando de 14,2 (6,7-21,7) a 110,4 (37,1-183,7). Já no Complexo Pacatuba a variação ao longo das sessões foi de apenas 6,5 (4,9-8,1) a 16,5 (-2,55-35,6) (Fig. 7a). O menor tamanho populacional no Complexo Pacatuba corrobora a menor taxa de sobrevivência aparente do mesmo fragmento. Para *M. murina*, nosso modelo apresentou estimativa de 5,6 95% IC (0,8-10,4) a 19,5 (2,8-36,1) indivíduos por mês na Rebio Guaribas II, 5,6 (0,8-10,4) a 32,5 (8,6-56,5) no Complexo Pacatuba e 14,2 (2,6-25,8) a 17,0 (7,6-26,4) na Gargaú (Fig. 7b).

Baseado nas estimativas de tamanho populacional estimamos uma densidade que, para *D. albiventris*, variou de 0,11 a 0,47 indivíduos/ha na Rebio Guaribas II, 0,02 a 0,06 no Complexo Pacatuba e 0,05 a 0,42 indivíduos/ha na Gargaú, e para *M. murina* variou de 0,02 a 0,16 indivíduos/ha na Rebio Guaribas II, 0,02 a 0,12 indivíduos/ha no Complexo Pacatuba e 0,05 a 0,06 indivíduos/ha na Gargaú.

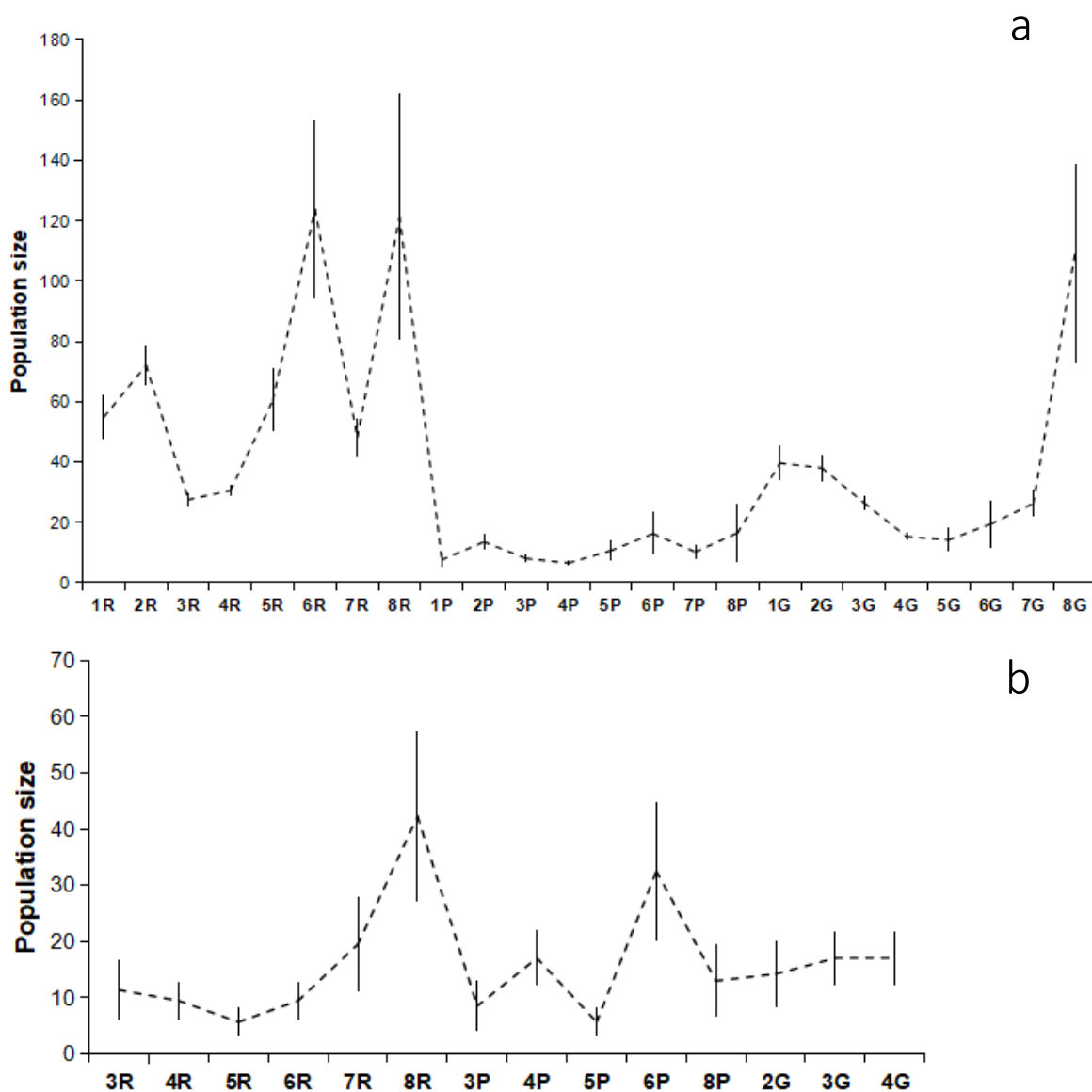


Figura 7. Estimativas (linhas) e intervalo de confiança (barras) do tamanho populacional de (a) *Didelphis albiventris* e (b) *Marmosa murina* em três localidades na Mata Atlântica, Centro de Endemismo de Pernambuco, Brasil. Eixo x corresponde às campanhas de captura. R: Rebio Guaribas II, P: Complexo Pacatuba e G: Gargaú.

DISCUSSÃO

Demonstramos com esse estudo que *D. albiventris* apresentou parâmetros populacionais mais estáveis, enquanto *M. murina* apresentou parâmetros populacionais disruptivos. Esses resultados suportam nossa hipótese inicial, bem como as previsões de Henle e colaboradores (2004) e Walkup e colaboradores (2017), de que espécies especialistas seriam mais fortemente afetadas pela fragmentação, com impactos negativos na estrutura demográfica e abundância. Além disso, demonstramos também que a matriz de cana-de-açúcar foi impermeável para ambas as espécies, a despeito de *D. albiventris* ser uma espécie adaptada a ambientes variados e antropizados. A razão sexual de *D. albiventris* de aproximadamente 1:1 para os três fragmentos foi corroborada pela maioria dos trabalhos que avaliaram esse parâmetro na América do Sul (Cajal 1976, Atramentowicz 1986, O'Connell 1989, Cherern *et al.* 1996, Cáceres 2000).

Registramos evidência de reprodução ao longo do ano demonstrado pela presença de jovens em quase todos os meses, com picos nos meses de março, abril, maio, junho, julho e outubro para *D. albiventris*. Apesar da falta de sazonalidade climática forte, como observado por meio da análise da distribuição de chuvas nos últimos 10 anos nas nossas áreas de amostragem, com base nos dados de Alvares e colaboradores (2013), observamos um padrão de período reprodutivo semelhante ao de outros estudos com marsupiais neotropicais que mostraram que a reprodução inicia no final do período de menos chuvas e dura até o final do período de mais chuvas (Cerqueira *et al.* 1993, D'Andrea *et al.* 1994, Bergallo 1994, Talamoni e Dias 1999, D'Andrea *et al.* 2007, Gentile *et al.*, 2004), com um link entre o tempo de reprodução e a disponibilidade alimentar relacionada ao regime de precipitação sazonal (Charles-Dominique 1983).

Para *M. murina*, registramos um desvio elevado para machos com relação a fêmeas, com uma média de razão sexual de 4:1 para todos os fragmentos, além de poucas fêmeas reprodutivas e estrutura etária desviada para adultos, o que demonstra a instabilidade da população. Esse pode ser um viés comportamental, visto que machos naturalmente possuem maior deslocamento e se movimentam mais, o que pode indicar recolonização da área (Krohne 1997, Pires *et al.* 2002, Oliveira *et al.* 2010). Essa hipótese é apoiada pelo fato de metade dos machos serem transitórios. Dada a impermeabilidade da matriz para a espécie, é razoável assumir que a estrutura etária em pirâmide invertida se justifica por alta mortalidade dos juvenis da estação reprodutiva anterior. Além disso, os vieses de razão sexual são raros em populações de mamíferos (Seger e Stubblefield 2002).

Medidas biométricas e condição corporal dos machos são maiores que as fêmeas como encontrado em outros trabalhos (Fonseca e Kierulff 1989, Fuentes-Montemayor *et al.* 2009). Vale ressaltar ainda diferenças biométricas significativas para *M. murina*, com indivíduos cerca de 20% maiores e fêmeas duas vezes mais pesadas no Complexo Pacatuba que nos demais fragmentos, o que pode revelar uma resposta dessa espécie à fragmentação de habitats como demonstrado por Delciellos e colaboradores (2018), uma vez que este fragmento é consideravelmente maior que os demais. Além disso, a disponibilidade hídrica desse fragmento pode ter contribuído para essa resposta, pois a manutenção da umidade local deve favorecer a manutenção de alta disponibilidade de recursos alimentares ao longo de todo o ano. Por outro lado, não detectamos diferença significativa para o índice de condição corporal nem para qualquer medida biométrica, corroborando o estudo de Diaz e colaboradores (1999) que não encontraram efeito do tamanho do fragmento sobre uma espécie de roedor generalista e Fuentes-Montemayor e colaboradores (2009) que não encontraram nenhuma relação com efeito de borda de duas espécies de roedores.

No que se refere aos modelos, para *D. albiventris*, tamanho do fragmento e conectividade funcional demonstram efeito sobre a sobrevivência aparente, embora a variável tamanho do fragmento pareça ter efeito substancial sobre as demais. A importância da conectividade funcional é explicada possivelmente por essa espécie ser adaptada a variados ambientes e conseguir provavelmente usar outros elementos da paisagem, incluindo matrizes não florestais, como 'vegetação aberta', 'campo úmido', 'área edificada' e 'outros plantios' (Fonseca *et al.* 1982, Martin *et al.* 2009, Carmignotto *et al.* 2014). Além disso, Prevedello e Vieira (2010) mostraram a importância de plantações com fileiras orientadas como rota de dispersão entre fragmentos florestais para uma espécie de *Didelphis*. Diferentemente da resposta obtida para *M. murina*, onde claramente o tamanho do fragmento é a variável mais importante, inclusive exercendo efeito não apenas na sobrevivência aparente, mas também nos parâmetros de detecção. A precipitação foi importante para ambas as espécies influenciando na sobrevivência aparente, o que indica que processos relacionados ao clima parecem atuar, como já demonstrado para outros grupos que a precipitação é um fator que influencia na qualidade e quantidade de recurso alimentar e conseqüentemente na condição corporal e sucesso de forrageio dos indivíduos (D'Andrea *et al.* 2007, Hartmann *et al.* 2009).

A partir de dados de pequenos mamíferos em Mata Atlântica no Brasil, Pardini *et al.* (2010) concluíram que o risco de extinção local de espécies é definido por tamanho de fragmento, taxas de imigração e cobertura florestal da paisagem e a recuperação das espécies locais depende do conjunto de espécies da paisagem. No entanto, efeitos de tamanho de fragmento só são evidentes em níveis intermediários de cobertura florestal total, onde a diversidade de paisagens ainda é alta e oportunidades para melhorar a biodiversidade através da gestão local são maiores. Por outro lado, a conectividade funcional não foi uma variável importante para *M. murina*, o que pode ser explicado pela preferência muito forte dessa espécie por ambientes que possuem estrato arbóreo (Caldara e Leite 2007, Hannibal e Caceres 2010), que não a permite permear nenhum elemento da paisagem que não seja o habitat florestal, portanto, a matriz de entorno pode estar causando um efeito de ilha nos fragmentos e contribuindo para que populações que possuem mais restrições em algum aspecto da história de vida apresentem uma dinâmica instável, uma vez que mudanças na estrutura populacional, como vista em *M. murina* no presente estudo, são invariavelmente associadas com mudanças no tamanho populacional, o que com o passar do tempo pode levar a um declínio populacional e a longo prazo, extinção local da espécie.

De modo geral, para o parâmetro de sobrevivência aparente, os indivíduos transitórios apresentaram taxas maiores que os residentes, isso pode estar relacionado a disponibilidade temporal de recurso alimentar. Os indivíduos transitórios parecem se beneficiar dos espaços com melhor disponibilidade de recurso, em detrimento dos residentes que passam os períodos de menos recurso na mesma área.

Apesar do registro e importância na modelagem dos indivíduos transitórios, verificamos que os indivíduos de ambas as espécies possuem pouca movimentação e muito limitada espacialmente. Não registramos nenhum indivíduo com mais de 10% de movimentação entre as trilhas, 2.9% entre os módulos e habitats (fragmento florestal e cana-de-açúcar). Corroborando com dados de Almeida e colaboradores (2008) que registraram 43% dos indivíduos de *D. albiventris* se deslocando até no máximo 200 m e apenas 20% dos indivíduos percorreram mais que 200 m.

Os parâmetros de detecção apresentaram valores mais baixos no segundo ano de amostragem que em relação ao primeiro, para *D. albiventris*, isso pode estar relacionado à precipitação, que foi maior no segundo ano de amostragem. Já para *M. murina*, como tais parâmetros variaram de acordo com o tamanho do fragmento, o Complexo Pacatuba apresentou maiores taxas, provavelmente essa resposta esteja relacionada à quantidade de corpos d'água neste

fragmento que auxilia a manter a umidade local, conseqüentemente maior disponibilidade de recurso alimentar, atraindo mais indivíduos.

Os altos valores de tamanho populacional de *D. albiventris* ocorreram devido às altas taxas de sobrevivência (em média maiores que 50%), corroborando com os dados de Talamoni e Dias (1999) para floresta semidecídua no Sudeste do Brasil. As maiores estimativas de tamanho populacional ocorreram imediatamente antes ou logo depois do período de maior quantidade de chuvas, seguindo os meses de maior quantidade de fêmeas reprodutivas e jovens, confirmando que está havendo recrutamento na população, resultado semelhante foi encontrado por Gentile e colaboradores (2000) para duas outras espécies de marsupiais na Mata Atlântica. No presente estudo, as inferências relativas ao tamanho populacional são mais claras para a espécie *D. albiventris*.

Esse estudo representa os primeiros dados de estimativas populacionais para pequenos mamíferos no Centro de Endemismo de Pernambuco, lança luz sobre os efeitos da fragmentação em populações de pequenos mamíferos, especificamente de marsupiais, denotando a sensibilidade das populações de *M. murina* à fragmentação e como podem ser atingidas devido à perda de componentes específicos (fêmeas reprodutivas e juvenis) de sua população, além da relação organismo-paisagem de ambas espécies em matriz não florestal como a cana-de-açúcar. Para *D. albiventris*, demonstramos que apesar da baixa permeabilidade da matriz de cana-de-açúcar, os parâmetros populacionais estão estáveis possivelmente pela capacidade da espécie de usar outros habitats na paisagem uma vez que não possui requerimentos muito específicos de habitat e dieta. Além disso, vale ressaltar que o diagnóstico desses fragmentos florestais no aspecto populacional nos fornece respostas finas sobre a qualidade dos remanescentes, muitas vezes não perceptíveis em estudos em escala de comunidade.

Novos estudos podem se basear nas relações que estabelecemos no presente estudo entre as características da história de vida e afinidade das espécies com o habitat florestal, a matriz aspectos da estrutura da paisagem, e como elas podem servir como indicadores das respostas dessas espécies à fragmentação. Finalmente, demonstramos e reforçamos informações de como a fragmentação pode causar perturbações demográficas e declínio de algumas populações, ao mesmo tempo que tem pouco efeito sobre outras.

SUPORTE FINANCEIRO

Esse trabalho foi apoiado pela Universidade Federal da Paraíba, Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior - CAPES, com uma bolsa de mestrado (ACFA) e uma de doutorado (MGB), além de uma bolsa PNPd (FLR), Rufford Foundation - Small grant (20950-1), Idea Wild, Programa de Pesquisa para o SUS - Edital 01/2013 - PPSUS/FAPESQ/MS/CNPq, EFP_00008705 e Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio Mata Atlântica) - Rede BioM.A. Inventários: Padrões de diversidade, biogeografia e endemismo de espécies de mamíferos, aves, anfíbios, drosófilas e parasitos na Mata Atlântica (Processo CNPq: 457524/2012-0).

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Professor Mauro Pichorim pelos direcionamentos e auxílio com a modelagem, à Japungu Agroindustrial através do Sr. Antônio Campos e à Rebio Guaribas por toda a logística concedida para os trabalhos de campo. Agradecemos especialmente a todos os vários companheiros de campo que se empenharam e sem os quais esse trabalho não existiria.

REFERÊNCIAS

- Almeida, A. J., Torquetti, C. G., Talamoni, S. A. 2008. Use of space by neotropical marsupial *Didelphis albiventris* (Didelphimorphia: Didelphidae) in an urban forest fragment. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, n. 2, p. 214–219.
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., de Moraes, G., Leonardo, J., Sparovek, G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728.
- Andrén, H., Delin, A., Seiler, A. 1997. Population responses to landscape changes depends on specialization to different landscape elements. **Oikos**, v. 80, n. 1, p. 193–196.
- Asfora, P. H., Pontes, A. R. M. 2009. The small mammals of the highly impacted North-eastern Atlantic Forest of Brazil, Pernambuco Endemism Center. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 1, p. 31-35.
- Atramentowicz, M. 1986. Dynamique de population chez trois marsupiaux didelphidés de Guyane. **Biotropica**, v. 18, n. 2, p. 136-149.
- Barbosa, M. R. V.; Thomas, W. W.; Zárate, E. L.; Lima, R. B.; Agra, M. F.; Lima, I. B.; Pessoa, M. C. R.; Lourenço, A. R. L.; Delgado Júnior, G. C.; Pontes, R. A. S.; Chagas, E. C. O.; Viana, J. L.; GADELHA

- Neto, P. C.; Araújo, C. M. L. R.; Araújo, A. A. M.; Freitas, G. B.; Lima, J. R.; Silva, F. O.; Vieira, L. A. F.; Pereira, L. A.; Costa, R. M. T.; Duré, R. C. e Sá, M. G. V. 2011. Checklist of the vascular plants of the Guaribas Biological Reserve, Paraiba, Brazil. **Revista Nordestina de Biologia**, v. 20, n. 2, p. 79–106.
- Barreto, C. G. 2013. **Devastação e proteção da mata atlântica nordestina: formação da paisagem e políticas ambientais**. Tese de Doutorado. Centro de Desenvolvimento Sustentável. Universidade de Brasília, Brasília, 296 p.
- Bergallo, H. G. 1994. Ecology of a Small Mammal Community in an Atlantic Forest Area in Southeastern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 29, n. 4, p. 197-217.
- Betts, M. G., Fahrig, L., Hadley, A. S., Halstead, K. E., Bowman, J., Robinson, W. D., Wiens, J. A., Lindenmayer, D. B. 2014. A species-centered approach for uncovering generalities in organism responses to habitat loss and fragmentation. **Ecography**, v. 37, n. 6, p. 517-527.
- Bonvicino, C. R. 1989. Ecologia e comportamento de *Alouatta belzebul* (Primates: Cebidae) na mata atlântica. **Revista Nordestina de Biologia**, v. 6, n. 2, 149-179.
- Burnham, K. P., Anderson, D. R. 2002. **Model selection and multimodel inference**. New York: Springer.
- Cáceres, N. C. 2000. Population ecology and reproduction of the white-eared opossum *Didelphis albiventris* (Mammalia, Marsupialia) in an urban environment of Brazil. **Ciência e Cultura Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science**, v. 52, n. 3, p. 171-174.
- Cajal, J. L. 1976. Una población de *Didelphis albiventris* segun el método de Bugoslavski. **Physis**, v. 35, p. 243-249.
- Carmignotto, A. P., Bezerra, A. M. R., Rodrigues, F. H. G. 2014. Nonvolant small mammals from a southwestern area of Brazilian Cerrado: diversity, habitat use, seasonality, and biogeography. **Therya**, v. 5, n. 2, p. 535-558.
- Cherern, J. J., Graipel, M. E., Menezes, M. E., Soldateli, M. 1996. Observações sobre a biologia do gambá (*Didelphis marsupialis*) na Ilha de Ratoes Grande, Estado de Santa Catarina, Brasil. **Biotemas**, v. 9, n. 2, p. 47-56.
- Caldara, J., Leite, Y. L. R. 2007. Habitat use by small mammals at Parque Estadual da Fonte Grande, Vitória, Espírito Santo, Brazil. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, n. 21, p. 57-77.

- Carrara, E. Arroyo-Rodríguez, V., Vega-Rivera, J. H., Schondube, J. E., Freitas, S. M., Fahrig, L. 2015. Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. **Biological Conservation**, v. 184, p. 117-126.
- Caswell, H. 2001. **Matrix population models**. Sunderland, Sinauer Associates Inc. 722p.
- Cerqueira, R., Gentile, R., Fernandez, F. A. S., D'Andrea, P. S. 1993. A five-year population study of an assemblage of small mammals in Southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 57, n. 4, p. 507-517.
- Charles-Dominique, P. 1983. Ecology and social adaptation in didelphid marsupials: comparison with eutherians of similar ecology. **American Society of Mammalogists Special Publication**, v. 7, p. 395-422.
- Clauzel, C., Girardet, X., Foltête, J. C. 2013. Impact assessment of a high-speed railway line on species distribution: application to the European tree frog (*Hyla arborea*) in Franche-Comté. **Journal of environmental management**, v. 127, p. 125-134.
- Coimbra-Filho, A. F., Câmara, I. G. 1996. **Os limites originais do bioma da Mata Atlântica na região Nordeste do Brasil**. Rio de Janeiro, Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza.
- D'Andrea, P. S., Cerqueira, R., Hingst, E. D. 1994. Age estimation of the Gray Four Eyed Opossum, *Philander opossum* (Didelphimorphia: Didelphidae). **Mammalia**, v. 58, n. 2, p. 283-291.
- D'Andrea, P.S., Gentile, R., Maroja, L.S., Fernandes, F.A., Coura, R., Cerqueira, R. 2007. Small mammal populations of an agroecosystem in the Atlantic Forest domain, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 1, p. 179-186.
- Daily, G., Ceballos, G., Pacheco, J. , Suzán, G., Sánchez-Azofeifa, A. 2003. Countryside biogeography of Neotropical mammals: landscapes of Costa Rica. **Conservation Biology**, v. 17, n. 6, p. 1814-1826.
- Dalmaschio, J., Passamani, M. P. M. 2003. Aspectos da ecologia de *Marmosa murina* (Linnaeus, 1758) (Mammalia, Didelphimorphia), em uma região de Mata Atlântica no estado do Espírito Santo. **Biotemas**, v. 16, n. 2, p. 145-158.
- Delciellos, A. C., Barros, C. S., Prevedello, J. A., Ferreira, M. S., Cerqueira, R., Vieira, M. V. 2018. Habitat fragmentation affects individual condition: evidence from small mammals of the Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Mammalogy**, v. 99, n. 4, p. 936–945.

- Devictor, V., Julliard, R., Jiguet, F. 2008. Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. **Oikos**, v. 117, n. 4, p. 507-514.
- Diaz, M., Santos, T., Tellería, J.L. 1999. Effects of forest fragmentation on the winter body condition and population parameters of an habitat generalist, the wood mouse *Apodemus sylvaticus*: a test of hypotheses. **Acta Oecologica**, v. 20, n. 1, p. 39-49.
- Dooley, J. L., Bowers, M. A. 1998. Demographic responses to habitat fragmentation: experimental tests at the landscape and patch scale. **Ecology**, v. 79, n. 3, p. 969-980.
- Eisenberg, J. F., Redford, K. H. 1999. **Mammals of the neotropics, the central neotropics**. Chicago, University of Chicago. v. 3, 609p.
- Fahrig, L., Paloheimo, J. 1988. Determinants of local population size in patchy habitats. **Theoretical Population Biology**, v. 34, n. 2, p. 194-213.
- Fernandez, F. A. S., Pires, A. S. 2006. Perspectivas para a sobrevivência dos marsupiais brasileiros em fragmentos florestais: o que sabemos e o que ainda precisamos aprender. **Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e evolução**. Campo Grande: Editora UFMS, p. 191-201.
- Ferreira, M. S., Kajin, M., Cerqueira, R., Vieira, M. V. 2016a. Marsupial population dynamics in a tropical rainforest: intraspecific competition and nonlinear effect of rainfall. **Journal of Mammalogy**, v. 97, n. 1, p. 121-127.
- Ferreira, M. S., Vieira, M. V., Dickman, C. R. 2016b. Seasonal dynamics with compensatory effects regulate populations of tropical forest marsupials: a 16-year study. **Oecologia**, v. 182, n. 4, p. 1095-1106.
- Fialho, M. S., Gonçalves, G. F. 2008. Primates da RPPN Gargaú, Paraíba, Brasil. **Neotropical Primates**, v. 15, n. 2, p. 50-55.
- Fitzgerald, L. A. 1994. The interplay between life history and environmental stochasticity: implications for management of exploited lizard populations. **American Zoologist**, v. 34, n.3, p. 371-381.
- Foltête, J. C., Clauzel, C., Vuidel, G. 2012. A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. **Environmental Modelling & Software**, v. 38, p. 316-327.
- Fonseca, G. A. B., Herrman, G., Leite, Y. L. R., Mittermeier, R. A., Rylands, A. B., & Patton, J. L. 1996. **Lista anotada dos mamíferos do Brasil**. 4ª Ed. Conservation International & Fundação Biodiversitas, Minas Gerais, 37p.

- Fonseca, G. A. B., Kierulff, M. C. 1989. Biology and natural history of Brazilian Atlantic Forest small mammals. **Bulletin of Florida State Museum Biological Sciences**, p. 34, v. 3, p. 99-152.
- Fonseca, G. A. B., Redford, K. H., Pereira, L. A. 1982. Notes on *Didelphis albiventris* (Lund, 1841) of Central Brazil. **Ciência e Cultura**, v. 34, n. 10, p. 1359-1362.
- Fundação SOS Floresta Atlântica/INPE. 2017. **Atlas dos remanescentes florestais da Floresta Atlântica e ecossistemas associados no período de 2015-2016**. Fundação SOS Floresta Atlântica, São Paulo, SP. 69p.
- Gascon, C., Williamson, B., Fonseca, G. A. B. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. **Science**, v. 288, p. 1356-1358.
- Gentile, R., Cardoso, T. S., Costa-Neto, S. F., Teixeira, B. R., D'Andrea, P. S. 2018. Community structure and population dynamics of small mammals in an urban-sylvatic interface area in Rio de Janeiro, Brazil. **Zoologia**, v. 35, p.1-12.
- Gentile, R., Finotti, R., Rademaker, V., Cerqueira, R. 2004. Population dynamics of four marsupials and its relation to resource production in the Atlantic Forest in southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 68, n. 2-3, p. 109-119.
- Gheler-Costa, C., Sabino-Santos Jr, G., Amorim, L. S., Rosalino, L. M., Figueiredo, L. T. M., Verdade, L. M. 2013. The effect of pre-harvest fire on the small mammal assemblage in sugarcane fields. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 171, p. 85-89.
- Gheler-Costa, C., Vettorazzi, C. A., Pardini, R., Verdade, L. M. 2012. The distribution and abundance of small mammals in agroecosystems of southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 76, n. 2, p. 185-191
- Gotelli, N. J. 1995. **A primer of ecology**, Sinauer Associates Inc, Sunderland, 206p.
- Hannibal, W., Caceres, N. C. 2010. Use of vertical space by small mammals in gallery forest and woodland savannah in south-western Brazil. **Mammalia**, v. 74, p. 247-255.
- Hartmann, P. A., Hartmann, M. T., Martins, M. 2009. Ecology of a snake assemblage in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 49, n. 27, p. 343-360.
- Henle, K., Lindenmayer, D. B., Margules, C. R., Saunders, D. A., Wissel, C. 2004. Species survival in fragmented landscapes: where are we now? **Biodiversity & Conservation**, v. 13, n. 1, p. 1-8.
- Hokit, D. G., Branch, L. C. 2003. Associations between patch area and vital rates: consequences for local and regional populations. **Ecological Applications**, v. 13, n. 4, p. 1060-1068.

- Holland, G. J., Bennett, A. F. 2010. Habitat fragmentation disrupts the demography of a widespread native mammal. **Ecography**, v. 33, n. 5, 841-853.
- Huggins, R. M. 1991. Some Practical Aspects of a Conditional Likelihood Approach to Capture Experiments. **Biometrics**, v. 47, n. 2, p. 725-732.
- Hurst, Z. M., McCleery, R. A., Collier, B. A., Fletcher Jr., R. J., Silvy, N. J., Taylor, P. J., Monadjem, A. 2013. Dynamic edge effects in small mammal communities across a conservation-agricultural interface in Swaziland. **PLoS One**, v. 8, n. 9, p. 1-9.
- Hurst, Z. M., McCleery, R. A., Collier, B. A., Silvy, N. J., Taylor, P. J., Monadjem, A. 2014. Linking changes in small mammal communities to ecosystem functions in an agricultural landscape. **Mammalian Biology**, v. 79, n. 1, p. 17-23.
- IUCN 2019. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2019-1. <http://www.iucnredlist.org>. Downloaded on 21 March 2019.
- Jansen, A. M. 2002. **Marsupiais Didelfídeos: gambás e cuícas**. In: Andrade, A., Pinto, S. C., Oliveira, R. S. *Animais de Laboratório: criação e experimentação*. Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, p. 167-173.
- Kendall, W. L., J. D. Nichols, and J. E. Hines. 1997. Estimating temporary emigration using capture-recapture data with Pollock's robust design. **Ecology**, v. 78, n. 2, p. 563-578.
- Krohne, D. T. 1997. Dynamics of metapopulations of small mammals. **Journal of Mammalogy**, v. 78, n. 4, p. 1014-1026.
- Lange, R. B., Jablonski, E. 1998. Mammalia do Estado do Paraná: Marsupialia. **Estudos de Biologia**, v. 43, p. 15-224.
- Laurance, W. F., Delamonica, P., Laurance, S. G., Vasconcelos, H. L., Lovejoy, T. E. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, v. 404, p.836.
- Le Galliard, J.-F., Marquis, O., Massot, M. 2010. Cohort variation, climate effects and population dynamics in a short-lived lizard. **Journal of Animal Ecology**, v. 79, n. 6, p. 1296–1307.
- Macedo, J., Loreto, D., Vieira, M. V., Cerqueira, R. 2006. Classes de desenvolvimento em marsupiais: um método para animais vivos. **Mastozoologia Neotropical**. v. 13, n. 1, p. 133-136.
- Martin, P. S., Gheler-Costa, C., Verdade, L. M. 2009. Microestruturas de pêlos de pequenos mamíferos não-voadores: chave para identificação de espécies de agroecossistemas do estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 1, p. 233-241.

- Mendel, S. M., Vieira, M. V. 2003. Movement distances and density estimation of small mammals using the spool-and-line technique. **Acta Theriologica**, v. 48, n. 3, p. 289-300.
- Michalski, F., Peres, C. A. 2007. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. **Conservation Biology**, v. 21, n.6, p. 1626-1640.
- Miranda, J. R. 2006. Avaliação da biodiversidade faunística em agroecossistemas de cana-de-açúcar orgânica. **Bioikos**, v. 20, n. 1, p. 15-23.
- MMA 2017. Geo Catálogo MMA - Catálogo de Imagens de Satélite Rapideye do Ministério do Meio Ambiente. <http://geocatalogo.mma.gov.br/>
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853.
- Nascimento, C. C., Horta, M. C. 2014. **Didelphimorphia: Gambás e Cuícas**. In: Tratado de animais selvagens: medicina veterinária. Cubas, Z. S., Silva, J. C. R., Catão-Dias, J. L. 2. ed. São Paulo: Roca, 2470p.
- Nowak, R. 1999. **Walker's Mammals of the World**. 6th ed. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Norris, D., Peres, C. A., Michalski, F., Hinchliffe, K. 2008. Terrestrial mammal responses to edges in Amazonian forest patches: a study based on track stations. **Mammalia**, v. 72, n. 1, p. 15-23.
- O'Connell, M. 1989. Population Dynamics of Neotropical Small Mammals in Seasonal Habitats. **Journal of Mammalogy**, v. 70, n. 3, p. 532-548.
- Oli, M. K., Dobson, F. S. 2001. Population cycles small mammals: The alfa-Hypothesis. **Journal of Mammalogy**, v. 82, n. 2, p. 573-581.
- Oliveira, F. F. R., Nessim, R., Costa, L. P., Leite, Y. L. R. 2007. Small mammal ecology in an urban Atlantic forest fragment in southeastern Brazil. **Lundiana**, v. 8, n. 1, p. 27-34.
- Oliveira, M. L., Ferreira, R. M., Gomes, M. P., Iha, D. S., Lorenzon, C. S., Duarte, J. M. B. 2010. Estudo populacional de gambás, *Didelphis albiventris* (Mammalia, Didelphidae), em um pequeno fragmento florestal. **Mastozoologia neotropical**, p. 161-165.
- Paglia, A. P., Fonseca, G. A. B., Rylands, A. B., Herrmann, G., Aguiar, L. M. S., Chiarello A. G., Leite, Y. L. R., Costa, L. P., Siciliano, S., Kierulff, M. C. M., Mendes, S. L. 2012. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil 2ª Edição/Annotated Checklist of Brazilian Mammals. **Occasional papers in Conservation Biology**, v. 6, p. 1-82.

- Parr, C. S., Wilson, N., Leary, P., Schulz, K. S., Lans, K., Walley, L., Hammock, J. A., Goddard, A., Rice, J., Studer, M., Holmes, J. T. G., Corrigan, Jr. R. J. 2014. The Encyclopedia of Life v2: Providing Global Access to Knowledge About Life on Earth. **Biodiversity Data Journal**, v. 2, p. 1-28.
- Pardini, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. **Biodiversity & Conservation**, v. 13, n. 13, p. 2567-2586.
- Pardini, R., Bueno, A. A, Gardner, T. A., Prado, P. I., Metzger, J. P. 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PloS one**, v. 5, n. 10, p. 1-10.
- Patton, J. L., Pardiñas U. F. J., D'Elia, G. (eds.). 2015. **Mammals of South America**, v. 2. Rodents. University of Chicago Press, Chicago, 1336p.
- Peig, J.; Green, A. J. 2009. New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative method. **Oikos**, v. 118, n. 12, p. 1883-1891.
- Peig, J., Green, A. J. 2010. The paradigm of body condition: a critical reappraisal of current methods based on mass and length. **Functional Ecology**, v. 24, n. 6, p. 1323-1332.
- Pires, A. S., Lira, P. K., Fernandez, F. A. S., Schittini, G. M., Oliveira, L. C. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, v. 108, n. 2, p. 229-237.
- Pollock, K. H. 1982. A capture-recapture design robust to unequal probability of capture. **The Journal of Wildlife Management**, v. 46, n. 3, p. 752-757.
- Pradel, R., Hines, J. E., Lebreton, J. Nichols, J. 1997. Capture-recapture survival models taking account of transients. **Biometrics**, v. 53, n. 1, p. 60-72.
- Prevedello, J. A., Vieira, M. V. 2010. Plantation rows as dispersal routes: a test with didelphid marsupials in the Atlantic Forest, Brazil. **Biological Conservation**, v. 143, p. 131–135.
- R Team C. 2018. R Foundation for Statistical Computing; Vienna, Austria: 2014. **R: A language and environment for statistical computing**.
- Rayfield, B., Fall, A., Fortin, M. J. 2010. The sensitivity of leastcost habitat graphs to relative cost surface values. **Landscape Ecology**, v. 25, n. 4, p. 519–532.
- Reis, N. R.; Peracchi, A. L.; Pedro, W. A.; Lima, I. P. (Eds.). 2011. **Mamíferos do Brasil**. 2. ed. Londrina: N. R. Reis, 2011. 439p.

- Ribeiro, M.C., Metzger, J. P., Martesen, A. C., Ponzoni, F. J., Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153.
- Saura, S., Pascual-Hortal, L. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. **Landscape and Urban Planning**, v. 83, n. 2-3, p. 91-103.
- Seger, J., Stubblefield, J. W. 2002. Models of sex ratio evolution. **Sex ratios: concepts and research methods**, p. 1-25.
- Sikes, R. S. 2016. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. **Journal of mammalogy**, v. 92, n. 1, p. 235-253.
- Souza, S. P. 2005. **Ecologia e conservação de *Alouatta belzebul belzebul* (Primates, Atelidae) na Paraíba, Brasil**. p. 1-104. Tese de Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Talamoni, S. A., Dias, M. M. 1999. Population and community ecology of small mammals in southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 63, n 2, p. 167-181.
- Uezu, A., Metzger, J., Vielliard, J. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Conservation Biology**, v. 123, n. 4, p. 507-519.
- Vandermeer, J., Carnajal, R. 2001. Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. **The American Naturalist**, v. 158, n. 3, p. 211-220.
- Vivo, M. de. 1997. Mammalian evidence of historical change in the caatinga semiarid vegetation of Northeastern Brazil'. **Journal of Comparative Biology**, v. 2, n. 1, p. 65-73.
- Walkup, D. K., Leavitt, D. J., Fitzgerald, L. A. 2017. Effects of habitat fragmentation on population structure of dune-dwelling lizard. **Ecosphere**, v. 8, n. 3, p. 1-14.
- White, G. C., Burnham, K. P. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. **Bird Study**, v. 46, n. sup1, p. S120–S139.
- Wiegand, T., Revilla, E., Moloney, K. A. 2005. Effects of habitat loss and fragmentation on population dynamics. **Conservation Biology**, v.19, n. 1, p. 108-121.
- Zar, J. H. 1999. **Biological statistics**. 4th edition. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.

CAPÍTULO 4

Recording of relict ocelot (*Leopardus pardalis*) and South American coati (*Nasua nasua*) populations in the biodiversity hotspot Pernambuco Endemism Center, Northern Atlantic Forest, Brazil.

Mayara G. Beltrão, Anderson Feijó, Anna Carolina F. Albuquerque, Getúlio L. Freitas
and Fabiana Lopes Rocha

Manuscrito publicado na Mammalia em 2018



Da esquerda para direita - *Nasua nasua* e *Leopardus pardalis*, espécies com poucos registros para o Centro de Endemismo de Pernambuco, embora no resto da Mata Atlântica ocorram em abundância

(Fotos: Fabiana Lopes Rocha)

Mayara G. Beltrão, Anderson Feijó, Anna Carolina F. Albuquerque, Getúlio L. Freitas and Fabiana Lopes Rocha*

Recording of relict ocelot (*Leopardus pardalis*) and South American coati (*Nasua nasua*) populations in the biodiversity hotspot Pernambuco Endemism Center, Northern Atlantic Forest, Brazil

<https://doi.org/10.1515/mammalia-2017-0094> Received July 20, 2017; accepted July 10, 2018

Abstract: The northern portion of the Atlantic Forest, namely Pernambuco Endemism Center (PEC), faces an extreme level of forest loss, with only 2% of its original forest remaining. In the PEC, mesocarnivores are the only remaining carnivores and, among them, the ocelot and South American coati present a poorly known or even ignored distribution. Our goal is to provide an overview of the current distribution and conservation status of both species in the PEC through camera trap survey, review of published scientific literature and a search for voucher specimens in mammal collections. Our data confirm the presence of the ocelot and the South America coati in the PEC. The ocelots were mainly recorded in fragments smaller than 12 km², suggesting they might access the monoculture matrix and anthropogenic areas. The few recent records of coatis suggest a worse scenario, predicting an imminent local extinction. The PEC has witnessed a historical continued deforestation, which has reduced the remaining fragments and contributed to the accentuated decline of both species populations. Nevertheless, these Atlantic Forest remnants are paramount to supporting

relict populations of mesocarnivores in the PEC, and their maintenance and connectivity should be a conservation priority.

Keywords: camera trap; local extinction; mesocarnivores; ocelot; South American coati.

Introduction

The Atlantic Forest is one of the most diverse, endemic and threatened biomes of the world, qualifying it as a biodiversity hotspot (Myers et al. 2000). Most of its 8–12% remnants are reduced to secondary fragments (Fundação SOS Mata Atlântica/INPE 2015). This biome spans over 3000 km from 30°S to 7°S and has been regionalized in up to eight biogeographical sub-regions (Ribeiro et al. 2009). Its northernmost portion, namely the Pernambuco Endemism Center (hereafter PEC), shows the highest level of forest loss, with only 2% of its original forest remaining (Silva and Tabarelli 2000, Tabarelli et al. 2003, ToledoLima et al. 2014). Deforestation was mainly caused by historical continued sugarcane plantations over the last 500 years since the colonization of Brazil (Coimbra-Filho and Câmara 1996, Vivo 1997). Its fauna is characterized by endemic taxa and well-known defaunation, marked by local extinction of the large-sized species (Vivo 1997, Silva Jr. and Mendes Pontes 2008, Canale et al. 2012).

Responses to the effects of landscape changes vary among carnivorous species according to the landscape configuration, habitat use, resource acquisition, niche breadth and movement capacity (Virgós et al. 2002, Swihart et al. 2003, Regolin et al. 2017). Yet, on a landscape scale, carnivorous richness and species composition can be affected by forest cover and other fragmentation metrics (Regolin et al. 2017). In the PEC, mesocarnivores are the only remaining carnivores, whereas the large felids, such as the jaguar *Panthera onca* (Linnaeus, 1758) and the cougar *Puma concolor* (Linnaeus, 1771), are regionally extinct along with other large mammals [the brown brocket *Mazama gouazoubira* (G. Fischer [von Waldheim], 1814), the giant anteater *Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758, the

*Corresponding author: Fabiana Lopes Rocha, Laboratório de Mamíferos, Departamento de Sistemática e Ecologia, Centro de Ciências Exatas e da Natureza (CCEN), Universidade Federal da Paraíba, Cidade Universitária s/n, João Pessoa, PB 58051900, Brazil; and Programa de Pós-graduação em Ecologia e Monitoramento Ambiental, Centro de Ciências Aplicadas e Educação, Universidade Federal da Paraíba, Rio Tinto, PB 58.297-000, Brazil, e-mail: lopesrocha.fabiana@gmail.com. <http://orcid.org/0000-0003-0819-6290>

Mayara G. Beltrão and Anna Carolina F. Albuquerque: Laboratório de Mamíferos, Departamento de Sistemática e Ecologia, Centro de Ciências Exatas e da Natureza (CCEN), Universidade Federal da Paraíba, Cidade Universitária s/n, João Pessoa, PB 58051-900, Brazil; and Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia), Departamento de Sistemática e Ecologia, CCEN, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, PB 58051-900, Brazil

Anderson Feijó: Key Laboratory of Zoological Systematics and Evolution, Institute of Zoology, Chinese Academy of Science, Beichen West Road, Chaoyang District, 100101 Beijing, China

Getúlio L. Freitas: ICMBio, Reserva Biológica Guaribas, REBIO Guaribas, PB 071, km 01, Mamanguape, PB 58.280-000, Brazil

collared peccary *Pecari tajacu*, (Linnaeus, 1758) the white-lipped peccary *Tayassu pecari* (Link, 1795) and the lowland tapir *Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758)] (Feijó and Langguth 2013).

In the Atlantic Forest, the ocelot [*Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758)] and the South American coati [*Nasua nasua* (Linnaeus, 1766)] are among the most common mesocarnivores (Rocha-Mendes et al. 2010, Kasper et al. 2015). The coati is an omnivorous, diurnal and conspicuous species, which lives in large groups and emits loud vocalizations that are easily identified by lay people (Gompper and Decker 1998). The ocelot is the major midsized predator of seed dispersers (Moreno et al. 2006, Roemer et al. 2009) and the largest living predator of the PEC (Feijó and Langguth 2013). Both species occur in a variety of habitats, including tropical-humid forests, savannas, mangroves and deciduous and dry forests (Murray and Gardner 1997, Gompper and Decker 1998). Because of their conspicuity, high abundance in Atlantic Forest areas and complementary ecologic habitats, they could be used as a primary proxy to assess the suitability of the remaining PEC forest fragments for mesocarnivores.

Both species are widely distributed in the Neotropics (Gompper and Decker 1998, Paviolo et al. 2015, Emmons and Helgen 2016); yet, their presences in the PEC are poorly known or even ignored (Paviolo et al. 2015, Emmons and Helgen 2016). Records for ocelots and South American coati from the PEC are rare (Feijó and Langguth 2013) and most of the few existing ones are not based on direct evidences, such as voucher specimens, photographs or capture (e.g. Mendes Pontes et al. 2016). Therefore, our aim is to perform an overview of the current distribution of ocelots and coati in

the PEC through three complementary approaches: (1) systematic camera trap survey in Atlantic Forest remnants within the PEC, (2) systematic review of published scientific literature and (3) search for voucher specimens assigned to the PEC in mammal collections. Moreover, we discuss the distribution and conservation implications for each species and the main threats for mesocarnivores in the region.

Materials and methods

Camera-trap sampling

We installed camera-trap grids in three Atlantic Forest protected areas in the Paraíba state from November 2015 to

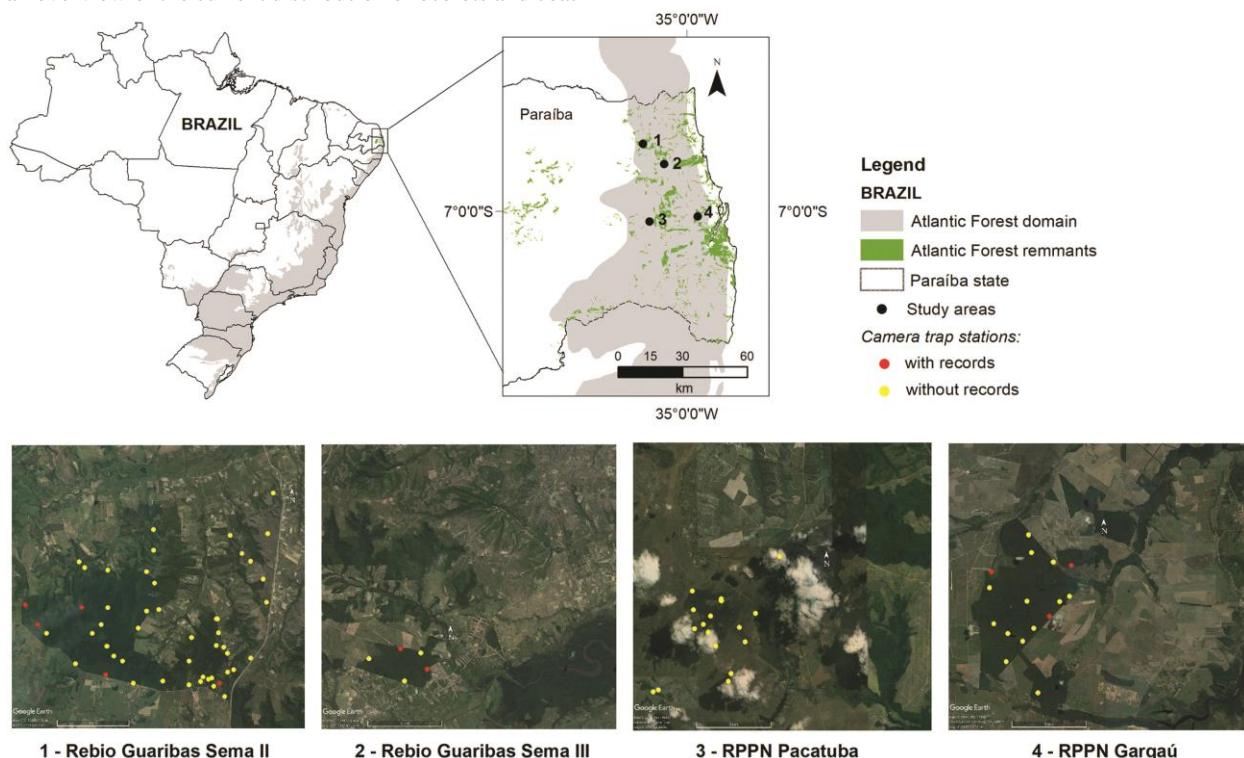


Figure 1: Location of the Guaribas Biological Reserve (Sema II e III), Private Reserve of Natural Heritage Pacatuba and Engenho Gargaú with a camera-trap station locations (with and without records).

April 2017. The first protected area, the Guaribas Biological Reserve (Rebio Guaribas), consists of three fragments covering 4051.62 ha of which we sampled two, called SEMA II (6°43'47.90"S/35°10'57.33"W) and SEMA III (6°48'10.25"S/35°5'48.45"W). The second is the Private Reserve of Natural Heritage (RPPN) Fazenda Pacatuba (7°22'22.97"S/35°9'30.85"W), which has an area of 266.53 ha of continuous forest.

The third is the RPPN Engenho Gargaú (7°0'56.41"S/34°57'0.29"W) which has an area of 1058.62 ha covered with forest in different successional stages interspersed by flooded and open areas.

Camera traps [models: Trophy Cam HD – 119537, Trophy Cam – 119436, Trophy Cam – 119446 and Trophy Cam Brown – 119435 Bushnell® equipment manufactured by Bushnell Corporation, Overland Park, KS, USA] were set at 1 km interval (Figure 1) and about 50 cm above ground. They were baited with sardines, fruits and/or commercial raccoon or wildcat lure [Hawbaker's® (S Stanley Hawbaker & Sons, Fort Loudon, PA, USA)]. Camera traps operated continuously (24 h per day), with a 1 min interval between 30 s videos when triggered, during 30 days per station. Trap stations were checked every 15 days to refresh bait and change batteries, if necessary. In addition, 22 camera trap stations were randomly arranged at a minimum of 500 m from each other, in fragments for initial exploration before the establishment of our camera trap grid. We considered only the first video of the same species from the same trapping station as an independent record for analytical purposes (Srbek-Araujo and Chiarello 2013). Camera trap capture success was estimated based on the number of independent records divided by the number of camera trap nights and multiplied by 100 (Dillon 2005), including all camera-trap stations. The project had permission from the Chico Mendes Institute for Biological Conservation – ICMBio (Instituto Chico Mendes para Conservação da Biodiversidade – SISBIO license number 43641-3) to conduct this study, in accordance to Brazilian regulations.

Literature review

For the systematic literature review, we obtained data on the occurrence of *Leopardus pardalis* and *Nasua nasua* from PEC through Scopus (www.scopus.com) and Web of Science – WOS (www.webofknowledge.com) databases. We used the keywords “*Leopardus pardalis*”, “*Nasua nasua*”, “medium mammals”, “carnivorans”, “Carnivora”, “carnivorous”, “Paraíba”, “Pernambuco”, “Pernambuco Endemism Center”, “Atlantic

Forest” and “Northeastern” and “Brazil” with different combinations and without date restriction, both in English and Portuguese. Additional references were searched through citation tracking of the original articles and through a search of Brazilian carnivore researcher’s curriculum Lattes (lattes.cnpq.br).

Museum records

We visited six mammalian collections between 2011 and 2016 to search for voucher specimens of ocelots and coati assigned to PEC: Coleção de Mamíferos da Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, Brazil (UFPB), Coleção de Mamíferos da Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brazil (UFPE), Museu Nacional da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brazil (MN), Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, Brazil (MZUSP), American Museum of Natural History, New York, NY, USA (AMNH) and Field Museum of Natural History, Chicago, IL, USA (FMNH).

Results

We obtained a total of 14 ocelot and 13 South American coati records assigned to the PEC through the combination of the three methods (camera traps survey, literature review and mammal collection search) (Table 1). The records were distributed among 17 different localities, of which three were from Alagoas, seven from Pernambuco, six from Paraíba and one from Rio Grande do Norte states (Figures 2 and 3).

The total grid sampling had 69 camera-trap stations covering an area of 5376.77 ha, with a total sampling effort of 1813 trap days, considering all camera-trap stations. We obtained seven ocelots’ video records in different cameratrap stations (independent records) from Rebio Guaribas and three from RPPN Engenho Gargaú, resulting in a total ocelot capture success of 0.5%. There were no ocelot camera trap records in RPPN Fazenda Pacatuba, neither records of the South American coati in any of the sampled areas.

Our literature search retrieved 145 articles from WOS and 148 from Scopus. Only four mentioned *Leopardus pardalis* from the PEC: Cruz et al. (2002), Mendes Pontes et al. (2016), Silva Jr. and Mendes-Pontes (2008) and Marinho et al. (2017). The first three studies also reported records for the *Nasua nasua* from the PEC as well as Feijó and Langguth (2013). However, we did not

Table 1: New (this study) and literature records of ocelot (*Leopardus pardalis*) and coati (*Nasua nasua*) in the Pernambuco Endemism Center, Atlantic Forest, Northeastern Brazil.

Register number	Record type	Year of record	Locality	Municipality	State	Geographic coordinates	Source
<i>Leopardus pardalis</i>							
1	Road-killed specimen (voucher – UFPB9487)	2015	Road km 57, BR 101	Mamanguape	Paraíba	7°1'24"S, 35°3'40"W	This study
2	Camera trap video	2016	Rebio Guaribas Sema II	Mamanguape	Paraíba	6°44'15"S, 35°10'50"W	This study
3	Camera trap video	2016	Rebio Guaribas Sema II	Mamanguape	Paraíba	6°42'40"S, 35°12'39"W	This study
4	Camera trap video	2016	Rebio Guaribas Sema II	Mamanguape	Paraíba	6°43'6"S, 35°12'22"W	This study
5	Camera trap video	2016	Rebio Guaribas Sema II	Mamanguape	Paraíba	6°42'44"S, 35°11'22"W	This study
6	Camera trap video	2016	Rebio Guaribas Sema II	Mamanguape	Paraíba	6°44'28"S, 35°8'16"W	This study
7	Camera trap video	2016	Rebio Guaribas Sema III	Rio Tinto	Paraíba	6°47'46"S, 35°5'41"W	This study
8	Camera trap video	2016	Rebio Guaribas Sema III	Rio Tinto	Paraíba	6°48'13"S, 35°5'6"W	This study
9	Camera trap video	2017	RPPN Engenho Gargaú	Santa Rita	Paraíba	7°0'28"S, 34°56'15"W	This study
10	Camera trap video	2017	RPPN Engenho Gargaú	Santa Rita	Paraíba	7°1'34"S, 34°56'45"W	This study
11	Camera trap video	2017	RPPN Engenho Gargaú	Santa Rita	Paraíba	7°0'35"S, 34°58'0"W	This study
12	Road-killed specimen (voucher – MAMO30)	2014	International Airport of Natal forest remnant	São Gonçalo do Amarante	Rio Grande do Norte	5°45'44"S, 35°22'54"W	Marinho et al. 2017
13	Footprint	2005–2006	Mata do Espelho fragment, RPPN Frei Caneca	Jaqueira	Pernambuco	8°43'12"S, 35°50'40"W	Silva Jr. and Mendes Pontes 2008
14	Visualization	2000–2008	Coimbra fragment, Usina Serra Grande	São José da Laje	Alagoas	9°00'S, 35°52'12"W	Mendes Pontes et al. 2016
<i>Nasua nasua</i>							
15	Road-killed specimen (voucher – UFPB9761)	2015	Road km 47, BR 101	Mamanguape	Paraíba	6°53'25"S, 35°7'33"W	This study
16	Voucher specimen (UFPB7134)	2009		Caaporã	Paraíba	7°30'3"S, 34°55'42"W	This study
17	Voucher specimen (UFPB3566)	1999	Rebio de Pedra Talhada	Quebrangulo	Alagoas	9°13'44"S, 36°25'40"W	Feijó and Langguth 2013
18	Visualization	2000–2008	Cachoeira fragment, RPPN Frei Caneca	Jaqueira	Alagoas	8°56'44"S, 36°03'36"W	Mendes Pontes et al. 2016
19	Visualization	2000–2008	Coimbra fragment, Usina Serra Grande	São José da Laje	Alagoas	9°00'S, 35°52'12"W	Mendes Pontes et al. 2016
20	Visualization	2000–2008	Bom Jesus/Usina Serra Grande	São José da Laje	Alagoas	9°01'16"S, 36°10'32"W	Mendes Pontes et al. 2016
21	Visualization	2000–2008	Bulandi fragment, RPPN Frei Caneca	Jaqueira	Pernambuco	8°32'10"S, 35°02'50"W	Mendes Pontes et al. 2016
22	Visualization	2000–2008	Mingú fragment, RPPN Frei Caneca	Jaqueira	Pernambuco	8°31'02"S, 35°03'15"W	Mendes Pontes et al. 2016
23	Visualization	2000–2008	Capoeirão fragment, RPPN Frei Caneca	Jaqueira	Pernambuco	8°55'1"S, 36°04'17"W	Mendes Pontes et al. 2016
24	Visualization	2000–2008	Saltinho Biological Reserve	Tamandaré	Pernambuco	8°45'00"S, 35°10'00"W	Mendes Pontes et al. 2016
25	Visualization	2000–2008	Serra do Quengo fragment, RPPN Frei Caneca	Jaqueira	Pernambuco	8°43'04"S, 35°50'27"W	Mendes Pontes et al. 2016
26	Visualization	2005–2006	Mata do Espelho fragment, RPPN Frei Caneca	Jaqueira	Pernambuco	8°43'12"S, 35°50'40"W	Silva Jr. and Mendes Pontes 2008
27	Interview/photograph	2012	Usina São José	Igarassu	Pernambuco		Feijó and Langguth 2013



Figure 2: Locality records of ocelot (*Leopardus pardalis*) within the Pernambuco Endemism Center, Northeastern Brazil. The numbers correspond to the records description in Table 1.

include in our dataset the records from Cruz et al. (2002) because they were based on unreliable sources such as interviews considering that *Leopardus* species can be easily misidentified by local people. Nevertheless, we included one interview record from Feijó and Langguth (2013), because it was given by a biologist and also provided a photographic record of the species (A. Feijó, personal communication).

Regarding the mammal collection assessment, we found only three voucher specimens that could be assigned to the PEC at the mammal collection of the UFPB. One, an adult male of *Leopardus pardalis* (UFPB 9487) was road killed in December 2014 in the BR101 highway, km 57, city of Santa Rita, Paraíba, Brazil (7°12'42"S, 35°34'07"W). On the same road (km 47), on February 2015, one adult male of *Nasua nasua* (UFPB 9761) was found road killed near the city of Mamanguape (6°53'25"S, 35°7'33"W), and represents the northernmost record of the species in the PEC, extending the known distribution of coati around 123 km northward. In addition, there is a coati skull (UFPB7134) collected in 2009 in the city of Caaporã, south of Paraíba. The surrounding landscape of all these areas is

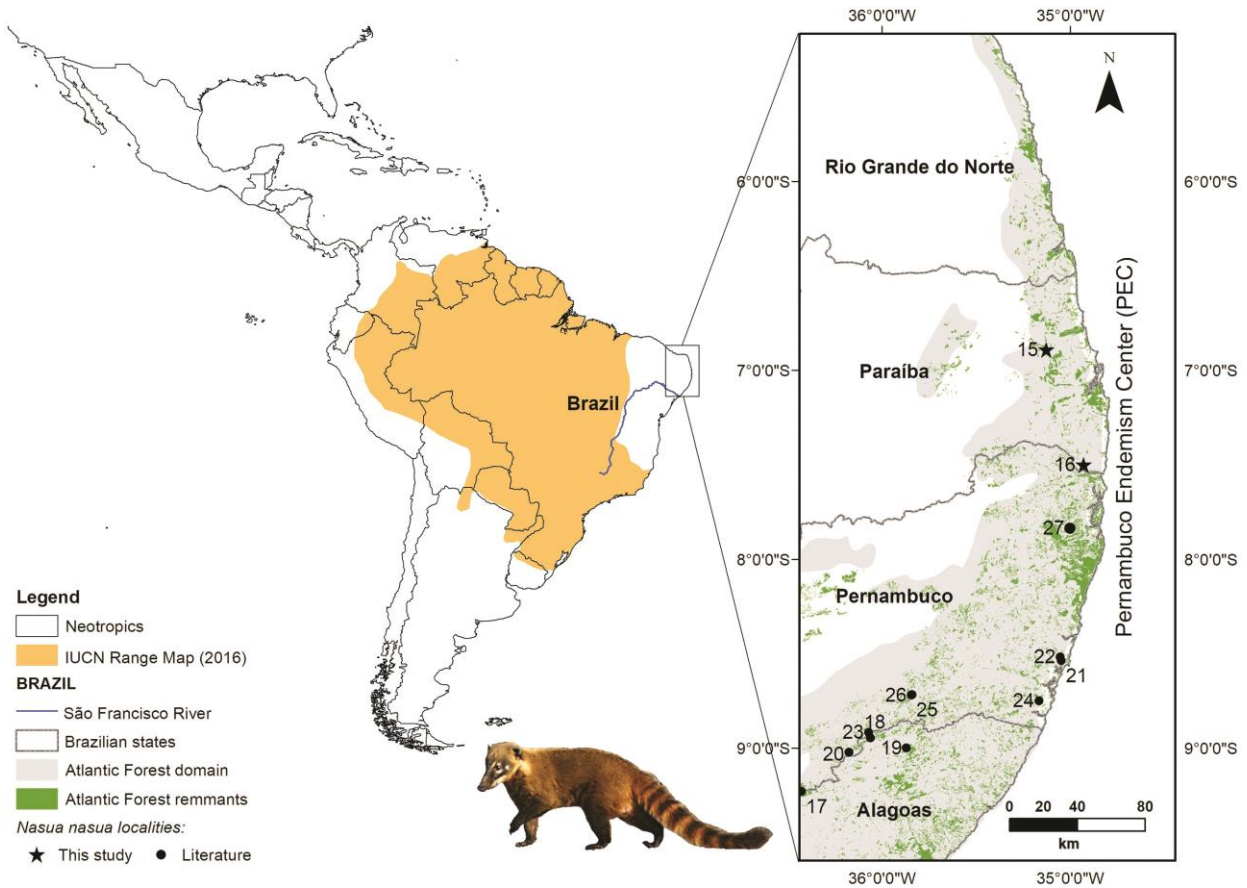
dominated by a sugarcane matrix with sparse and discontinuous small remnants of Atlantic Forest.

Discussion

Our assembled data confirm the current presence of the ocelot and the South American coati in the PEC. Although these species are among the most common medium-sized carnivores in other Atlantic Forest areas (RochaMendes et al. 2010, Kasper et al. 2015), we obtained only a few records for both species, even with multi-complementary approaches. The scarcity of records for ocelots and coatis could be either due to an ongoing local extinction process, which may be a result of low population density or even a sink population or be explained yet by incipient field effort in the region. The current scenario seems to be different for each species and should be carefully evaluated.

Our 2 year camera trap survey was the first medium-term systematic study focused on the medium-sized terrestrial mammals of PEC and the first to uncover relict

Figure 3: Locality records of the South America coati (*Nasua nasua*) within the Pernambuco Endemism Center, Northeastern Brazil.



The numbers correspond to the description of records in Table 1.

populations of ocelots from the Paraíba state, filling a distributional gap (Figure 1). A similar scenario is expected for other areas of the PEC, given that the ocelot is not an easy species to detect without a focused survey and, to the best of our knowledge, we are the only research group with a systematic survey using camera traps in the northern portion of the Atlantic Forest. Therefore, increasing the field sampling effort might reveal other relict populations of *Leopardus pardalis* along the Atlantic Forest remnants in the PEC.

Our ocelot capture rate is low (0.5%) compared to other areas of the Atlantic Forest. Goulart et al. (2009), Srbek-Araujo and Chiarello (2013) and Kasper et al. (2015), studying ocelot populations from southern and southeastern Brazil, reported a capture rate of 0.9%, 0.9% and 13.1%, respectively. Therefore, our results indicate that the ocelot's remnant populations might occur in a very low abundance. Ocelots require wide home ranges that can reach up to 7.5 km² in the southern portion of the Brazilian Atlantic Forest (Goulart et al. 2009) and above 13.4 km² in Belize and in the Atlantic Forest of Argentina (Di Bitetti et al. 2006, Dillon

and Kelly 2007). The animals were recorded in isolated and small fragments, mainly less than 12 km². Hence, it is expected that the ocelots from the PEC constantly access the monoculture matrix and anthropogenic areas, making them more exposed and vulnerable to hunting pressure (Robinson 1996, Turner and Corlett 1996, Cullen Jr. et al. 2000). Thus, even with the possible addition of records with increasing field efforts, in terms of conservation, the situation of these remaining populations seems to be critical.

The actual scenario seems to be worse for the South American coati. Most recent records are mainly restricted to Pernambuco and dated from about 10 years ago.

From the earliest zoological studies in northeastern Brazil there were records of *Nasua nasua*, beginning in the XVII century by George Marcgrave who was the first naturalist to record fauna in this region (Marcgrave 1648). After this period, the PEC region was again scientifically explored between 1859 and 1861, in a specific expedition in the Paraíba, Pernambuco and Ceará states where the presence of coati was reported (Lagos 1862). These records demonstrate the occurrence of that specie for the PEC in very different periods, suggesting that the

presence of that specie was not uncommon when compared to the scenario that we verified through the recent data.

Thus, the scarcity of recent records seems to be mainly explained by an imminent local extinction emphasized by the absence of recent records of this species throughout our survey. We suggest that this ongoing local extinction may be the result of low population density or even a sink population, strongly influenced by the historical exploitation of the natural resources in this region. It is possible to verify that there is an aggregation of records in the southern region of the PEC, on the boundary between of the of [Alagoas and Pernambuco states](#) (Figure 3), suggesting that the remnants of Alagoas may be refuge for the sourcepopulations and preclude the extinction with the immigrants overcoming the emigrants (Akçakaya et al. 2007). In addition, the absence of visualization by researchers over several years of fieldwork in the area, even within primate-focused studies, which show an overlap of habitat and activity period with the coatis (e.g. Fialho and Gonçalves 2008, Montenegro 2011) supports our hypothesis of an imminent local extinction for the coati instead of insufficient field effort.

The northern portion of the Atlantic Forest has experienced continued deforestation over the last 500 years since the early stage of the colonization of Brazil. Since the 1970s, a large and rapid expansion of sugarcane plantation has further reduced the remaining PEC' fragments to only 2% of its original area (Tabarelli et al. 2003, Toledo-Lima et al. 2014), which contributed to the accentuated decline of the ocelot and coati populations, as well as that of other carnivores in the region (Mendes Pontes et al. 2016). Such a defaunation scenario (Silva Jr. and Mendes Pontes 2008, Canale et al. 2012) may also be related to the historical and still common practice of hunting in the region (Souza and Alves 2014). According to Alves et al. (2016) hunting of *Leopardus pardalis* is mainly related to conflicts with local human population. The habitat loss and the increasing hunting of other species causes a reduction of potential prey of the ocelot, leading it to expand its home range closer to human settlements and be hunted as a result. On the other hand, the South American coati is not among the preferred game among hunters in northeastern region Brazil (Alves et al. 2016). However, loss of forested habitat and time of isolation of the fragments are putative threats that affect this species (Michalski and Peres 2005, Emmons and Helgen 2016). According to Michalski and Peres (2007), coatis are sensitive to small-sized fragments because breeding populations require forest patches of at least 80 ha.

In addition, contracted diseases from domestic animals, such as distemper, can decimate rapidly populations of *Nasua nasua* (Beisiegel and Campos 2013).

Our data reinforce the need to increase efforts to shed light on the ecological parameters of the remaining ocelot and coati populations. Studies of diet, home range size, connectivity of forest fragments and adaptability to the

sugarcane plantation may bring crucial information about their requirements that future conservation plans in this highly fragmented and threatened ecoregion may be based on. Also, multi-complementary surveys should be encouraged as an initial effort to uncover other relict carnivore populations within the PEC. Howsoever, the importance of remnant fragments to support the threatened fauna of mesocarnivores in the PEC is paramount, their maintenance and connectivity should be a conservation priority.

Acknowledgments: We are indebted to Vitor Rademaker and Helder Farias Pereira de Araújo for lending us the camera traps that made this work possible. We also thank Ramon Lima and the trainees of the Laboratório de Mamíferos da UFPB for their assistance during field work. We are thankful to the managers of the Reserva Biológica Guaribas and Usina Japungu for the logistical support offered during the fieldwork. This work was supported by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) with MSc scholarships for ACFA, PhD for MGB and PNPd for FLR and by Rufford Foundation (grant project no. 20950-1, Funder Id: 10.13039/100007463).

References

- Akçakaya, H.R., G. Mills and C.P. Doncaster. 2007. The role of metapopulations in conservation. In: (D.W. Macdonald and K. Service, eds.) Key topics in conservation biology. Blackwell Publishing, New Jersey. pp. 64–84.
- Alves, R.R.N., A. Feijó, R.R.D. Barboza, W.M.S. Souto, H. FernandesFerreira, P. Cordeiro-Estrela and A. Langguth. 2016. Game mammals of the Caatinga biome. *Ethnobiol. Conserv.* 5: 1–51.
- Beisiegel, B.M. and C.B. Campos. 2013. Avaliação do risco de extinção do quati (*Nasua nasua*, Linnaeus 1766) no Brasil. *Biodivers. Bras.* 3: 269–276.
- Canale, G.R., C.A. Peres, C.E. Guidorizzi, C.A.F. Gatto and M.C.M. Kierulff. 2012. Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. *PLoS One* 7: 1–9.
- Coimbra-Filho, A.F. and I.G. Câmara. 1996. Os limites originais do bioma Floresta Atlântica na região nordeste do Brasil. Fundação Brasileira para Conservação da Natureza, Rio de Janeiro. pp. 86.
- Cruz, M.A.O.M., M.C.C. Cabral, L.A.M. Silva and M.L.C.B. Campelo. 2002. Diversidade da mastofauna no estado de Pernambuco. In: (M. Tabarelli and J.M.C. Silva, eds.) *Diagnóstico da biodiversidade de Pernambuco*. Editora Massangana, Recife. pp. 557–579.
- Cullen Jr., L., R.E. Bodmer and C.V. Pádua. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biol. Conserv.* 95: 49–56.
- Di Bitetti, M.S., A. Paviolo and C. Angelo. 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *J. Zool.* 270: 153–163.

- Dillon, A. 2005. Ocelot density and home range in Belize, Central America: camera-trapping and radio telemetry. M.Sc. thesis. Virginia Polytechnic Institute and State University, Virginia, USA.
- Dillon, A. and M.J. Kelly. 2007. Ocelot *Leopardus pardalis* in Belize: the impact of trap spacing and distance moved on density estimates. *Oryx* 41: 469–477.
- Emmons, L. and K. Helgen. 2016. *Nasua nasua*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T41684A45216227. Available from <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41684A45216227.en> [accessed 16 June 2017].
- Feijó, A. and A. Langguth. 2013. Mamíferos de médio e grande porte do Nordeste do Brasil: distribuição e taxonomia, com descrição de novas espécies. *Rev. Nord. Biol.* 22: 3–225.
- Fialho, M.S. and G.F. Gonçalves. 2008. Primates Da Rppn Gargaú, Paraíba, Brasil. *Neotrop. Primates* 15: 50–54.
- Fundação SOS Mata Atlântica/INPE. 2015. Atlas dos remanescentes florestais da Floresta Atlântica e ecossistemas associados no período de 2013-2014. Fundação SOS Floresta Atlântica, São Paulo. pp. 60.
- Gompper, M.E. and D.M. Decker. 1998. *Nasua nasua*. *Mamm. Species*. 580: 1–9.
- Goulart, F.V.B., M.E. Graipel, M.A. Tortato, I.R. Ghizoni Jr., L.G.R. Oliveira-Santos and N.C. Cáceres. 2009. Ecology of the ocelot (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Southern Brazil. *Neotrop. Biol. Conserv.* 4: 137–143.
- Kasper, C.B., F.D. Mazim, J.B.G. Soares and T.G. Oliveira. 2015. Density estimates and conservation of *Leopardus pardalis* southernmost population of the Atlantic Forest. *Iheringia* 105: 367–371.
- Lagos, M.F. 1862. Relatório da Seção Zoológica. In: (BRASIL eds.) *Trabalhos da Comissão Científica de Exploração*. Typographia Universal Laemmert, Rio de Janeiro. pp. 145–170.
- Marcgrave, G. 1648. *Historiae Naturalis Brasiliae*. Haack and Elzevier, Amsterdam. 442 p.
- Marinho, P.H., A. Feijó, S.A. Gavilan, E.O. Moura and E.M. Venticinque. 2017. First records of Ocelot *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758) (Carnivora: Felidae) from Rio Grande do Norte, northeastern Brazil. *Check List* 13: 1–7.
- Mendes Pontes, A.R., A.C.M. Beltrão, I.C. Normande, A. Malta, A.P. Silva Júnior and A.M.M. Santos. 2016. Mass extinction and the disappearance of unknown mammal species: scenario and perspectives of a biodiversity hotspot's hotspot. *PLoS One* 11: 1–26.
- Michalski, F. and C.A. Peres. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Conserv. Biol.* 124: 383–396.
- Michalski, F. and C.A. Peres. 2007. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conserv. Biol.* 21: 1626–1640.
- Montenegro, M.M.V. 2011. Ecologia de *Cebus flavius* (Schreber, 1774) em remanescentes de Mata Atlântica no estado da Paraíba. PhD thesis, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP.
- Murray, J.L. and G.L. Gardner. 1997. *Leopardus pardalis*. *Mamm. Species* 548: 1–10.
- [Pernambuco Endemism Centre](#), Alagoas, Brazil. *An. Acad. Bras. Ciênc.* 86: 1207–1219.
- Turner, I.M. and R.T. Corlett. 1996. The conservation value of small, Vivo, M. de. 1997. A mastofauna da Floresta Atlântica: padrões isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends Ecol. biogeográficos e implicações conservacionistas. Anais da Evol.* 11: 330–333.
- Virgós, E., J.L. Tellería and T. Santos. 2002. A comparison on the response to forest fragmentation by medium-sized Iberian
- Myers, N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A.B. Fonseca and J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.
- Paviolo, A., P. Crawshaw, A. Caso, T. de Oliveira, C.A. Lopez-Gonzalez, M. Kelly, C. De Angelo and E. Payan. 2015. *Leopardus pardalis*. (errata version published in 2016) The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T11509A97212355. Available from <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T11509A50653476.en>. [accessed 16 June 2017].
- Regolin, A.L., J.J. Cherem, M.E. Graipel, J.A. Bogoni, J.W. Ribeiro, M.H. Vancine, M.A. Tortato, L.G. Oliveira-Santos, F.M. Fantacini, M.R. Luiz, P.V. de Castilho, M.C. Ribeiro and N.C. Cáceres. 2017. Forest cover influences occurrence of mammalian carnivores within Brazilian Atlantic Forest. *J. Mammal.* 98: 1721–1731.
- Ribeiro, M.C., J.P. Metzger, A.C. Martensen, F.J. Ponzoni and M.M. Hirota. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142: 1141–1153.
- Robinson, J.G. 1996. Hunting wildlife in forest patches: an ephemeral resource. In: (J. Schellas and R. Greenberg, eds.) *Forest patches in tropical landscapes*. Island Press, Washington. pp. 111–130.
- Rocha-Mendes, F., S.B. Mikich, J. Quadros and W.A. Pedro. 2010. Feeding ecology of carnivores (Mammalia, Carnivora) in Atlantic Forest remnants, southern Brazil. *Biota Neotrop.* 10: 21–30.
- Roemer, G.W., M.E. Gompper and V. Valkenburgh. 2009. The ecological role of the mammalian mesocarnivore. *BioScience* 59: 165–173.
- Silva Jr., A.P. and A.R. Mendes Pontes. 2008. The effect of a megafragmentation process on large mammal assemblages in the highly-threatened Pernambuco Endemism Centre, north-eastern Brazil. *Biodivers. Conserv.* 17: 1455–1464.
- Silva, J.M.C. and M. Tabarelli. 2000. Tree species impoverishment and the future of the Atlantic forest of Northeastern Brazil. *Nature* 404: 72–74.
- Souza, J.B. and R.R.N. Alves. 2014. Hunting and wildlife use in an Atlantic Forest remnant of northeastern Brazil. *Trop. Conserv. Sci.* 7: 145–160.
- Srbek-Araujo, A.C. and A.G. Chiarello. 2013. Influence of cameratrap sampling design on mammal species capture rates and community structures in southeastern Brazil. *Biota Neotrop.* 13: 51–62.
- Swihart, R.K., T.C. Atwood, J.R. Goheen, D.M. Scheiman, K.E. Munroe and T.M. Gehring. 2003. Patch occupancy of North American mammals: is patchiness in the eye of the beholder? *J. Biogeogr.* 30: 1259–1279.
- Tabarelli, M., J.A. Siqueira-Filho and A. Santos. 2003. A Floresta Atlântica ao norte do rio São Francisco. In: (K.C. Pôrto, J.S. Almeida-Cortez and M. Tabarelli, eds.) *Diversidade Biológica e Conservação da Floresta Atlântica ao Norte do Rio São Francisco*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. pp. 25–40.
- Toledo-Lima, G.S., P. Macario, R.M. Lyra-Neves, B.P. Teixeira, L.A.F. Lima, G.O.S. Sugliano and W.R. Telino-Júnior. 2014. Richness, composition and trophic groups of an avian community in the carnivores in central Spain. *Biodivers. Conserv.* 11: 1063–1079.
- Reunião Especial da SBPC: Floresta Atlântica: Diversidade Biológica e Sócio-Econômica, Blumenau, Santa Catarina. pp. 60–63.

CONCLUSÕES

- Dentre todas as variáveis de configuração da paisagem analisadas, o uso do habitat (cana-de-açúcar e fragmento florestal) exerce efeito tanto sobre a riqueza quanto abundância de espécies de pequenos mamíferos. Por outro lado, a distância de borda desses habitats exerce efeito apenas sobre a abundância dessa fauna. Já o tamanho e conectividade funcional dos fragmentos não exercem qualquer efeito sobre o padrão de riqueza e abundância dos pequenos mamíferos no Centro de Endemismo de Pernambuco.
- A matriz de cana-de-açúcar foi uma barreira para a maioria das espécies de mamíferos de pequeno e médio porte, sendo determinante na diminuição da conectividade funcional da paisagem. A matriz de cana-de-açúcar foi permeável para apenas quatro das dezesseis espécies de pequenos mamíferos e três das quinze de mamíferos de médio porte.
- Os fragmentos florestais mais importantes para a manutenção da conectividade geral da paisagem para mamíferos de pequeno e médio porte são a Rebio Guaribas II, o Complexo Pacatuba, Gargaú e Italiana e, portanto, são prioritários na aplicação de medidas e estratégias de conservação para os mamíferos terrestres.
- A riqueza de espécies de mamíferos de médio porte foi muito semelhante entre os fragmentos, todavia o fragmento de maior tamanho apresentou uma riqueza de espécies superior. Portanto, o tamanho dos fragmentos foi uma variável preditora da riqueza de espécies de mamíferos de médio porte. Por outro lado, a conectividade estrutural não exerceu qualquer influência sobre o padrão de riqueza de espécies de mamíferos de médio porte.
- A abundância de cães domésticos também teve influência sobre o padrão de riqueza de espécies de mamíferos de médio porte. Essa variável apresentou uma influência da presença de espécies que pertencem a guilda trófica carnívoros, em razão da competição pelos recursos alimentares.
- Além da perda de espécies, registramos perda de funcionalidade, evidenciada pela covariável guilda trófica como um dos determinantes que mais pesou no modelo, além da ausência completa de guildas especializadas em alguns fragmentos, como carnívoros e herbívoros
- O peso corporal das espécies apresentou efeito negativo sobre a detecção da comunidade de mamíferos de médio porte, com as espécies menores sendo mais detectadas, provavelmente por serem as mais abundantes. Isso ocorreu como resultado da simplificação da comunidade do Centro de Endemismo de Pernambuco por efeito da antropização que tende a extinguir espécies

maiores com elevados requerimentos de habitat e que sofrem maior pressão de caça e perseguição.

- Tanto para *Didelphis albiventris* quanto para *Marmosa murina* o tamanho do fragmento explicou a variação dos parâmetros populacionais, com o Complexo Pacatuba, que é o maior fragmento, apresentando taxas significativamente maiores para alguns dos parâmetros. Além disso, para *D. albiventris*, a conectividade funcional é importante uma vez que essa espécie é mais adaptada variados ambientes e consegue provavelmente usar outros elementos da paisagem, incluindo matrizes não-florestais, como 'vegetação aberta', 'campo úmido', 'área edificada' e 'outros plantios'.
- A matriz de cana-de-açúcar foi impermeável tanto para *D. albiventris*, quanto para *M. murina*. Para esta, essa resposta à matriz implica numa tendência ao declínio populacional mostrado através dos parâmetros populacionais disruptivos, com uma baixa taxa de sobrevivência, razão sexual muito desviada para machos, predominância de adultos em relação a subadultos e jovens, estes tiveram poucos registros, e por fim, também poucos registros de fêmeas adultas reprodutivas, sendo que em dois dos fragmentos não houve nenhum registro. Provavelmente esse fato se deve ao hábito arborícola da espécie, que não a permite permear nenhum elemento da paisagem que não seja o habitat florestal, exercendo assim um efeito de isolamento da população.
- No que se refere ao status de conservação do *Nasua nasua* e *Leopardus pardalis*, especificamente, fortalecemos a necessidade de aumentar os esforços para esclarecer os parâmetros ecológicos destas populações remanescentes. Estudos de dieta, tamanho de área de vida e adaptabilidade fina à plantação de cana-de-açúcar devem trazer informações cruciais sobre suas necessidades e basear planos futuros de conservação para o CEPE. Além disso, pesquisas multi-complementares devem ser encorajadas como um esforço inicial para descobrir outras populações de carnívoros relíquitais dentro do CEPE. Seja como for, a importância dos fragmentos remanescentes para apoiar a fauna ameaçada de mesocarnívoros nesta região é primordial, sua manutenção e conectividade devem ser uma prioridade de conservação.

RECOMENDAÇÕES

Diante das respostas obtidas ao longo deste estudo, recomendamos algumas políticas de conservação relativas à gestão da paisagem, em ordem de prioridade e eficácia, são elas:

(1) Implementação de cercas vivas em meio à matriz de cana-de-açúcar diminuindo a distância entre unidades de habitat (fragmentos florestais independente do tamanho ou qualquer mancha de habitat), uma vez que verificamos que tais espaços contribuem para a manutenção de algumas espécies em meio ao mosaico composto majoritariamente por cana-de-açúcar e fragmentos florestais.

(2) Aumento da área dos fragmentos que foram determinados como mais importantes para a conectividade geral da paisagem com o objetivo de diminuir a competição intra e interespecífica e aumentar a sobrevivência das populações; especialmente tratamos aqui do Complexo Pacatuba, que obteve os mais altos valores de probabilidade de conectividade tanto funcional quanto estrutural, além da maior riqueza para mamíferos de médio porte e segunda maior para pequenos mamíferos, dentre os fragmentos amostrados. Neste fragmento está inserida uma RPPN com apenas 266,53 ha que pertence a uma das Usinas que apoiaram este estudo. Mencionamos aqui a realização de um evento tendo os produtores de cana-de-açúcar como público alvo e com o principal objetivo de fomentar a criação da 'RRPN do açúcar', que compreenderia todo o Complexo Pacatuba, área que pertence a mais três usinas da Paraíba, além da citada acima;

(3) Conectar através de stepstones as paisagens de cada lado da rodovia federal que separa a paisagem geral em duas porções que provavelmente evoluem separadamente em razão dessa rodovia funcionar como uma forte barreira. Essa estratégia tem o objetivo estimular uma complementariedade da composição da fauna entre os fragmentos, permitindo que ocorram as imigrações necessárias à heterogeneidade genética, retirando do isolamento várias populações e,

Do ponto de vista da construção do conhecimento para agregar e melhorar a gestão da paisagem a médio e longo prazo, apontamos algumas prioridades perspectivas de estudos para a região do Centro de Endemismo de Pernambuco, são elas:

(1) Autoecologia de duas espécies-chave nos processos ecológicos: *Didelphis albiventris*, que provavelmente exerce muita influência sobre as comunidades de pequenos mamíferos e *Leopardus pardalis*: como modelo para entender a ecologia dos predadores dos pequenos mamíferos, além de buscar compreender como esses e outros mesopredadores parecem estar voltando para o CEPE;

(2) Avaliar como o tempo de separação dos fragmentos, ou seja, o efeito histórico da fragmentação influencia na fauna de mamíferos terrestres não-voadores;

(3) Genética de populações de pequenos mamíferos a fim de complementar a informação temporal da fragmentação de habitats, ou seja, se essa fauna responde independentemente nos fragmentos ou de maneira integrada entre os fragmentos, bem como outros elementos da paisagem, incluindo a matriz de cana-de-açúcar.

ANEXOS

Anexo 1. Licença de autorização de atividades para fins científicos – Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO)



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

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 43641-3	Data da Emissão: 02/03/2016 16:55	Data para Revalidação*: 01/04/2017
-----------------	-----------------------------------	------------------------------------

* De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.

Dados do titular

Nome: Fabiana Lopes Rocha	CPF: 696.485.571-87
Título do Projeto: Avaliação do papel de mamíferos silvestres não-voadores na manutenção dos ciclos de transmissão de Leishmania spp. e Trypanosoma cruzi nas zonas de proteção ambiental da região metropolitana de João Pessoa e na Reserva biológica Guaribas, Paraíba.	
Nome da Instituição : UFPB - UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA	CNPJ: 24.098.477/0001-10

Cronograma de atividades

#	Descrição da atividade	Início (mês/ano)	Fim (mês/ano)
1	Focagem noturna para escolha dos pontos de captura	03/2015	03/2018
2	Captura e coleta de mamíferos na Rebio Guaribas	03/2015	03/2018
3	Captura e coleta de amostras de mamíferos em João Pessoa	03/2015	03/2018
4	Armadilhamento fotográfico e armadilhas de pegadas na Rebio	03/2015	03/2018
5	Identificação taxonômica de pequenos mamíferos	04/2015	11/2018
6	Diagnóstico sorológico de tripanosomatídeos	05/2015	11/2018
7	Diagnóstico e caracterização molecular de tripanosomatídeos	05/2015	11/2018
8	Elaboração de mapas e análises espaciais	08/2015	12/2018

Observações e ressalvas

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

Outras ressalvas

1	As armadilhas utilizadas para a captura deverão ser vistoriadas pelo menos duas vezes ao dia (pela manhã e tarde) para minimizar a morte devido a hipo ou hipotermia.
2	Sugere-se a não utilização de brincos na marcação de mustelídeos.

Equipe

#	Nome	Função	CPF	Doc. Identidade	Nacionalidade
---	------	--------	-----	-----------------	---------------

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

Código de autenticação: 71397899



Página 1/5

Anexo 2. Comissão de Ética no Uso de Animais (CEUA)



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
COMISSÃO DE ÉTICA NO USO DE ANIMAIS (CEUA)



CERTIFICADO

Certificamos que o projeto intitulado “**Estrutura da comunidade e o papel dos mamíferos silvestres não-voadores nos ciclos de transmissão de *Leishmania spp.* e *Trypanosoma cruzi* nas zonas de proteção ambiental da região metropolitana de João Pessoa e na Reserva Biológica Guaribas, Paraíba**”, protocolo nº 129/2015 sob a responsabilidade do pesquisador Dr. **Pedro Cordeiro Estrela de Andrade Pinto** – que envolve a produção, manutenção e/ou a utilização de animais pertencentes ao filo Chordata, subfilo Vertebrata (exceto o homem), para fins de pesquisa científica (ou ensino) – encontra-se de acordo com os preceitos da Lei nº 11.794, de 08 de outubro de 2008, do Decreto nº 6.899, de 15 de julho de 2009, e com as normas editadas pelo Conselho Nacional de controle da Experimentação Animal (CONCEA), e foi aprovado pela Comissão de Ética no Uso de Animais da Universidade Federal da Paraíba (CEUA-UFPB).

Vigência do Projeto	2015 a 2019
Espécie/linhagem	Ordem Rodentia, Didelphimorpha, <i>Silvilagus brasiliensis</i> , <i>Procyon cancrivorus</i> , <i>Nasua nasua</i> , <i>Puma yagouaroundi</i> , <i>Leopardus pardalis</i> , <i>Leopardus tigrinus</i> , <i>Leopardus wiedii</i> , <i>Cerdocyon thous</i>
Número de animais	2-20 indivíduos por espécie/localidade
Idade/Peso	Diversos
Sexo	Machos e fêmeas
Origem	Região metropolitana de João Pessoa e na Reserva Biológica Guaribas, Paraíba

Prof. Dr. Ricardo Romão Guerra
CEUA-UFPB