



Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro Biomédico
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

Isadora C. M. Lessa

**Os mamíferos de médio porte e suas respostas à fatores
ambientais, físicos e antrópicos, sobre diferentes perspectivas, no
Parque Estadual da Ilha Grande – RJ**

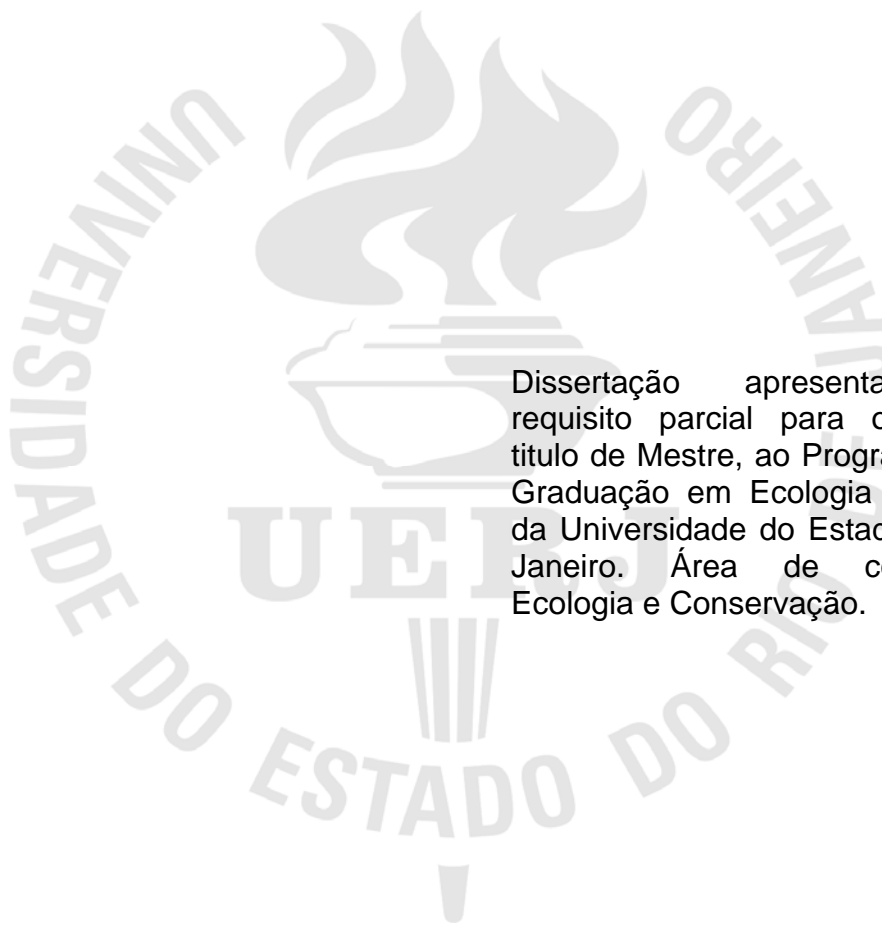
Rio de Janeiro

2012

Isadora C. M. Lessa

Os mamíferos de médio porte e suas respostas à fatores ambientais, físicos e antrópicos, sobre diferentes perspectivas, no Parque Estadual da Ilha Grande

– RJ



Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Ecologia e Conservação.

Orientadora: Prof^ª. Dra. Helena de Godoy Bergallo

Rio de Janeiro

2012

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ/ REDE SIRIUS/ BIBLIOTECA CTC/A

L638 Lessa, Isadora C. M.

Os mamíferos de médio porte e suas respostas à fatores ambientais, físicos e antrópicos, sobre diferentes perspectivas, no Parque Estadual da Ilha Grande – RJ/ Isadora C. M. Lessa. - 2012.

83 f. : il.

Orientadora: Helena de Godoy Bergallo.

Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.

Inclui bibliografia.

1. Mamífero - Ecologia – Parque Estadual da Ilha Grande (RJ) - Teses. 2. Mamífero – Habitat – Parque Estadual da Ilha Grande (RJ) – Teses. I. Bergallo, Helena de Godoy. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes. III. Título.

CDU 599(815.3)

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação.

Assinatura

Data

Isadora C. M. Lessa

**Os mamíferos de médio porte e suas respostas à fatores ambientais, físicos e antrópicos, sobre diferentes perspectivas, no Parque Estadual da Ilha Grande
– RJ**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Ecologia e Conservação.

Aprovado em: 8 de fevereiro de 2011.

Banca examinadora:

Prof^a. Dr^a. Helena de Godoy Bergallo (Orientadora)
Departamento de Ecologia da UERJ

Prof. Dr. Carlos Eduardo Lustosa Esbérard
Departamento de Ecologia da UFRRJ

Prof. Dr. Julio Ernesto Baumgarten
Departamento de Ecologia da UESC-BA

Rio de Janeiro

2012

AGRADECIMENTOS

A realização deste projeto só pôde ser viável graças ao financiamento da FAPERJ através do Programa “Cientistas do Nosso Estado” ao Laboratório de Pequenos Mamíferos. Agradeço à Capes que concedeu as bolsas de mestrado ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Evolução da UERJ (PPGEE). À PPGEE pelos recursos para os trabalhos de campo e eficiência dos seus funcionários. Ao CEADS pela logística e infra-estrutura.

À Dra. Helena de Godoy Bergallo (UERJ), a minha orientadora, amiga e quase mãe! Obrigada por todas as oportunidades, recursos, paciência, conhecimento e carinho que recebi nesses seis anos em que estive no laboratório.

Aos professores Doutores que leram e corrigiram este trabalho, Carlos Eduardo Grelle (UFRJ), Carlos Eduardo Esberárd (UFRRJ) e Julio Baumgarten (UESC). Ao professor de fotografia científica Antônio Carlos Freitas, por ter me ajudado a “fazer” fotografias.

Aos administradores do PEIG/INEA, Izar Aximoff, Leandro Travassos e Sandro Muniz, que mesmo sempre muito ocupados, nunca deixaram de dar atenção e colaboração a tudo que eu precisei para o desenvolvimento deste projeto. Assim como os funcionários e todos os guardiões. Especialmente ao Sr. Roberto Cardoso, que foi meu guardião nas matas da Ilha Grande, me guiou, me ajudou, me protegeu e me ensinou muito sobre a Ilha durante todos os trabalhos de campo. Ao Sr. Silvio e a Marta da Parnaioca.

Aos pesquisadores e amigos da ecologia da UERJ, pela colaboração na identificação das espécies e análises de dados. À Liliane Seixas e o Cristiano pela identificação das aves. Ao Japa (Cristiano), por ter me ajudado nas análises

estatísticas. À todos os amigos que sempre me ajudaram nas terapias em grupo no lab e no campo: Paula, Hermano, Flávia, Thiago, Luciana e Julia (UFRRJ), “Alines” (especialmente a Gaglia pelo mapa), “Carols”, “Daniéis”, e “Natálias”. E principalmente ao Zé, que foi uma das gratificações do mestrado, as milhares de ajudas, conselhos e risadas que ele me proporcionou são impagáveis!

Aos grandes amigos da graduação que fortalecem a conexão com a maravilhosa biologia da UNIRIO. O professor Dr. André Zau, pelas dicas conselhos, espaço no seu laboratório e conceder seu melhor aluno de estatística para me dar a salvação de fazer a CCA no PC-ORD, Vinícius, muito obrigada! Nina Attias, minha amiga além das universidades que é um grande exemplo de pessoa íntegra. Ao Rafael Pinto, que a cada dia mais me orgulha por se tornar um verdadeiro cientista. À Ana Paula Lugon, que da França compartilha os dilemas do estudo da vida e me preenche com sua amizade. À toda família UNIRIO que permanece unida por vezes nos bares da cidade.

Aos amigos que ajudam na estrutura da minha vida: Isadora Nunes, Susú, Amanda, Janaína e Letícia. Ao Pedro Aires, por ter quase morrido em campo me ajudando.

À minha família que é a base da minha vida. Minha mãe, por todo o apoio, amor e confiança. Ao meu pai, por todo o amor, orientação e financiamento dos meus sonhos. À minha irmãzinha Isabella, pelo amor, paciência e lições de vida. Principalmente ao meu irmaozão Marcus, por ser um tutor em minha vida, seu conhecimento, cultura e amor me inspiram e me orientam.

À Deus, que não exclui a ciência e por eventos não aleatórios colocou todas essas pessoas em minha vida.

Obrigada!

Cada sonho que você deixa para trás
é um pedaço do seu futuro
que deixa de existir

Steve Jobs

RESUMO

LESSA, Isadora Cristina Motta. *Os mamíferos de médio porte e suas respostas à fatores ambientais, físicos e antrópicos, sobre diferentes perspectivas, no Parque Estadual da Ilha Grande – RJ*. 2012. 83 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) – Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

A variação espacial das características bióticas e abióticas de um ambiente influencia na distribuição de médios mamíferos, sobre diferentes escalas. O Parque Estadual da Ilha Grande (PEIG) possui ambiente bastante heterogêneo e abriga uma mastofauna de médio porte ainda pouco estudada. O objetivo deste estudo é avaliar o efeito das variáveis físicas, do micro-habitat, da estrutura da vegetação e dos impactos antrópicos na comunidade e nas espécies de mamíferos de médio porte do PEIG. O registro das espécies foi por armadilhas fotográficas e as variáveis do ambiente mensuradas por diferentes métodos nas 49 estações de câmeras. Com os resultados desse estudo inferimos que a riqueza de nove espécies de mamíferos de médio porte nativos, corresponde a esperada para um ambiente insular. As espécies mais abundantes foram *Dasyprocta leporina*, *Agouti paca*, *Dasyopus novemcinctus* e *Didelphis aurita*, a mais rara foi o *Leopardus wiedii*. A composição da mastofauna difere entre as vertentes norte e sul da Ilha Grande (ANOVA, $p=0,01$). O maior número de indivíduos foi registrado na vertente sul, onde há o efeito da variação da altitude, menor variação do micro-habitat e menor densidade da população humana. Contudo a estrutura da vegetação não difere entre as vertentes e não afeta as espécies mais abundantes. Essas espécies são sensíveis às variáveis físicas. Há impacto da densidade populacional nas vilas sobre a composição e abundância das espécies de médios mamíferos, apesar da caça não ter efeito nas áreas amostradas. Os mamíferos de médio porte são sensíveis às variáveis de maior escala e podem ter sua comunidade estruturada em função do impacto antrópico. A complexidade de habitat e o controle de habitantes no PEIG são importante para manter a comunidade de mamíferos de médio porte.

Palavras Chave: Heterogeneidade. Comunidade. Estrutura da vegetação. Impacto Antrópico. Variáveis ambientais

ABSTRACT

The spatial variation of the biotic and abiotic characteristics of environment affects the mammal's distributions on different scales. The State Park of Ilha Grande (PEIG) has heterogeneous habitats by diverse vegetation and is home to medium-sized mammals, but they still few studied. Our goals in this study are to evaluate the effect of variables physical, micro-habitat, vegetation structure and human impacts on the mammal's community and species. The record of the species was by camera-traps and the environmental variables measured by different methods in 49 camera stations. The results of this study inferred that the richness of nine species of native medium size mammals corresponds to an island environment expected. The most abundant species were *Dasyprocta leporina*, *Agouti paca*, *Dasypus novemcinctus* and *Didelphis aurita*, the rarest was the *Leopardus wiedii*. The mammal fauna composition differs between the northern and southern slopes of the Ilha Grande (ANOVA, $p = 0.01$). The most of individuals was recorded on the southern slope, where there is the effect of variation in altitude, the lower variation of micro-habitat and lower human population density. However the vegetation structure does not differ between the slopes and does not affect the most abundant species. These species are sensitive to physical variables. There is an impact on the composition and abundance of species of mammals by human population density in the villages on, despite the hunt wasn't effective in the sampled areas. The medium-sized mammals are sensitive to larger-scale variables and may have structured their community due to the impact of human activity. The complexity of habitat and population control in PEIG is important to keep the community of medium-sized mammals.

Keywords: Heterogeneity. Community. Vegetation structure. Human impact. Environmental variables.

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO GERAL	11
1	A comunidade de mamíferos de médio porte do Parque Estadual da Ilha Grande -RJ e suas respostas às variáveis físicas, ambientais e antrópicas	20
1.1	Introdução	20
1.2	Materiais e métodos	22
1.2.1	<u>Comunidade de mamíferos de médio porte</u>	22
1.2.2	<u>Variáveis Físicas, Ambientais e Antrópicas</u>	23
1.2.3	<u>Análise de dados</u>	24
1.3	Resultados	25
1.4	Discussão	25
2	VARIAÇÃO NA ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO E AS RESPOSTAS DOS MAMÍFEROS DE MÉDIO PORTE MAIS ABUNDANTES DA ILHA GRANDE-RJ	46
2.1	Introdução	46
2.2	Materiais e métodos	49
2.2.1	<u>Área de estudo</u>	49
2.2.2	<u>Fotografias da estrutura da vegetação</u>	49
2.2.3	<u>Variáveis da vegetação</u>	52
2.2.4	<u>Registro das espécies focais</u>	53
2.2.5	<u>Análise de dados</u>	54
2.3	Resultados	56
2.4	Discussão	68
	CONSIDERAÇÕES FINAIS	74
	REFERÊNCIAS	75

INTRODUÇÃO GERAL

A Mata Atlântica contribui com 60% das espécies terrestres do planeta (Galindo-Leal ; Câmara, 2003), sendo o segundo bioma com maior diversidade de mamíferos (Costa et al. 2005), e um dos mais ameaçado do mundo (Mittermeier et al. 2004). O Estado do Rio de Janeiro abriga 175 espécies de mamíferos terrestres, apesar de restarem apenas 16% da cobertura original deste *hotspot* (Rocha et al. 2004, Esbérard ; Bergallo 2005). Os mamíferos na Mata Atlântica sofrem pressão pela perda de habitat, caça, perda gênica e baixas demográficas (Chiarello, 2000). A maior parte das espécies da mastofauna é sensível às variáveis ambientais (Manly et al. 2002). Contudo, mamíferos de médio e grande porte, geralmente, possuem amplas distribuições, muitas vezes continentais, aceitando uma grande variação de aspectos dentro de seus ambientes (Anderson et al. 2003).

As variações ambientais implicam nas variações da estrutura da vegetação. Essas se devem as características do solo, que por sua vez são influenciadas por fatores topográficos e climáticos (Behling, 1998; Webb et al. 1999). Assim, as espécies percebem estas mudanças e os padrões de abundância nas comunidades animais podem ser afetados por esta cadeia de efeitos que gera variações do microhabitat ao macrohabitat (Catling ; Burt, 1995).

A sensibilidade das espécies aos fatores do ambiente está relacionada à seleção de habitat. A seleção de hábitat pelas espécies é determinada tanto por fatores evolutivos como comportamentais (Krebs, 1978). Teorias sobre a seleção de habitat têm sido inspiradas primeiramente na mobilidade dos animais, visualizando suas movimentações entre diversos ambientes em busca de presas, refúgios e outros recursos. Este processo afeta a escolha de cada indivíduo sobre sua área de vida (Orians and Wittenberg, 1991). Porém, é necessário conhecer os fatores chaves do ambiente que influenciam na estrutura da composição da comunidade, antes de inferir sobre uso ou seleção de habitat (Tews, et al. 2004). Moura e colaboradores (2005) em um estudo sobre seleção de habitat de marsupiais na Mata Atlântica, concluíram que para determinar a escala em que o animal seleciona o habitat, é necessário quantificar o habitat em diferentes escalas e compará-las.

O termo hábitat é um elo conceitual relacionando organismos e o seu ambiente externo (Harris e Kangas, 1988). Entretanto, a relação entre uma espécie

e seu habitat é complexa, sabe-se que diferentes espécies, possuem diferentes requisitos para ocupar os habitats (Whittaker et al. 1973). Esta relação segue alguns padrões ecológicos e evolutivos, mas pode variar de acordo com os diferentes ambientes, espécies e escala espacial. Ecologistas atualmente estão considerando a história do ambiente e o contexto geográfico afim de serem idiossincráticos com as alterações antrópicas (Ricklefs, 2008). Nesses estudos a escala é considerada para entender como ela influencia na percepção das dinâmicas ecológicas (Kelt et al. 1999).

Nesta dissertação avaliamos as respostas da comunidade de mamíferos de médio porte aos fatores abióticos do habitat, sobre perspectivas diferentes em duas escalas. No primeiro capítulo a escala média (400 – 20.000 ha), onde as variáveis respostas indicam as características do habitat sobre a paisagem da Ilha Grande. Com isso, mesmo que determinadas variáveis tenham sido mensuradas em uma escala local (<400 ha), os efeitos entre as diferentes áreas da ilha, foram avaliados na perspectiva de paisagem sobre a comunidade de mamíferos. Neste estudo atribuímos a comunidade o conceito de Begon (2009): como uma assembléia de populações de espécies que ocorrem juntas no período estudado e nas áreas amostradas na Ilha Grande.

O segundo capítulo avalia as respostas de quatro espécies de médios mamíferos às variáveis da estrutura da vegetação, mensuradas através de uma escala mais fina. Para isso, caracterizamos a estrutura da vegetação de cada local de ocorrência das espécies focais de acordo com a complexidade e densidade, independentes uma da outra. Assim a estrutura da vegetação foi mensurada para analisar como cada espécie responde a disposição espacial e ao grau de obstrução foliar da vegetação. Sabendo que é importante analisar as respostas de cada espécie nas duas escalas abordadas nesta dissertação, também avaliamos as suas relações com algumas variáveis mensuradas no primeiro capítulo. Finalizando este trabalho com uma ampla abordagem sobre as respostas dos médios mamíferos às variáveis que compõem o ambiente da Ilha Grande.

O conhecimento sobre os mamíferos da Ilha Grande está fortemente concentrado nas áreas florestais no entorno da Vila Dois Rios, e em menor parte na restinga da Reserva Biológica da Praia do Sul (Rocha et al. 2009). Por isso, é importante amostrar essas espécies em diversas outras áreas e através de uma

metodologia ainda não aplicada na ilha, como as armadilhas fotográficas. Entender como essas espécies estão distribuídas no espaço geográfico, e quais as suas relações com o ambiente insular, também é relevante para a conservação da biodiversidade dessa região

Área de estudo

A Ilha Grande é a maior ilha da região costeira do Estado do Rio de Janeiro, com 193 km², estando a uma distância mínima de 3 km do continente (Figura 1). Localizada na Região Turística da Costa Verde (22°50' - 23°20' S, 44°00' - 44°45' W), no município de Angra dos Reis (Saraça et al. 2009), a ilha é um local de grande importância para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica (INEA, 2010).

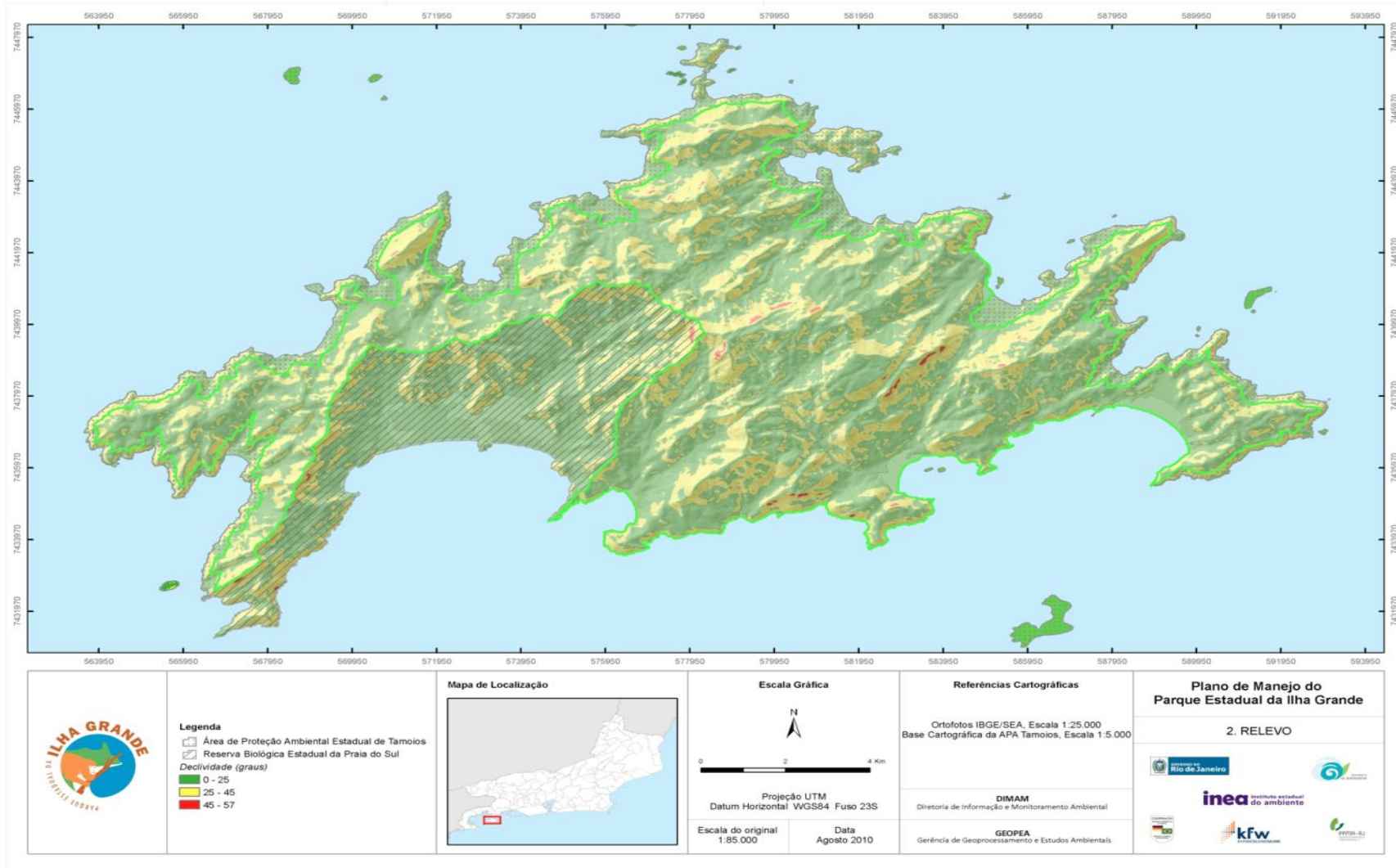


Figura 1 - Mapa do relevo da Ilha Grande, com a área do PEIG delimitada pela linha verde e a área da Reserva Biológica Estadual da Praia do Sul que se encontra hachurada. .

Clima, Geologia e Relevo

O clima da Ilha Grande é tropical, quente e úmido, sem estação seca definida. O clima da região é resultado de uma combinação de fatores estáticos (localização geográfica e topografia) e dinâmicos (massas de ar) (Salgado e Vasquez, 2009). A serra do mar é uma barreira orográfica que tem efeito positivo no aumento da precipitação na região (Davis ; Naghettini, 2001, Oliveira-Filho ; Fontes, 2000).

A formação geológica da ilha provém dos eventos de formação da Serra da Mantiqueira e dos maciços litorâneos (Oliveira et al. 1995). A Ilha Grande constitui o topo de uma montanha submersa, que apresenta dois grandes divisores de drenagem topográfica, um norte-sul, e outro leste-oeste. Esses primeiros divisores compartimentam a vertente norte, que abrange a encosta voltada para o continente e a vertente sul compreende a encosta oceânica. Ambas as vertentes apresentam encostas íngremes e canais fluviais em vales, embora a vertente norte possua as menores bacias (Gama *et al.* 2009). O maciço montanhoso atua na interação de processos continentais e marinhos condicionados pelos fenômenos relacionados ao clima úmido.

Vegetação

A Ilha Grande possui cobertura vegetal predominante de Floresta Atlântica, sendo classificada como Floresta Ombrófila Densa (Veloso, *et al.* 1991). A mata secundária recobre 43% da ilha, as áreas antropizadas, 10%, as restingas e manguezais, 7%, as praias, 2% e os afloramentos rochosos com vegetação herbácea, 1% (Alho et al. 2002). Segundo estes mesmos autores, 47% da cobertura vegetal ainda são formados pela vegetação original. Porém, devido a antiga ocupação humana na Ilha Grande, a grande maioria de suas terras é constituída por um mosaico de florestas secundárias (Oliveira, 2002). Estas florestas secundárias cobrem a maior parte das encostas, em geral até 400m de altitude (Alho et al. 2002). A composição florística da Ilha ainda é pouco conhecida, até o momento foram identificadas 1.153 espécies de plantas (INEA, 2010). No grupo das Angiospermas registraram 106 famílias, 352 gêneros e 684 espécies. As famílias com maior número de espécies são Orchidaceae, Bromeliaceae, Myrtaceae, Rubiaceae, Leguminosae, Euphobiaceae, Asteraceae, Melastomataceae, Piperaceae e

Sapindaceae (Rocha *et al.* 2009). Cerca de 61% das famílias estão representadas por até três espécies, indicando alta diversidade da flora insular (INEA, 2010).

Fauna

A fauna nativa da Ilha Grande é um subconjunto das espécies da Mata Atlântica encontradas no continente, onde algumas são endêmicas e ameaçadas na região (Pessôa *et al.* 2009; Rocha *et al.* 2009). Até o momento, são conhecidas 71 espécies de mamíferos na Ilha Grande, destes 22,3% são endêmicos da Mata Atlântica (Pereira *et al.* 2001) que correspondem a 38% das espécies registradas no Estado (Rocha *et al.* 2004). A mastofauna da ilha apresenta porte pequeno a médio, os maiores animais são a capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*, 50 kg), a paca (*Cuniculus paca*, 8,3 kg), a lontra (*Lontra longicaudis*, 5,8 kg), o Bugio (*Alouatta guariba*, 5,6kg) o mão-pelada (*Procyon cancrivorus*, 5,4 kg) e a preguiça (*Bradypus variegatus*, 3,9 kg) (Rocha *et al.* 2009).

Fatores Antrópicos

Os vestígios de ocupação humana mais antigos na Ilha Grande datam mais de 3000 anos. Durante todos esses anos, houve exploração dos recursos naturais, incluindo a degradação da vegetação para a produção agrícola (Oliveira, 2002). Os impactos antrópicos atuais devem-se principalmente ao turismo e a ocupação desordenada que geram poluição, removem a vegetação e introduzem espécies exóticas (INEA, 2010).

Nas formações florestais, especialmente próximas as trilhas e vilas são comuns a presença de diversas espécies exóticas como a bananeira (*Musa spp.*), mangueira (*Mangifera indica*) e a jaqueira (*Artocarpus heterophyllus*). Há também seis espécies de mamíferos exóticos e invasores, o *Callithrix jacchus*, *Callithrix penicillata*, *Felis catus*, *Canis lupus familiaris*, *Rattus norvegicus*, *R. rattus* e *Mus musculus* (Rocha *et al.* 2009).

Conservação

Na busca pela preservação da Ilha Grande foram criadas quatro Unidades de Conservação (UCs), o Parque Estadual da Ilha Grande (PEIG), a Reserva Biológica da Praia do Sul (RBPS), o Parque Marinho do Aventureiro e a Área de Proteção

Ambiental dos Tamoios (APA dos Tamoios). O PEIG e a RBPS representam 80.3% da área de unidade de conservação de proteção integral da Ilha Grande. O PEIG é o segundo maior parque insular do Brasil e abrange mais da metade da Ilha Grande, atualmente com 120 km² correspondente a 34,0% da área da Região da Costa Verde (INEA, 2010).

Áreas amostradas

As áreas amostradas foram definidas de acordo com os cinco setores de manejo do PEIG e a área correspondente a RBPS (Figura 1). Os setores são divididos pelas micro-bacias hidrográficas da ilha e pelas comunidades no entorno (Tabela 1). As áreas nomeadas de A à G inserem-se no PEIG e na RBPS, onde A, representa a RBPS, B o setor V, C e D o setor I, E e F o setor III, e G o setor II. O setor IV não foi amostrado, devido a proximidade com outras duas áreas e logística de campo. Cada área teve de 6 a 12 unidades amostrais (Figura 2).

Tabela 1 - Descrição dos setores do PEIG. Quadro 4-52 do plano de manejo do PEIG (INEA, 2010).

Setor		Áreas amostradas	Área (km ²)	Comunidade ao entorno
I	Abraão-Estrela	C, D	42,98	Abraão , Abraãozinho e Morcegos, Feiticeira, Iguaçu, Camiranga, Fazenda, Galo, Conrado, Caravela, Enseada das Estrelas, Saco do Céu, Japariz, e Freguesia de Santana.
II	Lopes Mendes – Palmas	G	19,53	Palmas, Mangues, Aroeira e Castelhanos.
III	Dois Rios – Parnaiooca	E, F	40,4	Dois Rios e Parnaiooca
IV	Araçatiba – Provetá	-	25,42	Longa, Araçatiba, Praia da Cachoeira, Araçatibinha, Itaguaçu, praias Vermelha e Acaiá e Provetá.
V	Bananal – Passa Terra	B	17,75	Bananal, Matariz, Jaconema, Sítio Forte, Passaterra, Praia do Porto, Maguariquessaba, Marinheiro, Sítio Forte, Tapera e Ubatubinha.
-	Reserva Biológica da Praia do Sul	A	36	Praia do Sul, Praia do Leste e Aventureiro.

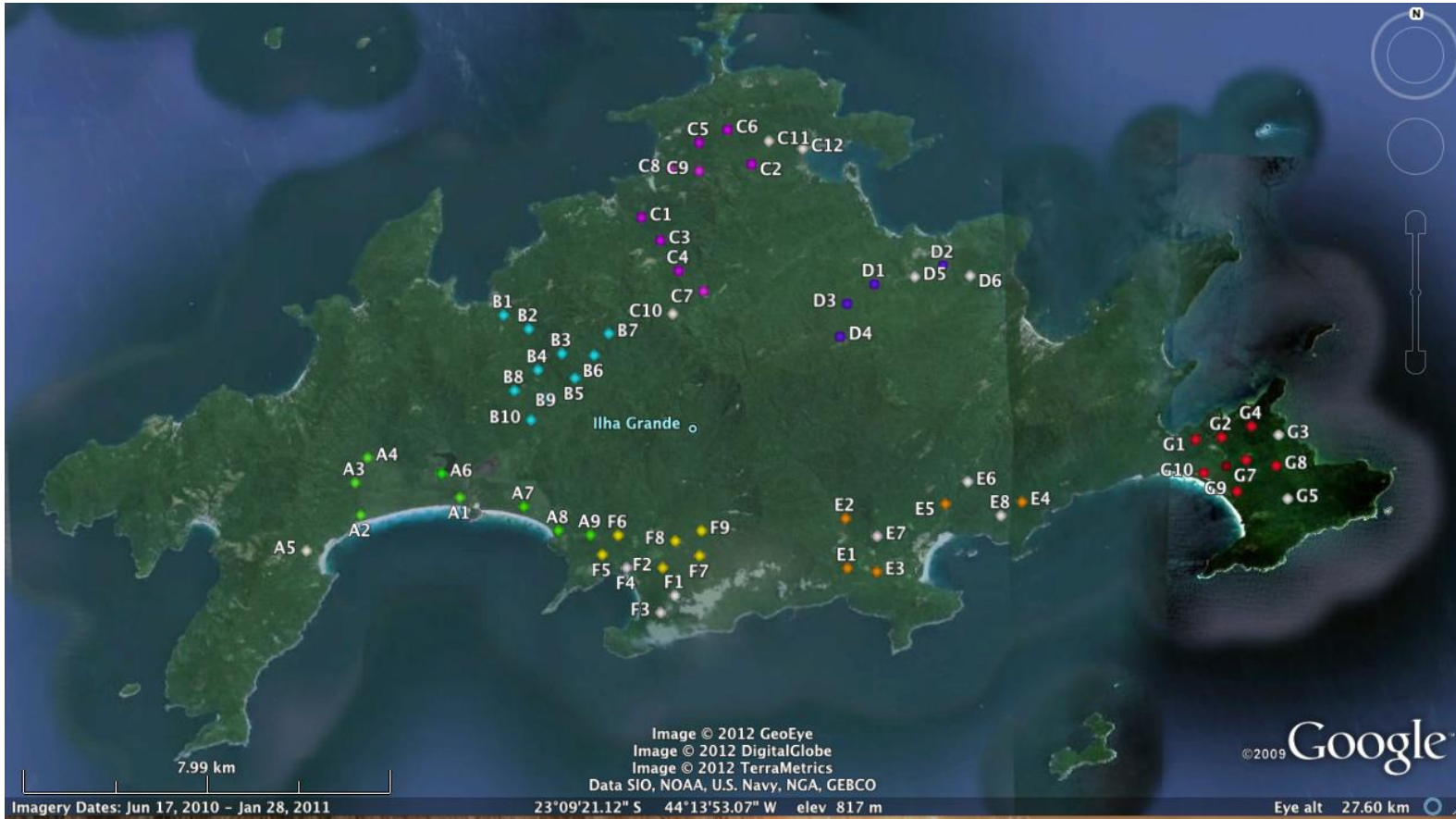


Figura 2 - As sete áreas amostradas neste estudo totalizaram 64 pontos com armadilhas fotográficas.

1 A COMUNIDADE DE MAMÍFEROS DE MÉDIO PORTE DO PARQUE ESTADUAL DA ILHA GRANDE -RJ E SUAS RESPOSTAS ÀS VARIÁVEIS FÍSICAS, AMBIENTAIS E ANTRÓPICAS

1.1 Introdução

A ecologia de comunidades procura compreender como os grupos de espécies estão distribuídos na natureza (Huston, 1994; Begon et al. 2007). Como esses agrupamentos são influenciados por fatores abióticos e bióticos, incluindo os processos de dispersão e interação dinâmica entre os organismos e o ambiente? Ricklefs (2008) sugere que a distribuição de espécies em uma região responde melhor aos padrões da diversidade que a co-ocorrência de espécies em um local específico. A distribuição espacial e temporal das espécies não é aleatória, são determinadas pela história natural da evolução de cada uma (Hadly; Maurer, 2001). Sabe-se que a composição de espécies de uma comunidade persiste ao longo de períodos ecológicos e pelo espaço geográfico que ocupam (Hadly; Maurer, 2001). Com isso, as espécies e suas comunidades respondem as transformações no tempo e no espaço, do habitat (Tews et al. 2004).

A sensibilidade das espécies às variáveis ambientais varia com as características de cada grupo (Hutchinson, 1959, Tews et al. 2004). Os mamíferos em geral são sensíveis às alterações no habitat (D'Andrea et al. 1999; Morrison et al. 2007), o que os torna um dos melhores *taxa* para descrever a resposta de toda a comunidade às mudanças na paisagem (Barlow et al. 2007).

Os padrões atuais na estrutura da comunidade de mamíferos além de depender da escala, é resultado dos processos evolutivos de competição e adaptação das espécies em cada local (Morris, 1989). A distribuição e abundância dos mamíferos variam em função do uso diferencial do habitat e micro-habitat, por isso esses vertebrados colonizaram todos os habitats terrestres (Morris et al. 1987). Porém, o local onde cada espécie ocorre é determinado pela dinâmica de fatores ambientais, interação entre as espécies e recursos para manter o fluxo energético e a estabilidade de suas populações (Rosenweig, 1989).

A composição da comunidade de mamíferos pode apresentar diferentes padrões em ambientes insulares (Van de Geer et al. 2010). A riqueza da fauna insular é resultante de um equilíbrio dinâmico do processo de extinção e imigração

(MacArthur ; Wilson, 1967). As espécies encontradas em ilhas são particularmente vulneráveis à extinção, porque muitas delas são endêmicas, possuem populações pequenas ou devido à escassez de habitats, o que favorece a competição e a deriva gênica. Atualmente, as espécies insulares também têm que competir ou são predadas por espécies exóticas invasoras introduzidas nas ilhas pelo homem (Primark ; Rodrigues, 2001).

Segundo Van de Geer e colaboradores (2010), a história evolutiva da composição de mamíferos em ilha envolve seis estágios, em que nos três primeiros há o balanço entre as espécies presentes no continente e a formação de novas espécies. Mas, com a colonização humana há o aumento da alteração dos habitats e da introdução de espécies exóticas, levando a extinção de muitas espécies nos três últimos estágios.

Em um ambiente insular não é esperado que haja uma elevada riqueza de espécies, principalmente de médio a grande porte (Wallace, 1980). A fauna de ilhas é influenciada por muitos fatores, como o tipo ilha (continental ou oceânica), a distancia para o continente, as formas de dispersão e principalmente pelos fatores abióticos (Van de Geer *et al*, 2010). Os fatores abióticos que afetam essas comunidades, em geral são determinados pela estrutura da paisagem, definida pelos fatores físicos e ambientais. Os fatores físicos relacionados ao relevo influenciam na composição da vegetação. Por exemplo, a vertente de uma montanha promove um gradiente de condições que influenciam na distribuição das espécies de plantas e de animais (Begon *et al*. 2009).

A diversidade de habitats numa determinada região está quase sempre correlacionada com a riqueza e a abundância das espécies (Magurran, 1988). Muitos fatores contribuem com a heterogeneidade espacial, podendo incluir os diferentes organismos e as condições abióticas que compõem cada habitat (Huston 1994). Além disso, a integridade dos habitats determina a conservação de espécies (Morris, 1987, Mittermeier *et al*. 2005). Assim, muitas pesquisas avaliam o efeito da fragmentação e da qualidade do habitat na comunidade de mamíferos (Laidlaw, 2001).

A Mata Atlântica é um bioma rico em diversidade de habitats, mas que em grande parte estão fragmentados (Mittermeier *et al*. 2005). A maioria dos estudos sobre a relação de mamíferos com esses habitats foi desenvolvida com os pequenos

mamíferos (Pardini, et al. 2005, Grelle ; Garcia, 2003, Cerqueira ; Freitas 1999, Gentile e Fernandez, 1999). Contudo, alguns estudos com mamíferos de médio e grande porte, realizados na Mata Atlântica, mostraram a importância da heterogeneidade do ambiente para a coexistência e a riqueza de espécies (Goulart et al. 2009; Santos et al. 2004), e o efeito da fragmentação sobre a densidade das populações (Chiarello, 1999).

A Região Turística da Costa Verde, onde se insere a Ilha Grande, é um grande pólo de turismo brasileiro e representa uma importante área de preservação da Mata Atlântica (Saraça et al. 2009). Alguns estudos já se dedicaram a levantar informações sobre a riqueza de mamíferos (Fernandez et al. 1988, Pereira et al. 2001, Esbérard et al. 2006, Vera y Conde ; Rocha, 2006, Cunha ; Rajão, 2007; Pessoa et al. 2009). Entretanto, obtiveram poucos resultados sobre a mastofauna de médio porte.

Até o momento foram registradas 15 espécies de mamíferos médio porte (>1 kg) na Ilha Grande, incluindo nativas e exóticas (Rocha et al. 2009). As principais áreas de ocorrência dessas espécies, assim como a diferença na composição da comunidade desses mamíferos, entre as diversas áreas existentes na Ilha, ainda são desconhecidas. O local abriga uma grande diversidade de habitats, devido a presença de diferentes fitofisionomias e características abióticas. Concomitante aos efeitos naturais abióticos, existem os efeitos antrópicos que também podem implicar na dispersão e composição da mastofauna de médio porte da Ilha Grande.

Uma vez que, os mamíferos de médio porte têm ampla capacidade de deslocamento, as variáveis físicas, ambientais e antrópicas provavelmente não têm efeito na riqueza, porém podem ter influencia na abundância. Neste contexto, o objetivo deste capítulo foi determinar a composição e a abundância de mamíferos de médio porte do PEIG e identificar quais variáveis (físicas, ambientais e antrópicas) têm efeito sobre a estrutura dessa comunidade.

1.2 Materiais e Métodos

1.2.1 Comunidade de mamíferos de médio porte

Amostramos a mastofauna terrestre do PEIG em sete áreas (denominadas de A à G) onde instalamos de 6 a 12 armadilhas fotográficas, do modelo Tigrinus 6.0

com câmeras analógicas (o projetou dispunha de 12 armadilhas no máximo), totalizando 64 unidades. Apenas as estações em que a armadilha apresentou defeito, foram consideradas nos resultados. As estações de câmeras foram dispostas numa distância mínima de 500m, instaladas próximas às trilhas de acesso e distribuídas de maneira equivalente entre as diversas áreas da Ilha.

As armadilhas fotográficas permaneceram em cada estação por 20 a 30 dias consecutivos, no período de Abril de 2010 a Maio de 2011. O esforço amostral das armadilhas foi equivalente ao total de dias de funcionamento, calculado com os minutos e as horas registradas da primeira a última fotografia (câmeras-dias). O sucesso de captura em cada área foi calculado como o número de registro dividido pelo total de câmeras-dias na respectiva área.

A curva de acumulação de espécies nas estações de câmeras mostrou o quanto o esforço amostral foi suficiente para o registro das espécies. Além do número de espécies observadas, calculamos o número estimado de espécies em cada estação, com os estimadores de probabilidade do encontro de uma nova espécie em cada amostra (Sanders, 1968). A riqueza observada e estimada, de todas as espécies registradas e apenas dos médios mamíferos, foi representada nas respectivas curvas de rarefação (mais detalhes na seção *Análise de dados*).

A abundância dos mamíferos representou o número de indivíduos registrados, considerados distintos quando havia um intervalo de no mínimo uma hora entre os registros da mesma espécie (Yasuda, 2004). A frequência das espécies de mamíferos em cada estação de câmera, foi calculada pela seguinte fórmula (Ciocheti, 2007),

$$FC_{xy}=n_{xy}/N_y$$

Onde, FC_{xy} é a frequência da espécie x na estação y, n_{xy} é o número de fotografias da espécie x na estação y e N_y é o número total de fotografias de todas as espécies amostradas na estação y.

1.2.2 Variáveis Físicas, Ambientais e Antrópicas

Os habitats foram caracterizados pelas variáveis físicas, ambientais e antrópicas de cada estação de câmera. As variáveis físicas, referentes à geografia local foram a vertente (norte ou sul), altitude obtida com o GPS (Garmin GPSMAP 60s), inclinação, mensurada com clinômetro (Suunto) e distância horizontal da costa,

mensurada em metros pela ferramenta “régua” do Google Earth. A altitude de visão foi de 100 m.

O habitat de cada estação foi amostrado em três parcelas de 10 m x 10 m distanciadas 30 m, uma das parcelas compreendia o local com a armadilha fotográfica. As variáveis ambientais relacionadas ao habitat foram, altura do folhíço, PAP (perímetro a altura do peito), altura de cada árvore com o PAP maior que 10 cm, volume da vegetação (média da área do PAP x altura x número de árvores), proximidade de cursos d'água e porcentagem da presença de pedras.

As variáveis antrópicas foram, a distância de cada estação de câmera à vila mais próxima, mensurada em metros pela ferramenta “régua” do Google Earth, número de habitantes/km² de cada vila de acordo com os dados de literatura (INEA, 2010) e a presença de vestígios de caça observados em campo (jirau e trabuco).

1.2.3 Análises de dados

A diferença na variação do sucesso de captura entre as áreas foi analisada com o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis (Conover, 1980). Para avaliar se o número de dias-câmeras (esforço amostral) influenciou no número de espécies registradas em cada estação, foi feita uma regressão linear. O número estimado e observado de espécie foi mensurado pela curva de rarefação. A curva da riqueza esperada corresponde a riqueza de cada amostra calculada pelos estimadores (Bootstrap, Chao 1 e 2, Jackknife 1 e 2). O modelo com os estimadores, foi feito com 1000 aleatorizações e calculado no software EstimateS 8.2.0 (Colwell ; Coddington, 1994).

As estações foram ordenadas pelo Escalonamento Multidimensional Não Híbrido (MDS), quanto a sua similaridade na composição e abundância das espécies usando o índice de Bray-Curtis. Inicialmente, analisamos o resultado gráfico do MDS, com objetivo de verificar algum padrão na ordenação da comunidade. Ficou claro nesta análise inicial, o efeito da vertente em relação ao segundo eixo do MDS, que foi testada por análise de variância (ANOVA). A vertente foi utilizada então para a representação gráfica da ordenação da comunidade de mamíferos, no programa COMUNIDATA 1.5. Também testamos o efeito das outras variáveis físicas (altitude, inclinação do terreno e distância da costa) na comunidade de mamíferos, através da regressão múltipla com ambos os eixos do MDS e com as abundâncias. Esses eixos

foram utilizados pois representam os escores de similaridade da abundância e composição das espécies entre as áreas, reduzidas em um plano bidimensional (Gauch, 1982).

As variáveis ambientais (Folhiço, PAP, altura e volume de árvores, cursos d'água e pedras) foram reduzidas em dois eixos pela Análise de Componentes Principais (PCA), identificando as variáveis com maior importância para a diferenciação do habitat entre as unidades amostrais. Como a vertente explicou o padrão de ordenação, nós averiguamos se a variação da complexidade do habitat respondia a vertente, através do teste de variância de Kruskal-Wallis. Para inferir sobre o efeito das variáveis ambientais na comunidade de mamíferos, os dois primeiros eixos do MDS foram relacionados (um por vez) por regressão múltipla com os dois primeiros eixos da PCA.

O efeito das variáveis antrópicas (distância da vila e densidade de habitantes) no eixo do MDS (que representa a comunidade de mamíferos) foi testado por regressão múltipla. As análises de dados, em que ainda não foi mencionado o programa estatístico, foram feitas no Systat 11.0.

1.3 Resultados

Comunidade de mamíferos de médio porte

Nas sete áreas monitoradas, 64 câmeras foram instaladas, mas apenas 49 (76.5%) funcionaram corretamente, com um total de 1.028,65 câmera-dias de monitoramento. O sucesso de captura em cada área variou de forma marginalmente significativa ($H=11,85$; $p=0,065$; Figura 3). A diferença entre o número de dias amostrados em cada estação não influenciou o número de espécies registradas ($r^2=0,009$; $p = 0,500$; $N= 49$).

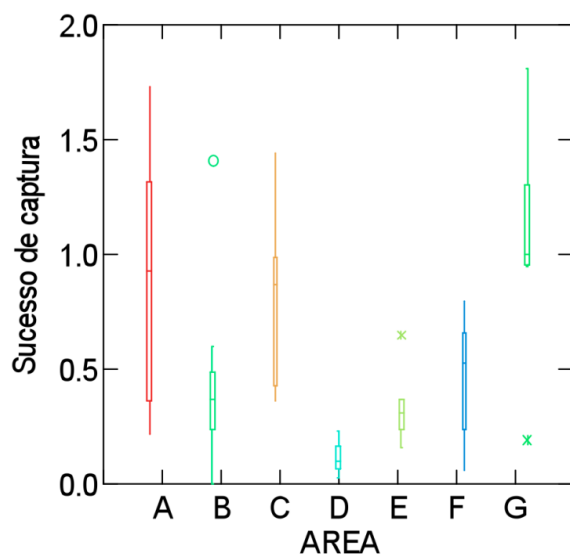


Figura 3 - Variação média do sucesso de captura das espécies em cada área, as barras representam o intervalo de confiança de 95%.

Na estação B7 não houve registro de nenhuma espécie, a área C apresentou a maior riqueza de espécies ($S=19$) e a área G a maior abundância com 149 indivíduos (Tabela 2). Em 900 registros foram observados 582 indivíduos de 24 espécies pertencentes às classes Mammalia (12 espécies), Aves (11 espécies) e Reptilia (1 espécie). Os dados gerais dos registros de espécies estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Número de unidades amostrais (UA), esforço amostral equivalente a soma de dias em que cada câmera permaneceu ativa (cam-dias), total de fotos com animais (registros), a razão entre registros e esforço (sucesso de captura), o total de espécies registradas (Riqueza) e total de indivíduos registrados (Abundância) para cada uma das áreas (A à G) estudadas.

Área	Esforço		Registros	Sucesso		Riqueza	Abundância
	UA	(cam-dia)		captura			
A	7	134.19	154	1.15	13	102	
B	9	103.39	111	1.07	17	72	
C	9	154.87	227	1.47	19	139	
D	4	110.21	38	0.34	8	23	
E	5	143.58	47	0.33	14	45	
F	6	148.41	61	0.41	8	52	
G	9	234.00	262	1.12	15	149	
TOTAL	49	1028.653	900	5.89	24	582	

Tabela 3 - Lista de todos os táxons e o número total de indivíduos registrados nas armadilhas fotográficas (N) em cada área (A à G).(Continua)

Táxon	N	Área
MAMMALIA		
DIDELPHIMORPHIA		
Didelphidae		
<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826)	92	E, C, D, B, A, F, G
CINGULATA		
Dasypodidae		
<i>Dasypus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	68	E, C, D, A, F, G
CARNIVORA		
Canidae		
<i>Canis lupus familiares</i> (Linnaeus, 1775)	5	E, C, G
Felidae		
<i>Leopardus wiedii</i>	1	C
PRIMATES		
Atelidae		
<i>Alouatta guariba</i> (É. Geoffroy, 1812)	1	E
Cebidae		
<i>Sapajos nigritus</i> (Linnaeus, 1758)	17	E, C, B, A, F, G
RODENTIA		
Caviidae		
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	41	E, C, D, B, A, F, G
<i>Dasyprocta leporina</i> (Linnaeus, 1758)	141	E, C, B, A, F, G
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	2	G
Sciuridae		
<i>Nectomys squamipes</i> (Brants, 1827)	1	C
Erethizontinae		
<i>Sphiggurus insidiosus</i> (Lichtenstein, 1818)	2	B
Echimyidae		
<i>Trinomys dimidiatus</i> (Gunther, 1877)	30	E, C, B, A, G
PMM*	17	C
PM*	24	E
MNI*	18	E, C, D, B, A, F, G
AVES		

Tabela 3 - Lista de todos os táxons e o número total de indivíduos registrados nas armadilhas fotográficas (N) em cada área (A à G).(Conclusão)

<i>Hydropsalis albicollis</i>	1	A
<i>Amadonatus lacernulatus</i>	1	F
<i>Tinamus solitarius</i>	7	E, D, B, F, G
<i>Chamaeza campanisona</i>	7	C, B
<i>Turdus albicollis</i>	1	B
<i>Conopophaga melanops</i>	2	B
<i>Sclerurus scansor</i>	2	C, B
<i>Pyriglena leucoptera</i>	1	C
<i>Geotrygon mountana,</i>		
<i>Leptotila sp.</i>	53	E, D, B, A, F
<i>Aramides cajaena</i>	40	D, C, B, G
ANI*	9	E, B, A, G
REPTILES		
Squamata		
Teiidae		
<i>Tupinambis merianae</i> (Duméril ; Bibron, 1983)	5	A, F

Legenda: PMM – Pequeno mamífero da ordem Didelphimorphia; PM - pequeno mamífero não identificado; MNI - Mamífero não identificado. ANI - Ave não identificada.

A curva de acumulação de todas as espécies registradas indica um início de estabilização do número de espécies registradas (Figura 4). Na curva de rarefação das espécies em geral, o estimador de riqueza Jakknife 1 foi o que apresentou menor desvio padrão ($DP=2,55$) em relação a riqueza observada e estimou uma média máxima de 31,8 espécies (Figura 5). O estimador Bootstrap, estimou uma média máxima de 25,9 espécies. Foram observados oito mamíferos de médio porte (com mais de um registro) a riqueza esperada para este grupo (Figura 6), foi de 8,49 espécies com o estimador Chao 2, que teve o menor desvio padrão (1,28).

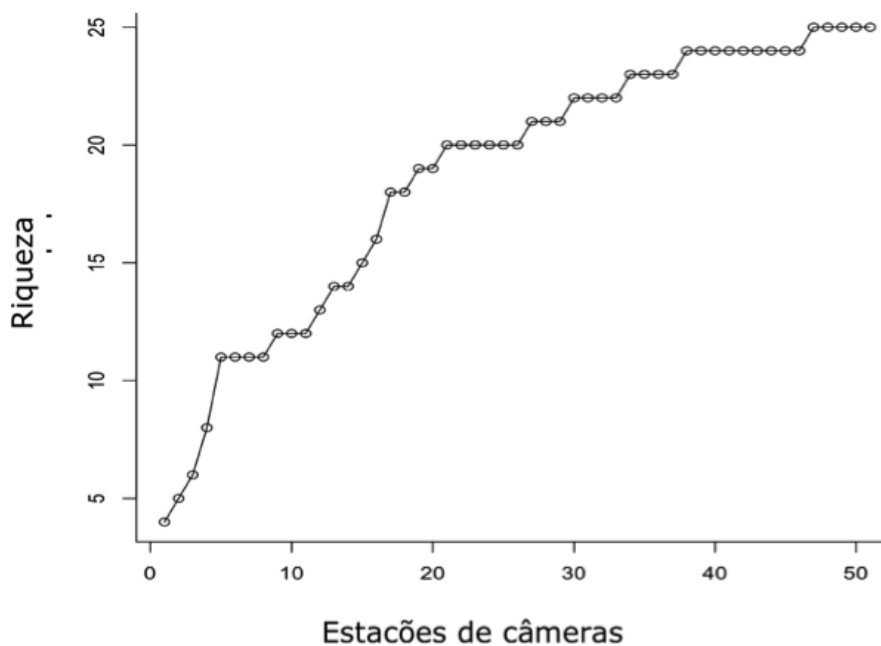


Figura 4 - Curva de acumulação de espécies em função do aumento do esforço amostral (estações de câmeras).

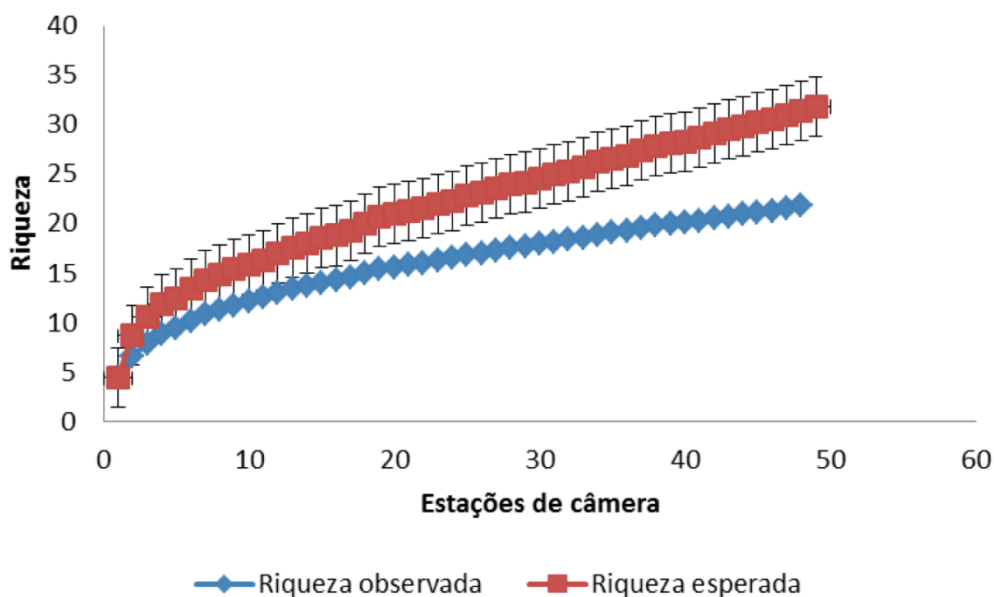


Figura 5 - Curva de rarefação de todas as espécies de acordo com o incremento de estações de câmeras. A curva correspondente a riqueza observada com a linha azul. A curva correspondente a riqueza esperada (linha vermelha), com as barras de desvio padrão do estimador Jackknife I de 31.8 ± 3.12 espécies.

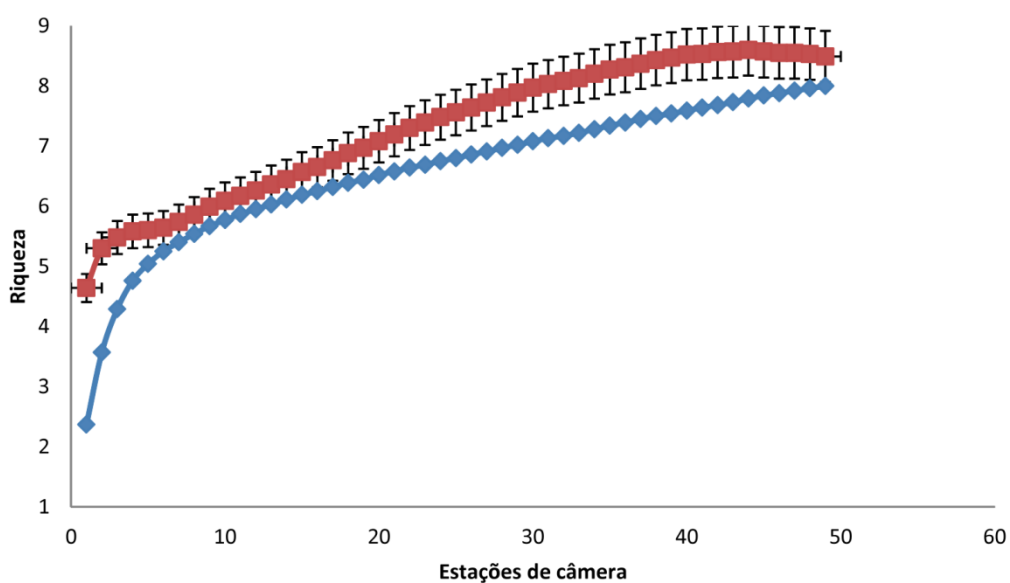


Figura 6 - Curva de rarefação das espécies de mamíferos de médio porte nas estações de câmera (amostras). A curva correspondente a riqueza observada com a linha azul. A riqueza foi melhor estimada pelo índice de Chao 2 de 8.49 ± 1.28 (linha vermelha).

A comunidade de médios mamíferos nativos foi representada por nove espécies e 365 indivíduos. As espécies mais abundantes e frequentes (Figura 7) foram *Cuniculus paca* (41), *Dasyus novemcinctus* (68), *Didelphis aurita* (92) e *Dasyprocta leporina* (141). O único carnívoro registrado foi o felino *Leopardus wiedii* (Anexo I).

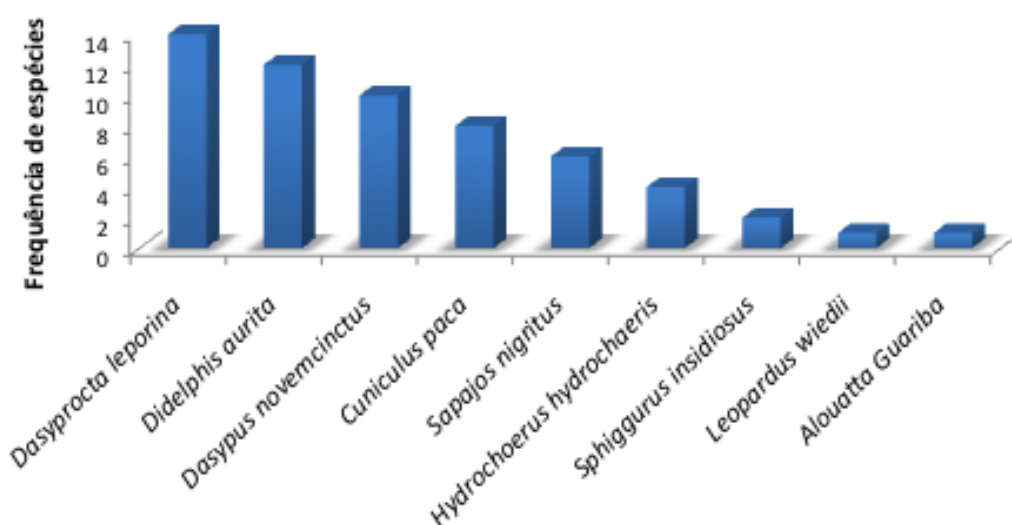


Figura 7 - Distribuição da frequência dos mamíferos de médio porte nativos da Ilha Grande, registrados nas 49 estações de câmera,

O efeito das variáveis Físicas

O segundo eixo do MDS ordenou a composição e a abundância da mastofauna em relação às vertentes norte e sul ($R^2=0,45$; $p<0,001$; Figura 8). Foram registrados mais indivíduos na vertente sul (254) do que na vertente norte (115) (Tabela 4, Figura 9). Contudo, a riqueza foi de oito espécies nas duas vertentes (Tabela 4). A altitude foi positivamente relacionada com a composição de mamíferos ordenada pelo segundo eixo do MDS ($R^2=0,191$; $N=47$; $p=0,002$). Este efeito foi relacionado com o efeito da vertente através de uma ANCOVA ($R^2=0,460$; $N=47$; $p<0,001$), sendo observado que com o aumento da altitude, a composição da comunidade da vertente sul foi a mais afetada (Figura 10). O segundo eixo do MDS não teve relação com a distância da costa ou com a inclinação ($F_{2, 44}=1,561$; $p=0,221$). Porém a regressão múltipla entre a abundância das espécies por estação

e essas variáveis físicas foi significativa ($F_{2, 44}=4,894$; $p=0,012$). A distância da costa ($p=0,018$) explicou uma parte adicional da variação após retirado o efeito da inclinação ($p=0,023$; Figura 11).

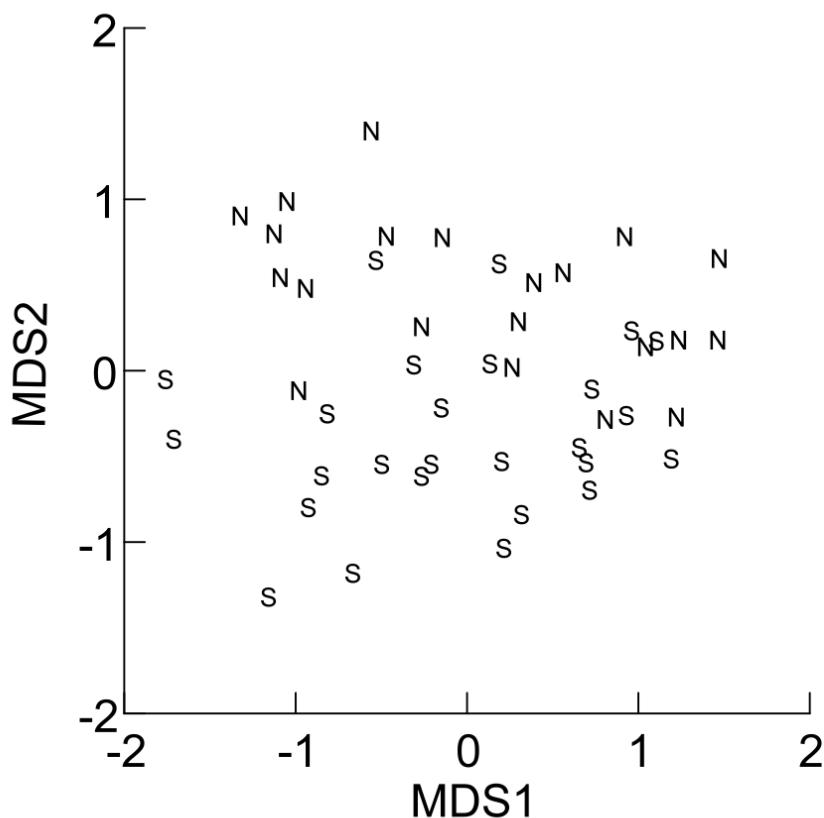


Figura 8 - Escalonamento Multidimensional (MDS) da matriz de distância Bray-Curtis entre as abundâncias de mamíferos registrados em cada estação de câmera.

Nota: No gráfico os pontos foram identificados de acordo com a vertente onde estavam localizadas as câmeras, ao norte (N) ou ao sul (S) da cadeia de montanhas central da Ilha Grande. A diferença de abundância e composição das espécies foi significativa entre as duas vertentes de acordo com a ANOVA

Tabela 4 - Abundância das espécies de mamíferos nas vertentes Norte e Sul.

Espécies	Norte	Sul
<i>Alouatta guariba</i>	0	1
<i>Sapajos nigritus</i>	2	15
<i>Canis lupus familiares</i>	3	2
<i>Leopardus wiedii</i>	1	0
<i>Cuniculus paca</i>	8	33
<i>Dasyprocta leporina</i>	32	109
<i>Sphiggurus insidiosus</i>	2	0
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	0	2
<i>Dasypus novemcinctus</i>	7	61
<i>Didelphis aurita</i>	61	31
Total	116	254

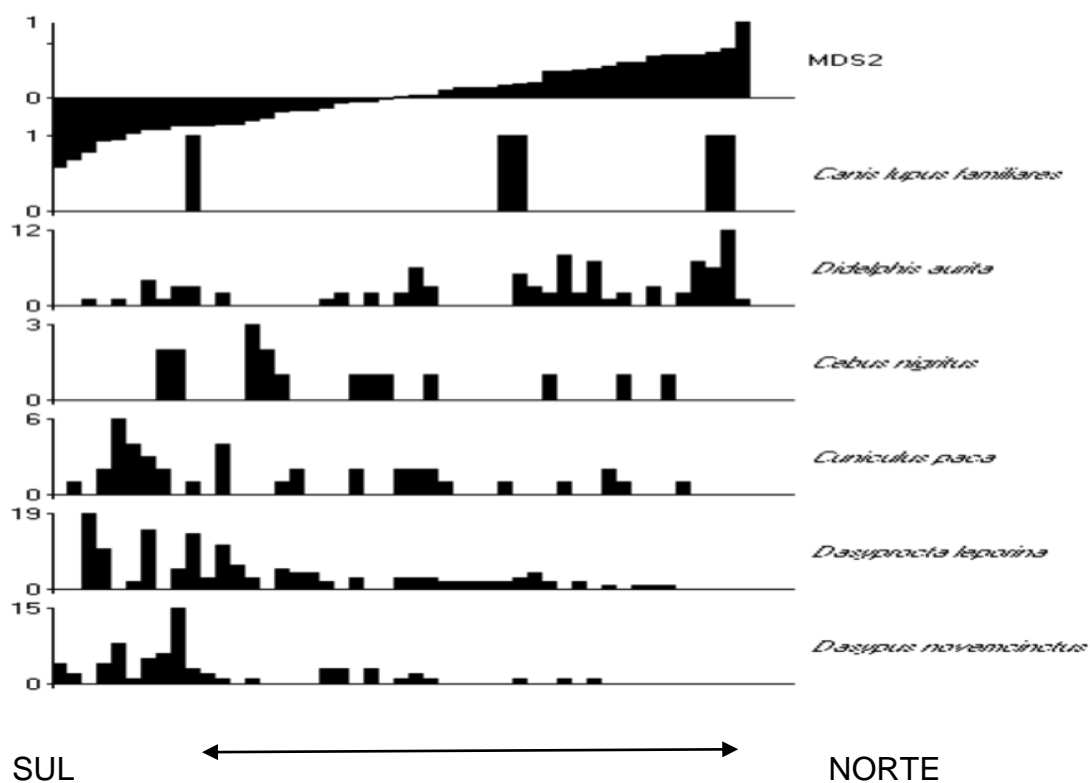


Figura 9 - Distribuição da abundância de mamíferos em relação ao segundo eixo do MDS que representa as vertentes sul e norte.

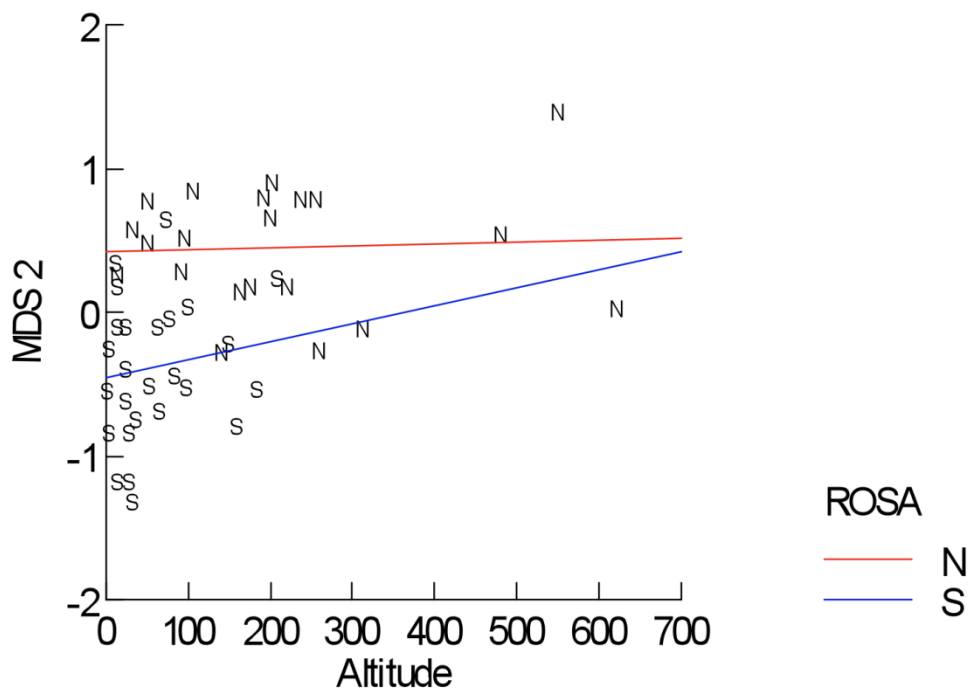


Figura 10 - Relação entre a compos
 $p=0,03; N=49$), o efeito desta variável
 vertente Sul (ANCOVA- $R^2=0,46; p<0$

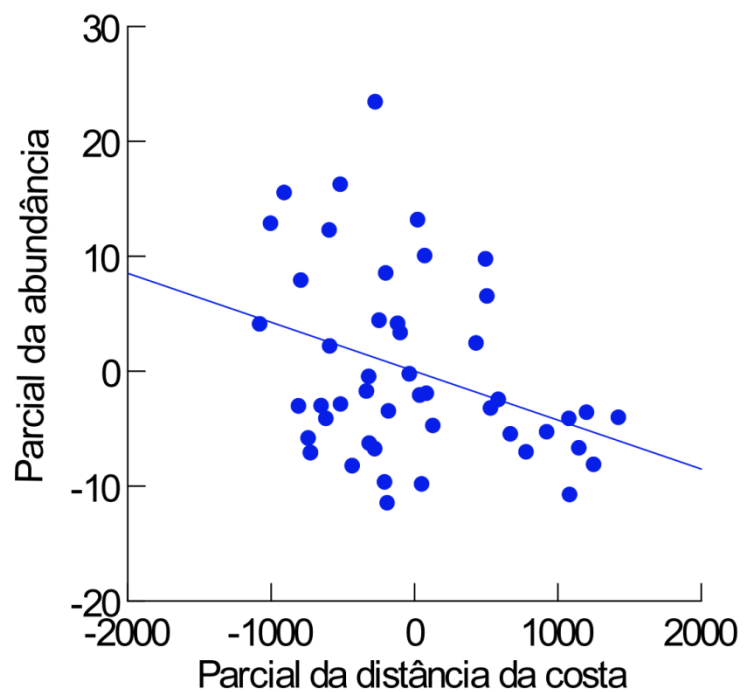


Figura 11 - Parcial entre a abundância das espécies de mamíferos de
 médio porte e a distância da costa na Ilha Grande.

O efeito das variáveis Ambientais

Os dois primeiros eixos da PCA explicaram 61,6% da variação dos fatores ambientais entre as unidades amostrais (Figura 12). O primeiro eixo da PCA representou as variáveis referentes a densidade da vegetação PAP, altura de árvores e volume de árvores. O segundo eixo representou principalmente o número e volume de árvores (Tabela 4).

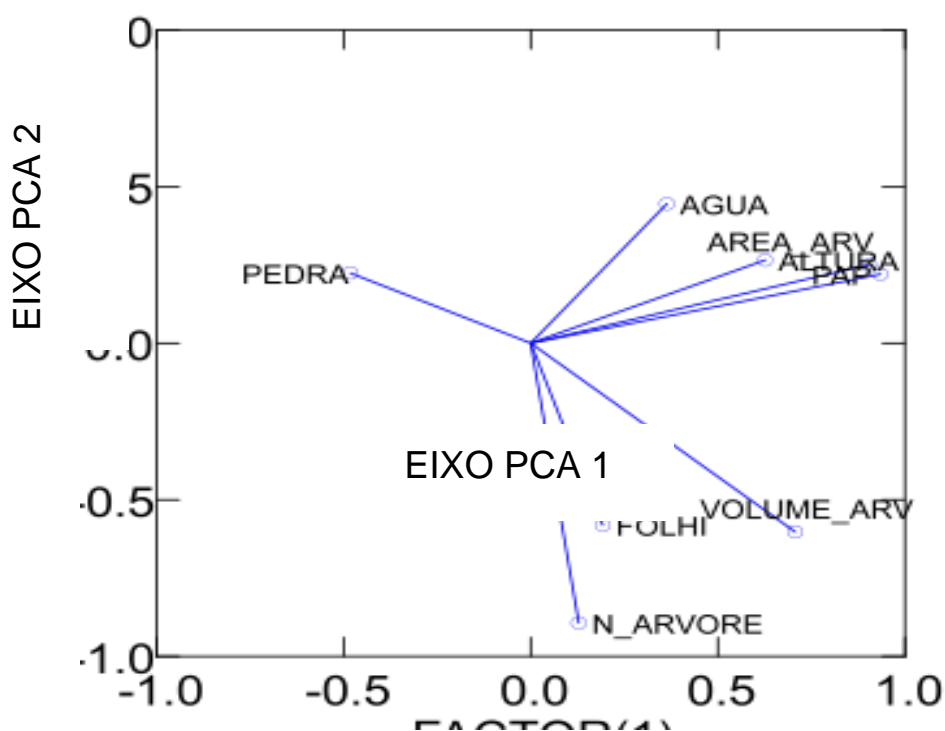


Figura 12 - Amplitude da correlação das variáveis ambientais com os dois primeiros eixos da PCA. A extensão e orientação de cada autovetor (linhas em azul) representam o grau de correlação e o sentido com o primeiro e segundo eixo respectivamente.

Tabela 5 - Componentes principais do micro-habitat. Valores da correlação de cada variável ambiental com os dois primeiros da PCA.

Variáveis ambientais	Eixo PCA 1	Eixo PCA 2
Folhiço	0,193	-0,581
Água	0,364	0,445
Pedra	-0,482	0,224
N_árvores	0,128	-0,893
PAP	0,930	0,220
Volume de árvore	0,707	-0,603
Altura das árvores	0,627	0,265
Eigenvalue*	3,00	1,929

* Valor da variância explicada por cada eixo.

A variação observada no segundo eixo da PCA também foi explicada pelas vertentes (KS=0,397, p=0,044). As variáveis correlacionadas com o segundo eixo da PCA tiveram maior variação na vertente norte (Figura 13). Embora o modelo entre o segundo eixo do MDS e os dois primeiros eixos da PCA não tenha sido significativo ($F_{2,44}=2,253$; p=0,117), o segundo eixo da PCA explicou a ordenação da comunidade de mamíferos, após retirado o efeito do primeiro eixo da PCA (p=0,046).

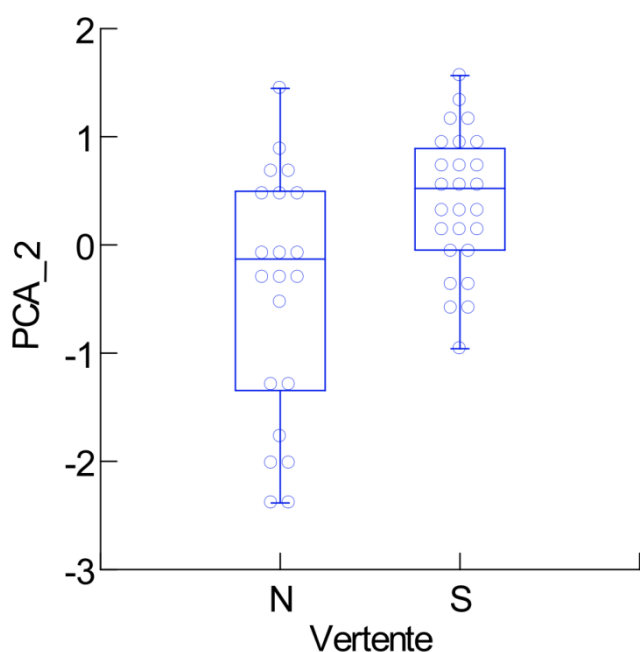


Figura 13. A variação do segundo eixo da PCA em cada vertente (KS=0,397, p=0,044). A vertente norte apresenta dados de micro-habitat mais heterogêneos.

O efeito das variáveis antrópicas

Foram identificadas nove vilas próximas as estações de câmeras (Tabela 6). O modelo entre o segundo eixo do MDS e a densidade de habitantes em cada vila (Log do número de habitantes/ km²) e a distância da vila foi significativo ($R^2=0,339$; $N=47$; $p<0,001$). Porém apenas a densidade de habitantes ($p<0,001$) explicou a estrutura da comunidade de mamíferos após retirado o efeito da distância da vila ($p=0,206$, Figura 14). As vilas com maiores densidades foram observadas principalmente na vertente norte da ilha (Figura 15). A presença de jiraus ou trabucos não teve efeito ($t=0,455$; $p=0,667$) sobre a comunidade de mamíferos observada nas vertentes norte e sul da Ilha Grande (Figura 16).

Tabela 6 - Vilas próximas as áreas amostradas (A à G), com a distância mínima e máxima da estação de câmera, e a densidade de habitantes em cada uma (INEA, 2010).

Vila	Area	Distância (km)	Hab/km²
Abraao	D	1.2-3.3	74.4
Aventureiro	A	1.0-1-3	4.6
Bananal	C	0.6-1.5	20.2
Dois Rios	E	0.8-3.0	3.4
Matariz	C	1.8-1.9	15.0
Palmas	G	0.9-2.6	3.3
Parnaioca	A e F	0.2-2.0	0.14
Saco do Céu	C	0.5-1.0	12.0
Sítio Forte	B	0.4-2.7	27.4

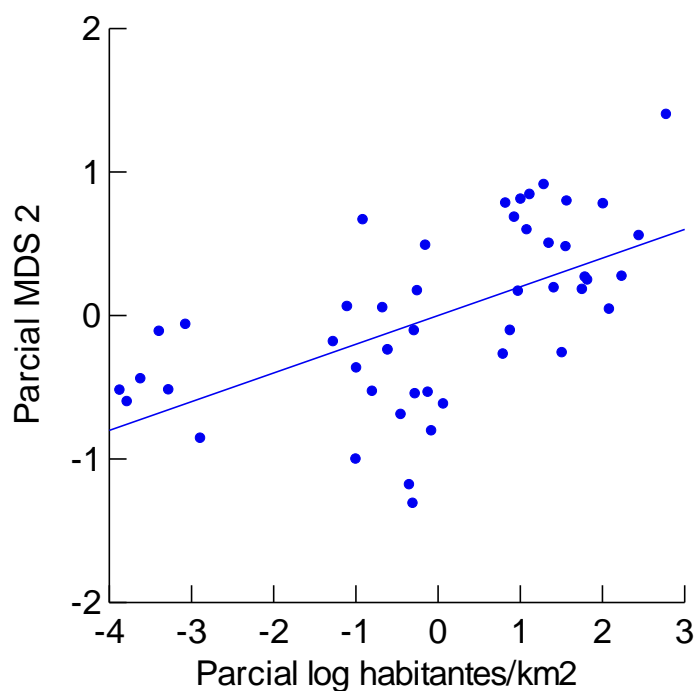


Figura 14 - Efeito da densidade de habitantes na estrutura da comunidade de mamíferos de médio porte, representado no gráfico pela parcial MDS 2.

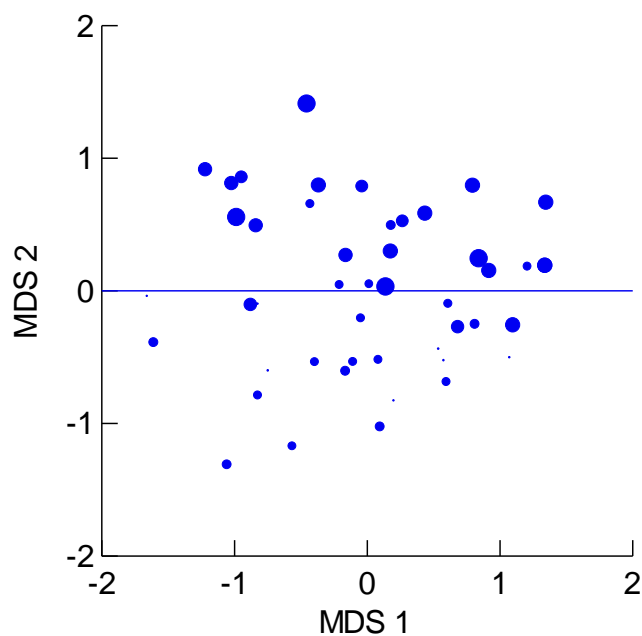


Figura 15 - Distribuição do efeito dos habitantes/km² na composição da mastofauna da vertente norte (eixo y>0) e sul (eixo y<0). O tamanho do círculo é proporcional a quantidade de habitantes/km².

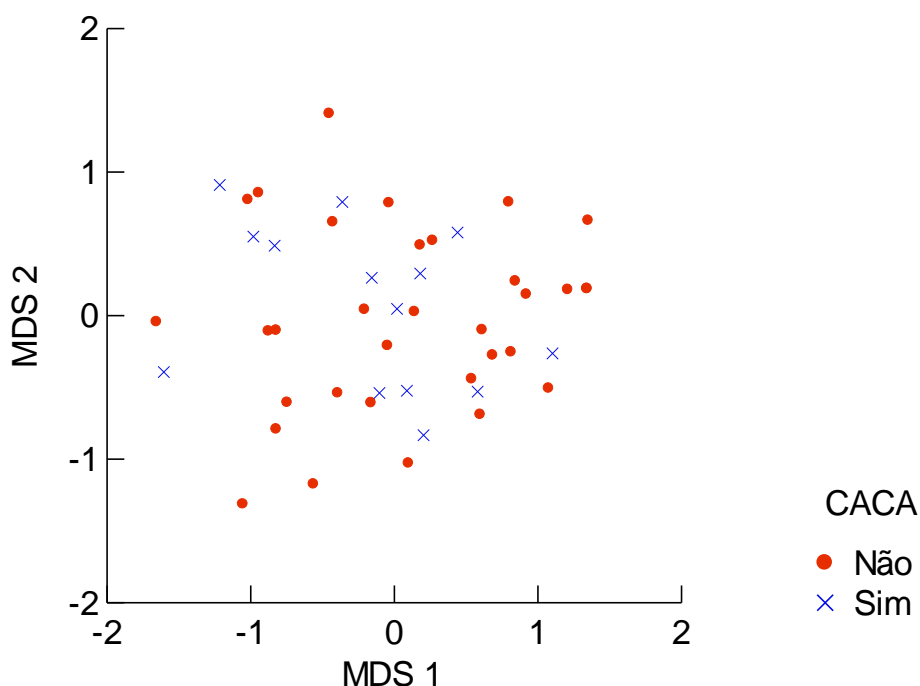


Figura 16 - Distribuição das unidades amostrais onde foram encontrados vestígios de caça. Não há efeito da caça na composição e abundância de espécies na Ilha Grande ($t=0,455$, $p=0.667$).

Discussão

O esforço amostral foi suficiente para representar a comunidade de mamíferos terrestre do PEIG e também registrar outras espécies de vertebrados. O número geral de espécies se estabilizou com a quantidade de estações de câmeras amostradas e a riqueza total observada foi próxima a esperada (Jackknife I de 31.8 ± 3.12). A riqueza estimada de médios mamíferos foi pouco maior que a riqueza observada (Chao 2 de 8.49 ± 1.28). Esta riqueza é equivalente ao número de médios mamíferos registrados nos dois estudos que amostraram este grupo na Ilha Grande (Pereira *et al*, 2001, Pereira, 2006).

As principais espécies nativas de mamíferos de médio porte registradas nesse estudo foram: *Didelphis aurita*, *Cuniculus paca*, *Dasyprocta leporina*, *Dasyopus novemcinctus*, *Hydrochoerus hydrochaeris*, *Sphiggurus villosus*, *Alouatta guariba*, *Sapajos nigritus* e *Leopardus wiedii*. Estas espécies representam a fauna de maior biomassa e área de distribuição presentes no PEIG (Rocha *et al*. 2009, INEA, 2010).

A espécie *Leopardus wiedii* (Anexo I) é considerada vulnerável de extinção no Brasil e no Rio de Janeiro, pela IUCN, o que denota a importância da preservação dos ecossistemas da Ilha Grande. Sabe-se que os carnívoros são espécies chaves na composição da mastofauna, especialmente em ambientes insulares (Van de Geer *et al*, 2010). Por isso, são necessários mais estudos com este e outros carnívoros na região.

As espécies com poucos registros foram importantes para caracterizar a diversidade da comunidade de mamíferos no PEIG. As espécies de maior abundância na Ilha foram a cutia, a paca, o gambá e o tatu-galinha. Essas espécies atuam na estruturação e manutenção da biodiversidade em florestas tropicais (Reis *et al*, 2011).

As espécies do gênero *Agouti* têm a importante função na dispersão e predação de sementes, determinando a distribuição de diversas plantas (Silvius ; Fragoso 2003, Smythe 1978). O gambá (*Didelphis aurita*) também atua na dispersão de plantas nativas como as embaúbas (Grelle ; Garcia, 1999) e exóticas como a jaqueira (Raíces, 2011). Este animal demonstra grande eficiência adaptativa aos mais variados habitats (Pires *et al*, 2002), por isso na área de estudo ele é freqüente em vegetação alterada (Alho *et al*. 2002). Outra espécie abundante na ilha e com elevada importância ecológica é o tatu, que recicla os nutrientes do solo (Howe ; Smallwood 1982) e é sensível as variáveis ambientais (Arteaga ; Venticinque, 2008).

Observamos que a comunidade de médios mamíferos da ilha segue o padrão em que as espécies mais abundantes foram registradas em mais estações que as espécies raras. Essa relação entre abundância e a maior detecção de espécies têm sido explicada por três mecanismos principais (Gaston, 2000): 1) O tipo de amostragem implica na detecção das espécies raras que são sensíveis ao método. 2) Não independência filogenética, as espécies com a mesma origem filogenética possuem tendências ecológicas similares. 3) A maior extensão da utilização dos recursos pelas espécies com maior distribuição, abundância local e maior tolerância aos vários fatores ambientais (espécies generalistas). Enquanto que as raras são geralmente espécies com baixa tolerância ambiental e especializadas em recursos muito específicos (Brown, 1984).

A composição da comunidade de médios mamíferos na Mata Atlântica possui baixa riqueza e complexidade, com a predominância de frugívoros (Chiarello 1998).

Ainda assim, as comunidades de mamíferos podem se manter intactas em fragmentos de no mínimo 200 ha, onde as populações chegam a alcançar um mínimo de apenas 50 indivíduos em cada fragmento (Chiarello 1998). Neste estudo não calculamos a densidade de nenhuma espécie, devido a não identificação dos indivíduos. Mas, de acordo com Pereira (2006) a densidade populacional estimada para a paca é de 0.81 ind/ha e 0.46 ind/ha para o gambá na Ilha Grande.

Outros mamíferos de médio porte já observados no Parque, como *Puma yaguarundi*, *Lontra longicaudis*, *Procyon cancrivorus*, *Bradypus variegatus* e *Leopardus tigrinus*, não foram registrados neste estudo (INEA, 2010; Pereira *et al.*, 2001, Pereira, 2006). A ausência de observação de algumas espécies é explicada pela não detecção pelas armadilhas fotográficas no tempo e espaço amostrados. A metodologia aplicada limita a probabilidade de detecção das espécies que não tenham hábitos terrestres ou sejam menos abundantes (Mackenzie *et al.* 2006, Srbeck-Araújo ; Chiarello, 2005, Silveira *et al.* 2003). Também é possível que algumas destas espécies estejam extintas no local.

Lomolino (1986) argumentou em seu trabalho sobre a composição da comunidade de mamíferos em ilhas que há um efeito compensatório que influencia a riqueza de espécies. Ou seja, uma espécie é muito abundante em uma ilha, porque possui baixas taxas de imigração, altas taxas de sobrevivência ou elevado tamanho da ilha. No caso da Ilha Grande esses três fatores podem ser considerados, principalmente para as espécies mais abundantes.

Além desses fatores, a dispersão é um processo que deve ser considerado para compreender os fatores que implicam na composição das espécies. Atualmente é aceita a teoria de dispersão de mamíferos terrestres através da água, por exemplo a capivara é o mamífero mais eficiente em atravessar mar aberto, já foi encontrada em ilhas oceânicas a 972km da costa continental (Dowler *et al.*, 2000). Entretanto, as propriedades da comunidade se estendem ao equilíbrio das teias tróficas, as interações entre os organismos e o ambiente (Begon, 2009).

As variáveis físicas, ambientais e antrópicas também influenciam na composição da mastofauna da Ilha Grande. A abundância da comunidade de mamíferos na ilha difere entre a vertente norte e sul. A vertente Sul e o centro geográfico da Ilha possuem matas em melhor estado de conservação (Magnanini *et al.* 1985, Oliveira-e-Silva, 1998; Oliveira 2002). Nesta vertente também observamos

o efeito da altitude na composição da comunidade. A vertente norte e as áreas próximas as vilas estão cobertas por vegetação degradada e capoeiras mais recentes, entre cinco e 25 anos de regeneração (Oliveira, 2002).

Nesta vertente observamos a maior quantidade de cães domésticos e gambás, espécies tipicamente associadas aos seres humanos. Os registros destes cães corrobora com os resultados de Srbek-Araújo ; Chiarello (2008), em que esta foi um dos mamíferos de médio porte com elevado número de registros (17), sendo o carnívoro mais abundante. Estes autores também demonstraram que a ocorrência dos cães domésticos não é sazonal e sim errática. Pois esta espécie está associada a variáveis ambientais e a presença de determinados mamíferos. Neste estudo não utilizamos esta espécie para relacionar as variáveis ambientais, acreditamos que a questão do impacto desta espécie na mastofauna de médio porte deve ser abordada individualmente em um estudo específico.

O efeito de variáveis topográficas já foi observado sobre a densidade de tatus na Amazônia, onde as tocas são construídas nas vertentes menos inclinadas e próximas a cursos d'água (Arteaga ; Venticinque, 2008). O efeito da vertente diferenciado na escala local e de paisagem, também foi observado sobre a abundância e ocupação do lagarto *Crotaphytus collaris* em uma vegetação de pastagens (Blevins ; With, 2011).

Uma futura hipótese é que há um efeito da interação clima e vertente da Ilha Grande sobre a vegetação e por consequência sobre as comunidades biológicas. Oliveira e Hack (2004) observaram que na Ilha Grande há menor incidência de chuvas em áreas da vertente norte. Esta interação ocorre em toda a costa do Brasil, as encostas viradas para a vertente norte no hemisfério sul são mais secas, pois recebem a insolação durante o ano inteiro (Pellegatti, 2008; Monteiro, 1969). Esta influência da disposição das vertentes no clima é observada na Serra do Mar (Davis ; Naghetinni, 2001). A configuração do relevo força o ar a subir diminuindo a temperatura num gradiente adiabático de expansão (Nimer, 1979). Com isso, os índices pluviométricos são maiores nas vertentes voltadas para o oceano, do que nas voltadas para o interior do continente (Pellegatti, 2008).

Nesse estudo as variáveis ambientais foram reduzidas aos dois primeiros eixos da PCA, que indicaram a variação da complexidade do habitat entre as áreas amostradas. As variáveis número e volume de árvores (segundo eixo da PCA) foram

positivamente relacionadas a ordenação da composição da mastofauna pela variável vertente (segundo eixo do MDS). Os resultados mostram que de fato pode haver um efeito indireto da pluviosidade via vertente sobre as variáveis ambientais e conseqüentemente na comunidade de mamíferos de médio porte, uma vez que o segundo eixo da PCA, que representa o número e volume de árvores, foi maior na vertente Sul. Contudo, não podemos esquecer que isto pode ser também um reflexo da maior ação antrópica na vertente Norte, ou um sinergismo entre esses dois efeitos. De qualquer forma, a estrutura da comunidade de mamíferos de médio porte está respondendo a vertente, que não deve ter um efeito em si sobre a comunidade de mamíferos, mas refletir a estrutura da vegetação.

A abundância de mamíferos de médio porte foi negativamente relacionada a distância da borda. As áreas de borda diferem não apenas na estrutura e composição da vegetação, mas também na disponibilidade de recursos. Ambos os fatores implicam na variação da abundância de espécies em diferentes locais (Zalapa *et al*, 1998, Marques, 2004, Tews *et al*, 2004).

Muitos fatores contribuem com a heterogeneidade espacial, como as condições abióticas que compõem cada habitat e que podem ser determinantes para a distribuição dos organismos (Huston 1994). As principais hipóteses referem-se ao efeito da complexidade do habitat sobre a fauna. Por isso, algumas variáveis ambientais são positivamente relacionadas à composição da mastofauna, como a densidade da vegetação, largura de trilhas, proximidade à curso d'água, cobertura da vegetação e qualidade ambiental (Goulart *et al*. 2009, Kuhnen, 2010, Desbiez *et al*. 2009 e Martins, 2009).

Outros fatores, principalmente antrópicos, também podem influenciar na vegetação da Ilha Grande. Oliveira (2002) observou que o impacto das roças caiçaras resultou no padrão de sucessão da vegetação de clímax antrópico (Sastre, 1982). As áreas próximas as vilas são as mais afetadas e continuam sendo impactadas, indicando que a qualidade da vegetação da costa difere da vegetação do interior da ilha.

Concomitante aos fatores naturais (ambientais e físicos) os fatores antrópicos também estão afetando a mastofauna. Além de alterarem a vegetação da Ilha Grande, há o impacto da população humana. A maior densidade de habitantes principalmente nas vilas da vertente norte é um dos fatores que afetam a

composição da mastofauna na ilha. A grande densidade de pessoas nas vilas da Ilha, gera não só a diminuição da vegetação para a construção de moradias, como poluição ambiental, interferindo nos processos ecológicos e na fauna do local. Ademais, espécies domésticas, como cães e gatos, impactam a fauna local. Lessa ; Bergallo (no prelo) observaram que os gatos da Vila do Abraão na Ilha Grande predam mais de 11.600 indivíduos por ano. O aumento da distância dessas vilas não indicou diferença na composição da comunidade de mamíferos, uma vez que as vilas estão próximas a costa e muitas estações de câmara registraram mais espécies nessas áreas por outros fatores, discutidos anteriormente.

Segundo Galletti e colaboradores (2009) a pressão de caça é importante para mensurar o índice de prioridade para a conservação de mamíferos. Mas, na Ilha não conseguimos diferenciar a pressão de caça nas diferentes áreas e observar seu efeito. A ausência desta relação não significa que a caça não esteja afetando as espécies cinegéticas, afastando os carnívoros e outras espécies mais raras e menos abundantes. A intensidade da caça nas diversas localidades onde ela ocorre ainda é difícil de ser mensurada, até porque os caçadores não querem contribuir com informações, pois temem qualquer represália. Assim, a presença de vestígios (aqui utilizado) não indica necessariamente o real efeito da caça sobre a mastofauna local. Chiarello (1998) observou que a caça reduz a probabilidade de registros da maioria dos mamíferos terrestres, principalmente de *Cuniculus paca*.

O estudo apresentado neste capítulo contribuiu para o conhecimento da relação da comunidade de mamíferos de médio porte com as variáveis que podem estruturar essa comunidade na Ilha Grande. Vale lembrar que este local possui, um ambiente peculiar não apenas por ser insular, mas por abranger diferentes tipos de vegetação, apresentar impactos antrópicos que conduziram o desenvolvimento da comunidade vegetal, e atualmente ser legalmente mais conservado. Também é importante ressaltar as questões que ainda não foram respondidas neste capítulo, como a interação das espécies com cada variável física, ambiental e antrópica, assim como com a influência da possível diferença da estrutura da vegetação nas áreas amostradas.

2 VARIAÇÃO NA ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO E AS RESPOSTAS DOS MAMÍFEROS DE MÉDIO PORTE MAIS ABUNDANTES DA ILHA GRANDE-RJ

2.1 Introdução

A conservação e o manejo da biodiversidade dependem da compreensão de diversos padrões ecológicos, entre eles os de cobertura e configuração da vegetação (Williams et al. 2002, Lindenmayer et al. 2008). Os processos de sucessão atuam em várias escalas temporais e espaciais, gerando o padrão de manchas de vegetação na paisagem (Urban et al. 1987). Este mosaico de vegetação reflete na variação da composição e estrutura do habitat e em seu uso pelas diferentes espécies (Tews et al. 2004).

A estrutura do habitat é constituída pela comunidade vegetal, que determina características como a complexidade e a heterogeneidade. O habitat é estruturado de acordo com a variação na densidade da vegetação, no eixo vertical e o grau de obstrução foliar, no eixo horizontal (August, 1983). A diferença na estrutura física da vegetação e do habitat é percebida de maneira individual por cada espécie (MacArthur e MacArthur 1961, Tews et al. 2004). As guildas presentes nos diferentes habitats estão correlacionadas com a heterogeneidade da vegetação, por isso as comunidades de diferentes continentes são similares em ambientes do mesmo tipo (Louys et al. 2011).

O efeito da heterogeneidade e da complexidade da vegetação, em relação à fauna local, também irá variar de acordo com a escala temporal e espacial, que a estrutura da vegetação for mensurada (van Horne, 1983; Tews et al. 2004). A escala espacial em que as espécies respondem aos diferentes tipos de vegetação é fortemente relacionada com alguns atributos ecológicos da comunidade, como: frequência e riqueza de espécies, diversidade local, processos de dispersão, padrões de movimento, intensidade de uso do habitat e fluxo genético (Fortin and Dale 2005; Zurlini and Girardin 2008). Adicionalmente, os padrões de abundância das diferentes espécies que compõem uma comunidade podem ser afetados por efeitos indiretos da topografia e solo, que geram variações no microhabitat (Catling ; Burt, 1995; Vasconcelos et al. 2003).

A complexidade e heterogeneidade do habitat são mensuradas pela estrutura da vegetação. A estrutura da vegetação é uma característica, vertical e tri-dimensional da vegetação, influenciada por aspectos histórico-ambientais, composição e distribuição das espécies de plantas, altitude, topografia e clima (Marsden 1998). A estrutura pode ser mensurada pelos seguintes métodos: através da porcentagem da cobertura da vegetação nos diferentes níveis de estratificação vertical (Marsden 1998), índices baseados na habilidade de ver através da vegetação (Lambert, 1992), e medidas das espécies de plantas que compõem a vegetação (Chapman ; Chapman, 1997). Contudo, esses métodos não diferenciam a complexidade e densidade da vegetação, pois não conseguem mensurar o arranjo espacial da obstrução foliar (Marsden, 2002). O método aplicado por Baumgarten (2009) e Marsden (2002), utiliza fotografias da estrutura vertical da vegetação em diferentes áreas de floresta, para mensurar a complexidade e a densidade da vegetação, mantendo a independência entre essas variáveis.

As florestas tropicais têm sido fortemente alteradas pelo processo de ocupação humana. Os impactos antrópicos causam a perda da qualidade e modificam a estrutura da vegetação (Lawrance, 2004). As paisagens exploradas pelo homem são formadas por áreas de cobertura original contínua, mesmo que naturalmente heterogêneas (Pires et al. 2006). As alterações antrópicas acentuam a heterogeneidade das paisagens. Por isso, muitos estudos têm ressaltado a importância das florestas secundárias para a conservação da fauna tropical (Pardini et al. 2004; Kunhen, 2004). Avaliar a estrutura da vegetação pode ser uma importante ferramenta para responder sobre sua variação e efeitos sobre a fauna. (Grelle et al. 2010). Devido a cadeia de efeitos ambientais do macro ao micro-habitat, as escalas multi-espaciais são importantes em estudos que buscam compreender as respostas da fauna às variações do habitat (Lyra-Jorge et al. 2010, Boscolo and Metzger 2009). As estratégias para conservação também dependem do conhecimento sobre os tipos de vegetação e as respostas das espécies à variação ambiental em diferentes escalas (Ciocheti, 2008, Grelle

Devido a ocupação humana desordenada, nos últimos 14 anos a Ilha Grande perdeu 19,4% da cobertura de vegetação (Ribeiro et al. 2009). Atualmente a cobertura da vegetação da Ilha Grande consiste em um mosaico de habitat em diferentes estágios de sucessão. Este mosaico é testemunho dos diferentes ciclos

econômicos que atingiram a ilha (Oliveira, 1999). Desde a ocupação pelos caiçaras, somando a colonização européia, a paisagem da ilha foi altamente impactada pelos sistemas de plantio como as roças caiçaras (Oliveira, 1999), fazendas de café e cana (Tenório, 1999). Nas áreas mais antigas de roças caiçaras há uma lenta evolução da composição florística classificando essa vegetação como de clímax antrópico (Oliveira, 1999).

Na Ilha Grande observamos quatro espécies de mamífero de médio porte com elevado número de indivíduos, de importância ecológica e econômica (espécies cinegéticas). Os roedores frugívoros *Cuniculus paca* e *Dasyprocta leporina* atuam na dispersão de sementes e configuração no padrão espacial das espécies vegetais (Galetti et al. 2007). O marsupial de maior biomassa da Mata Atlântica, *Didelphis aurita*, também atua na dispersão de sementes e possui habilidades para manter populações viáveis em áreas fragmentadas e degradadas (Pires et al. 2002, Prevedello et al. 2011). O tatu-galinha, *Dasytus novemcinctus*, também é uma espécie chave na estruturação dos ambientes de floresta, atua revolvendo o solo e na comunidade de artrópodos (McDonough, 2000, Abba et al. 2007). Entretanto as respostas dessas espécies às características da estrutura da vegetação na floresta Atlântica ainda são pouco conhecidas.

Este capítulo teve como objetivos principais 1) Caracterizar o habitat em função da estrutura da vegetação e 2) Avaliar a resposta da paca, *Cuniculus paca*, da cutia, *Dasyprocta leporina*, do tatu-galinha, *Dasytus novemcinctus*, e do gambá, *Didelphis aurita* à estrutura da vegetação. Com esses objetivos visamos responder às seguintes perguntas:

- 1.1) Qual a importância de cada variável da estrutura da vegetação para explicar a variação entre as estações de câmara?
- 1.2) As estações amostradas diferem quanto a estrutura da vegetação?
- 1.3) A estrutura da vegetação varia em função das variáveis físicas, ambientais e antrópicas (descritas no primeiro capítulo)?
- 2.1) Qual a associação entre a abundância das espécies e a estrutura da vegetação?
- 2.2) A probabilidade de ocorrência das espécies varia em função das variáveis da estrutura da vegetação?

2.3) A probabilidade de ocorrência das espécies varia em função das variáveis físicas, ambientais ou antrópicas (descritas no primeiro capítulo)?

2.2 Materiais e Métodos

2.2.1 Área de estudo

A Ilha Grande está localizada no sudoeste do Estado do Rio de Janeiro (22°50' - 23°20'S, 44°00' - 44°45'W) e possui 80% de sua área protegida pelo Parque Estadual da Ilha Grande (PEIG). As formações vegetais da Ilha Grande pertencem ao conjunto da Floresta Pluvial Tropical Atlântica (Velloso et al. 1991) e incluem segundo Oliveira e Coelho-Netto, 2000: Floresta Ombrófila Densa (Montana e Sub Montana) e áreas de formação pioneiras próximas aos ambientes marinhos (restingas) e flúvio marinhos (mata alagadiça e manguezais). Segundo Alho e colaboradores (2002), 90% dessas formações são de Floresta Ombrófila Densa Sub-Montana distribuída em um mosaico de sucessão. As restingas encontram-se exclusivamente na face sul da ilha, nas praias do Sul, Leste e Lopes Mendes. Grande parte das áreas baixas está tomada por vilarejos, especialmente na face norte da ilha.

Neste capítulo, devido a questões logísticas e de análises de dados, consideramos 37 estações de câmeras como unidades amostrais. As estações de câmeras, agrupadas nas áreas A a G (exceção da F), foram distribuídas na paisagem da ilha da seguinte forma: uma em mata Montana na área D (acima de 500 m de altitude), seis em restinga (quatro na área A, e duas na área C) e as 30 restantes em mata sub-montana. As áreas amostradas de A a G, estão inseridas em diferentes micro-bacias (secção Área de Estudo Geral).

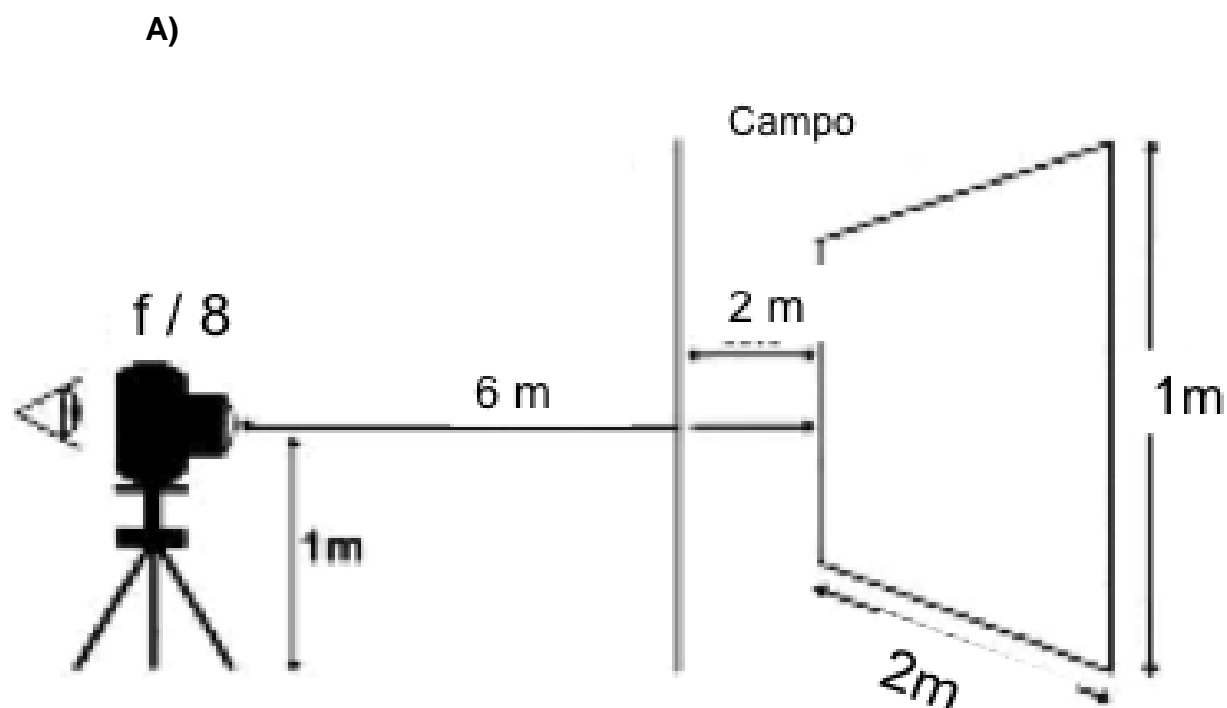
2.2.2 Fotografias da estrutura da vegetação

Em cada estação de câmera amostramos três parcelas de 10 x 10 m, distanciadas em 30 m, sendo que uma delas constitui o local da armadilha fotográfica. A estrutura da vegetação de cada parcela foi registrada com duas fotografias do sub-bosque. As fotografias foram feitas com uma câmera OLYMPUS E-500, com objetiva de 55 mm. A câmera foi fixada em um tripé a um metro de altura do solo, disposta em direção perpendicular a seis metros de uma tela branca com

dimensão de dois metros de largura e um metro de altura (Figura 17A). A tela teve a função de contraste para o registro da projeção das imagens da vegetação. A fim de reduzir as obstruções fora de foco, removemos a vegetação que estava a menos de um metro da objetiva. O foco pontual foi ajustado para focalizar a tela, com a abertura do diafragma fixada em f/8. Com esta disposição, as fotos representaram a projeção de uma faixa de 5 metros de nitidez mínima aceitável com profundidade de campo total de 2 metros (Figura 17A), calculada no site <http://www.cambridgeincolour.com/pt-br/tutorials/depth-of-field.htm>

A profundidade de campo é calculada de acordo com o tipo de câmera, abertura do diafragma, e distância ao ponto focal, uma vez que a partir do plano de foco a imagem já perde nitidez (Adams, 2005). Com essas medidas obtivemos um volume de imagem aproximado de 4m^3 por fotografia. A cobertura do dossel foi fotografada com a mesma abertura do diafragma com o zoom mínimo, em três pontos aleatórios de cada parcela. Diferentemente do sub-bosque, não é possível fixar o volume de imagem da cobertura do dossel, uma vez que esta varia de acordo com a altura do dossel.

Para as análises de dados, selecionamos apenas as fotografias das unidades de estação de câmera com registros das espécies focais. Também excluímos as fotografias com baixa qualidade. O mínimo de fotografias utilizado nas análises estatísticas foi padronizado pelo número máximo de estações de câmeras com o mesmo número de fotos com qualidade nas parcelas. A qualidade das imagens de cada fotografia é necessária para o tratamento digital das mesmas (Figura 1B).



B)



Em campo

Adobe CS4

ImageTool

Figura 17 - **A)** Representação da disposição da câmera e da tela branca para registrar cada fotografia da estrutura da vegetação. Representação adaptada de Mardsen et al. (2002) e Baumgarten (2009). **B)** Tratamento da imagem e transformação em binária (branca e preta). As legendas indicam onde cada imagem foi tratada.

Variáveis da vegetação

Extraímos as variáveis da vegetação de cada foto após o tratamento e medidas da imagem. Com o software Adobe Photoshop CS4, recortamos digitalmente cada fotografia nos limites das dimensões da tela branca. As imagens, apresentadas na Figura 1B, foram transformadas em imagens binárias (B;P) utilizando a ferramenta de “Threshold” do software ImageTool (<http://ddsdx.uthscsa.edu/dig/>).

Cada imagem transformada apresentou as características da estrutura vertical da vegetação através das aberturas (objetos em preto) entre a vegetação (em branco). A área e a quantidade de aberturas descrevem a densidade da vegetação. A variação das medidas de complexidade e densidade descreve a heterogeneidade. As métricas e arranjos espaciais das aberturas descrevem a complexidade da vegetação. Com isso, este método visa mensurar as variáveis descritoras da estrutura da vegetação, com independência entre complexidade e densidade (Baumgarten, 2009, Mardsen *et al.* 2002).

Neste estudo, mensuramos nove variáveis da estrutura da vegetação que descrevem as características citadas (Tabela 7). As aberturas da vegetação foram também mensuradas com o software ImageTool (<http://ddsdx.uthscsa.edu/dig/>). Previamente aos cálculos para garantir a padronização dos resultados, as imagens foram calibradas em centímetros, as aberturas maiores ou próximas a borda foram incluídas nas análises e o número máximo de aberturas foi limitado em 1000.

Incluimos a variável dossel para representar o grau de obstrução foliar da cobertura da dossel. Esta variável foi mensurada no mesmo software através do cálculo da porcentagem de branco (% de vegetação) de cada imagem binária do dossel.

Tabela 7 - Variáveis descritoras das características da estrutura da vegetação em cada ponto de estação de câmera.

Sigla	Variável	Informação principal
MSA	Media das somas das áreas das aberturas das fotos	Densidade
MAP	Media da área das aberturas em cada ponto	Densidade
MMC	Media da área da maior abertura de cada foto	Densidade
NA1000	Numero de aberturas com área maior que 1000 cm ² em cada ponto	Densidade e Complexidade
CVA	Coefficiente de variação das somas das áreas das aberturas da vegetação em cada foto	Heterogeneidade
CVP	Coefficiente de variação das somas dos perímetros das aberturas da vegetação em cada foto	Heterogeneidade
SPR	Soma dos perímetros das aberturas em cada ponto dividido pela raiz quadrada das somas das áreas das aberturas	Complexidade
SPA	Soma dos perímetros das aberturas em cada ponto dividido pelo numero de fotos	Complexidade
NTA	Numero total de aberturas em cada ponto dividido pelo numero de fotos	Complexidade
DOSSEL	Porcentagem de obstrução foliar (contagem de branco)	Complexidade

A partir da premissa que a vegetação da Ilha Grande representa um mosaico em diferentes níveis de sucessão, não possuímos classificação *a priori* de possíveis tipos de vegetação. Contudo, em cada unidade amostral (estação) fizemos uma classificação na escala das fitofisionomias como floresta submontana e restinga. As áreas amostradas (A a G) também foram consideradas independentes em função do tipo de vegetação, pois cada área corresponde a uma microbacia hidrográfica, como descrito na área de estudo geral.

2.2.4 Registro das espécies focais

Tendo em vista os objetivos deste estudo, consideramos apenas os mamíferos com maior número indivíduos. Como descrito no primeiro capítulo,

definimos indivíduos, como o número de registros independentes. Ou seja, registros em estações de câmeras distintas ou com intervalo superior à uma hora entre cada registro. As espécies mais abundantes *Cuniculus paca* (41), *Dasyopus novemcintus* (68), *Didelphis aurita* (91) e *Dasyprocta leporina* (141) foram registradas nas sete áreas (A a G) em 45 estações de câmeras. Mas, neste capítulo as áreas, estações e o número de indivíduos de cada espécie foram definidos de acordo com o máximo de áreas caracterizadas pelas fotografias da estrutura da vegetação.

2.2.5 Análise de dados

Devido à qualidade das imagens e problemas logísticos principalmente a alta pluviosidade, obtivemos o máximo de três fotos com qualidade por estação para caracterizar a estrutura da vegetação. Conseguimos selecionar no máximo três fotos em 24 estações, ou duas fotos em 37 estações. Para testarmos se havia diferença estatística entre a variação dos dados com duas ou três fotos, nós usamos o teste não paramétrico de Mann-Whitney.

As análises de dados foram realizadas seguindo os objetivos de 1) caracterizar o habitat em função da estrutura da vegetação e 2) avaliar a resposta das espécies focais à estrutura da vegetação (EV). A partir dos valores padronizados e centrados de todas as variáveis da EV foram feitas as seguintes análises:

- 1.1) Análise de variância única (ANOVA com teste de Tukey *a posteriori*) para avaliar se cada variável difere entre as estações de câmera.
- 1.2) ANOVA para verificar quais áreas diferem em relação à cada variável da EV.
- 1.3) Correlação de Pearson, para verificar as auto-correlações entre as variáveis da EV.
- 1.4) Análise dos componentes principais (PCA) através da matriz de correlação das variáveis da EV. Esta análise foi feita para reduzir as variáveis da EV nos primeiros eixos da PCA, sem perdas de informação e indicar aquelas que possuem maior variação entre as estações (Gauch, 1984).
- 1.5) Ordenação das estações de câmeras em função dos dois primeiros eixos da PCA. Esta é uma análise exploratória para visualizarmos graficamente a diferença na estrutura da vegetação entre cada estação.

1.6) Análise de Variância (ANOVA) entre os eixos da PCA e as vertentes norte e sul. Com esta análise multivariada pretendemos responder se existe variação significativa na estrutura da vegetação entre as vertentes norte e sul, uma vez que as comunidades de médios mamíferos da Ilha Grande estão estruturadas quanto à vertente (Capítulo 1).

1.7) Regressão múltipla de cada eixo da PCA em função das variáveis físicas, ambientais e antrópicas descritas no primeiro capítulo. Esta análise visa responder se há variação da estrutura da vegetação em função da distância da costa, da altitude, do microhabitat (eixos do PCA das variáveis ambientais), da distância e da densidade de habitantes das vilas próximas as estações.

1.8) Análise de Variância (ANOVA), com teste de Tukey *a posteriori*, entre os eixos da PCA, os tipos de vegetação (submontana e restinga) e as áreas amostrais. Com essa análise averiguamos se a estrutura da vegetação difere em função das fitofisionomias e das microbacias.

2.1) Regressão múltipla entre a abundância das espécies focais e os eixos da PCA, para responder se a abundância dessas espécies varia em função da EV.

2.2) Análise de Correspondência Canônica (ACC) para avaliar as relações entre os locais amostrados, através das distribuições de abundância das espécies, e vice-versa (Manly, 1994). Com esta análise podemos entender a associação entre a abundância de espécies com cada variável (McCune ; Grace, 2002). A fim de seguir as premissas da CCA para maior acuracidade dos resultados, selecionamos apenas as variáveis com menor correlação e maior poder de explicação (resultado da PCA). A relação entre a matriz de espécies e da vegetação foi testada com o teste de Monte Carlo, a partir de 900 aleatorizações. No gráfico de ordenação da CCA, identificamos cada estação pela vertente, pois, de acordo com o primeiro capítulo, sabemos que existe uma diferença significativa da abundância das espécies entre a vertente norte e sul.

2.3) Regressão logística entre a matriz de dados binários de presença ou ausência das espécies focais e a matriz de variáveis da EV. Esta análise permite responder se a probabilidade de ocorrência dessas espécies está relacionada à variação da EV.

2.4) Regressão logística entre a matriz de dados binários de presença ou ausência das espécies focais e a matriz com as variáveis Altitude, Inclinação, os dois primeiros eixos da PCA calculado no primeiro capítulo (microhabitat), e log da densidade de habitantes em cada vila. Permitindo a mesma resposta do item 2.3, mas para variáveis de diferentes escalas e perspectivas, calculadas no primeiro capítulo.

A probabilidade de ocorrência de cada espécie em função da estrutura da vegetação foi testada pelo seguinte modelo de regressão logística:

$$y = \exp(xb + e) / [1 + \exp(xb + e)]$$

onde y é a probabilidade de ocorrência da espécie, x é a matriz das variáveis independentes, b é a constante, e e é um vetor de erros.

Através do teste da razão de verossimilhança (*Likelihood-Ratio*) testamos a hipótese nula que todos os coeficientes, exceto a constante, são iguais a 0. Este teste fornece a diferença entre a probabilidade da espécie ocorrer com o efeito de todas as variáveis (LL(N)) e ocorrer somente a constante (LL(0)): $2*[LL(N)-LL(0)]$. O resultado equivale ao poder de explicação das variáveis sobre a ocorrência da espécie (Venticique et al. 2007).

Para medir a associação de cada espécie com as variáveis calculamos a razão de probabilidade da espécie ocorrer, se, sob as mesmas condições, ela estiver ausente (*Odds ratio*): Razão de probabilidade = $p/(1-p)$, onde p é a probabilidade de presença. A razão de probabilidade é o fator de mudança de estado da variável independente, quando a mesma aumenta uma unidade (Venticique et al. 2007)

O modelo aplicado à regressão logística, assim como o teste de razão de verossimilhança, e a razão de probabilidade, estão de acordo ao explicado por Venticique e colaboradores (2007). O ajuste do modelo foi calculado por Rho^2 de McFadden.

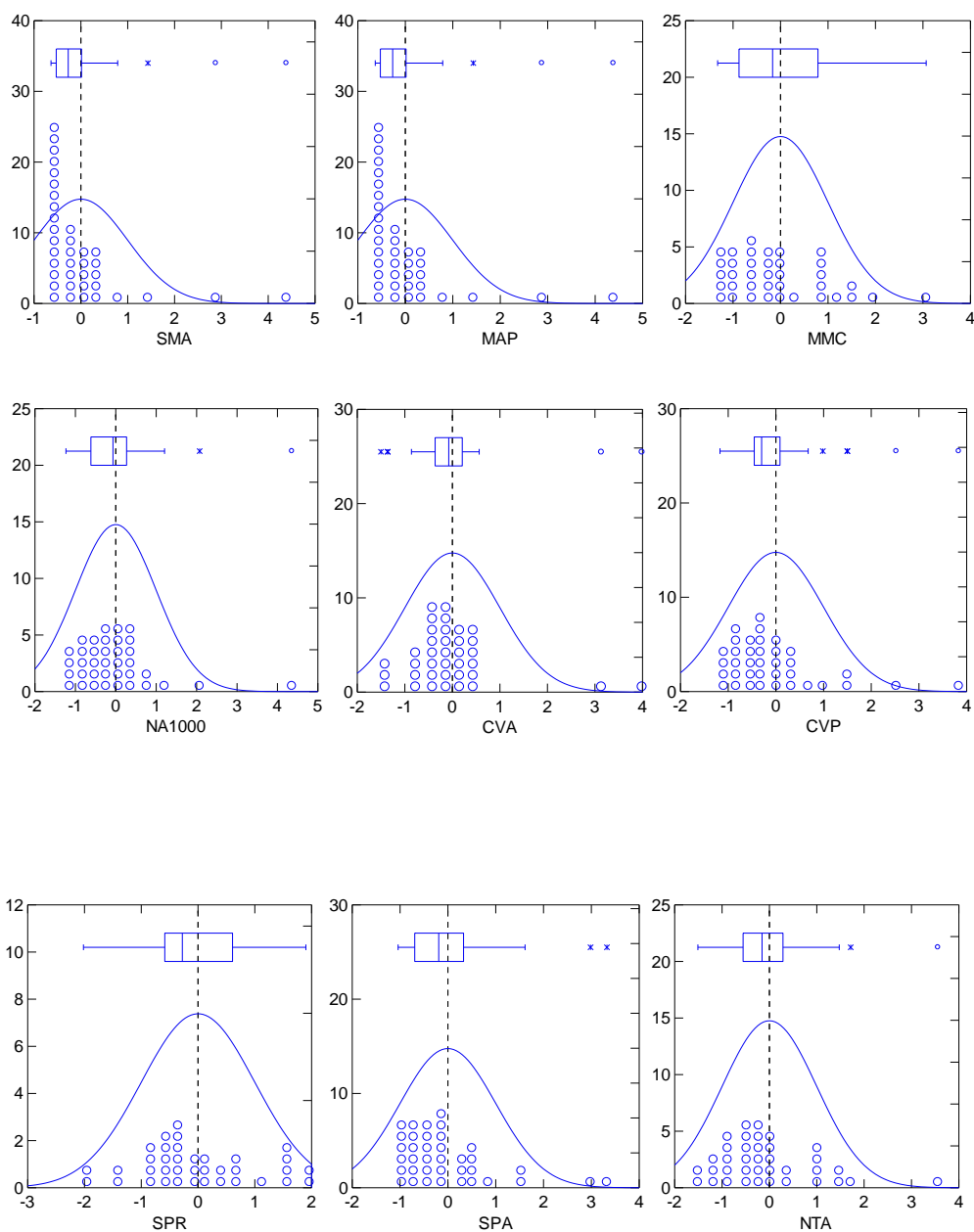
Todas as análises descritas acima foram feitas no Systat 11.0, com exceção da CCA em que utilizamos o PC-ORD 6.

2.3 Resultados

Caracterização do habitat

A diferença estatística entre a variação dos dados com duas ou três fotos, não foi significativa para a maioria das variáveis (Mann-Whitney, $p > 0,05$). As variáveis MSA, SPA e SPR, variaram significativamente entre duas ou três fotos (Mann-Whitney, $p < 0,05$). Ainda assim optamos pelo maior número de estações (37, com duas fotos), para assegurar o aumento nos graus de liberdade.

As 37 estações apresentaram variações nos valores dessas variáveis (Figura 18). As seis áreas amostradas (A, B, C, D, E, e G) apresentaram poucas variações entre as 10 variáveis áreas (Tabela 8, Figura 19).



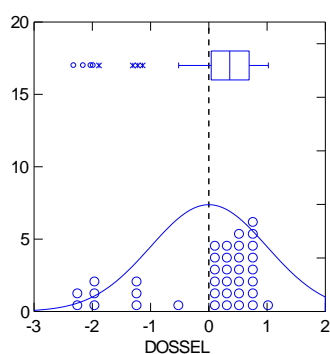


Figura 18 - Distribuição dos valores padronizados de cada variável da estrutura da vegetação (eixo x) nas 37 estações amostradas (eixo y).

Tabela 8 - Valores mínimo, máximo médio e desvio padrão dos dados originais de cada variável da estrutura da vegetação. Diferença de cada variável entre as seis áreas amostradas, testada por ANOVA. Entre parêntese a(s) área(s) que explicaram a maior variância em relação às demais.

	MSA (cm ²)	MAP (cm ²)	MMC (cm ²)	NA1000	CVA	CVP	SPA	SPR	NTA	DOSSEL
Mínimo	89,318	44,659	16,780	1,150	0,230	0,160	157,840	2,220	54,000	37,855
Máximo	998,940	499,000	144,300	1,975	1,000	2,110	1,334,1	7,800	1,329,5	192,870
Média	12,199	6074,3	55,234	58,873	0,441	0,616	438,104	5,094	433,973	81,060
Desvio padrão	17,571	8800,4	29,009	323,779	0,140	0,389	269,437	1,424	251,566	26,232
Valor de p	0,084	0,084	0,008*	0,004*	0,709	0,149	0,026*	0,005*	0,010*	0,116
R ²	0,259	0,259	0,619	0,646	0,087	0,471	0,569	0,400	0,370	0,488
Área	-	-	(D, E)	(D)	-	-	(D)	(D)	(C)	-

* valores de p significativos – variância difere entre as áreas

As variáveis MSA, MAP e MMC tiveram os maiores valores nas estações com menor densidade de vegetação (clareiras ou campos abertos). As áreas com maior obstrução foliar (galhos, folhas e arbustos), como nas restingas, apresentaram os maiores valores de SPR. O maior grau de heterogeneidade representado pelo maior valor das variáveis CVA e CVP, foi observado nas áreas com maior diversidade de ambientes (bambuzais e interseção de ambientes, como entre restinga e floresta - ecótonos).

As variáveis Dossel, NA1000 e CVA não apresentaram correlação com as outras variáveis da estrutura da vegetação. As maiores correlações foram observadas entre as variáveis com a mesma informação (densidade, heterogeneidade ou complexidade). Entretanto, outras correlações significativas também foram observadas entre algumas variáveis descritoras de características da vegetação distintas, como SPA, que descreve a complexidade, e CVP relacionada à heterogeneidade, que estão correlacionadas com MSA e MAP que indicam o grau de abertura na vegetação (Tabela 9).

Tabela 9 - Matriz com os coeficientes da correlação de Pearson entre as variáveis descritivas da estrutura da vegetação (as siglas das variáveis estão

	MSA	MAP	MMC	NA1000	DOSEL	CVA	CVP	SPA	SPR
MAP	1.000*								
MMC	0.666*	0.665*							
NA1000	-0.318	-0.319	0.084						
DOSEL	0.085	0.083	0.035	-0.134					
CVA	0.374	0.375	0.299	-0.272	-0.270				
CVP	0.583*	0.585*	0.595*	-0.258	-0.079	0.533*			
SPA	0.919*	0.919*	0.897*	-0.128	0.096	0.358	0.675*		
SPR	-0.056	-0.055	0.317	0.576*	0.079	-0.212	-0.129	0.143	
NTA	-0.528*	-0.526*	-0.709*	0.131	-0.077	-0.318	-0.381	-0.668*	-0.093

N=37, para cada correlação nas 37 estações de câmeras amostradas.

* $p < 0.03$ (nível de significância após o ajuste de Bonferroni)

Os três primeiros eixos da PCA explicaram 78,82% da variação nas medidas da estrutura da vegetação entre as estações amostradas. O primeiro eixo (47,8%) foi correlacionado com as variáveis que representam a densidade da vegetação. O segundo eixo explicou 18,49% da variação e correlacionou-se com a variável SPR que representa a complexidade da estrutura da vegetação e NA1000 que representa a densidade. O terceiro eixo (13,82%) foi explicado principalmente pela variável

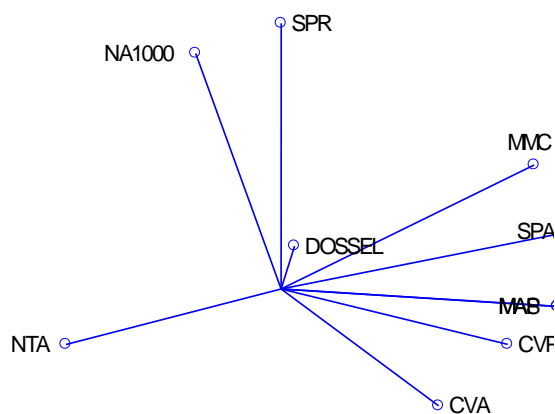
Dossel e pela variável CVA, relacionado à heterogeneidade. Os coeficientes de correlação de cada variável com os eixos da PCA podem ser vistos na Tabela 10.

Tabela 10 - Valores dos coeficientes de correlação entre as medidas de cada variável em todas as estações, reduzidos nos dois primeiros eixos da PCA. A cor verde representa a densidade, azul a heterogeneidade e rosa a complexidade.

Variáveis	PCA 1	PCA 2	PCA 3
MSA	0.920	-0.058	-0.155
MAP	0.920	-0.058	-0.154
MMC	0.842	0.413	0.082
NA1000	-0.284	0.784	0.333
CVA	0.524	-0.389	0.502
CVP	0.754	-0.184	0.222
SPA	0.968	0.192	-0.063
SPR	0.000	0.884	0.075
NTA	-0.716	-0.185	0.028
DOSSEL	0.045	0.143	-0.881

Na ordenação das estações com os escores da PCA, o primeiro eixo representou o gradiente de variação da densidade e o segundo eixo da complexidade da vegetação. As áreas com maiores escores apresentaram maior complexidade e densidade. Na Figura 19 observamos que a maioria das áreas com menor complexidade e densidade está na vertente norte. Contudo, a variação dos

eixos da PCA entre a vertente norte e sul não foi significativa pela ANOVA ($F_{37}=0,574$, $p=0,454$).



--	--

Figura 19 - Ordenação das estações de câmera em função dos dois primeiros eixos do PCA, preditores da densidade (PCA 1) e da complexidade e densidade (PCA 2). As áreas A, G e E estão localizadas na vertente sul, e as áreas C, D e B na vertente norte. Os autovetores indicam a influência de variável sobre cada localidade.

Tabela 11 – Resultados das regressões múltiplas entre os dois primeiros eixos da PCA e das variáveis físicas, ambientais (microhabitat) e antrópicas para as 37 estações de armadilhamento.

Variáveis	R ²	F	P
PCA 1	0,194	1,973	0,122
Distância da costa			0,029*

Altitude			0,677
Microhabitat			0,861
Número de habitantes			0,787
PCA 2	0,035	0,289	0,882
Distância da costa			0,583
Altitude			0,301
Microhabitat			0,921
Número de habitantes			0,739

* resultado significativo

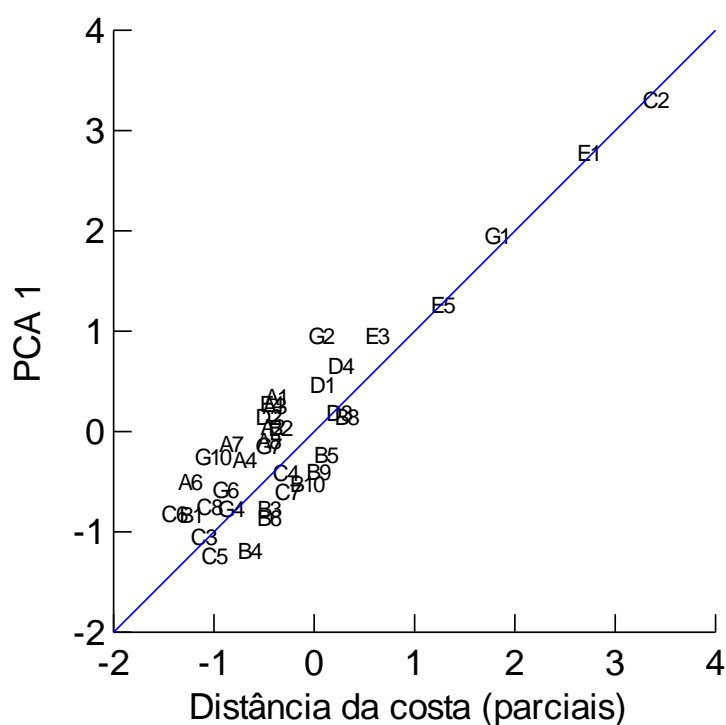


Figura 20 - Parciais do primeiro eixo do PCA, representando a estrutura da vegetação, e da distância da costa ($p=0,029$).

A regressão múltipla entre os dois primeiros eixos do PCA em função das variáveis físicas, ambientais e antrópicas foi significativa apenas para a variável distância da costa (Tabela 5; Figura 4). Assim, quanto maior a distância da costa maior a densidade e complexidade da vegetação.

Os resultados da ANOVA indicaram que a estrutura da vegetação não diferiu entre submontana e restinga, quando comparamos todas as estações amostradas ($F_{37}=1,771$, $p=0,254$). Ao compararmos os tipos de vegetação dentro de uma mesma micro-bacia, (A e G) a diferença entre a estrutura de cada tipo de vegetação (submontana e restinga) foi significativo para a área A ($F_{37}=9,769$, $p=0,026$).

2) Resposta das espécies à estrutura da vegetação

Nas 37 estações de câmeras onde foram caracterizadas a estrutura da vegetação, foram registrados 29 indivíduos de *Cuniculus paca*, 107 *Dasyprocta leporina*, 51 de *Didelphis aurita* e 70 de *Dasypus novemcinctus*. A abundância dessas espécies não se relacionou com a estrutura da vegetação (dois primeiros eixos do PCA), através da regressão múltipla (Tabela 12).

Tabela 12 – Resultados das regressões múltiplas entre as abundâncias das espécies de paca, cutia, gambá e tatu com os dois primeiros eixos da PCA referentes a estrutura da vegetação.

Variáveis	R ²	F	P
Abundância de <i>Cuniculus paca</i>	0,132	2,570	0,091
PCA 1			0,178
PCA 2			0,080
Abundância de <i>Dasyprocta leporina</i>	0,028	0,481	0,622
PCA 1			0,865
PCA 2			0,341
Abundância de <i>Didelphis aurita</i>	0,003	0,058	0,944
PCA 1			0,896
PCA 2			0,457
Abundância de <i>Dasypus novemcinctus</i>	0,010	0,176	0,840
PCA 1			0,558
PCA 2			0,973

A Análise de Correspondência Canônica foi feita a partir da matriz de abundância das espécies focais e da matriz das variáveis MSA, MMC, NA1000, DOSSEL, CVP e SPA (Tabela 13). As matrizes não foram estatisticamente relacionadas (Monte Carlo, $p > 0,05$). Os dois primeiros eixos da CCA explicaram 18.7% e 11.4% (respectivamente) da associação da abundância das espécies com a correlação entre as variáveis da vegetação (Tabela 14). Cada espécie foi associada a um eixo distinto, em que a cutia foi negativamente associada ao CCA1 e o gambá positivamente ao CCA2. A ordenação das 37 estações em função dos dois primeiros eixos da CCA apresentou pouca diferenciação entre as áreas. Observamos uma fraca tendência em agrupar as estações entre as vertentes norte e sul (Figura 21).

Tabela 13 - Associação das variáveis com os dois primeiros eixos da CCA.

MSA	0,131	0,042
MMC	-0,305	-0,596

NA1000	-0,308	-0,103
DOSSEL	-0,434	0,115
CVA	-0,473	-0,076
NTA	0,425	0,431
SPR	0,308	-0,590

Tabela 14 - Associação de cada espécie com os dois primeiros eixos da CCA.

Espécie	CCA1	CCA2
<i>Cuniculus paca</i>	-0,090	0,666
<i>Dasyprocta leporina</i>	-1,203	-0,431
<i>Didelphis aurita</i>	0,532	1,925
<i>Dasypus novemcinctus</i>	1,48	-1,018

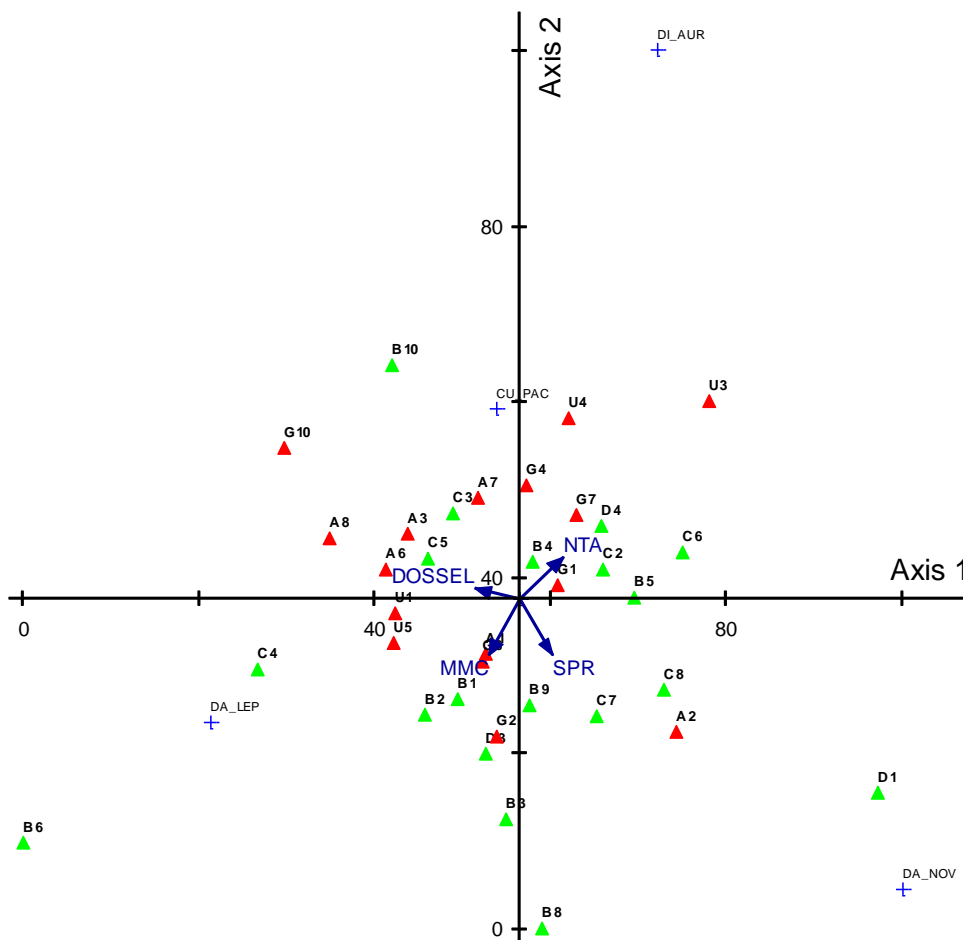


Figura 21 - Distribuição das 37 estações e das quatro espécies focais ordenadas em função da associação com os dois primeiros eixos da CCA. As estações foram identificadas de acordo com a vertente sul (vermelha) e norte (verde). As variáveis mais representativas possuem autovetores orientados de acordo com a correlação com os dois primeiros eixos.

O modelo da probabilidade de ocorrência de *Dasyprocta leporina* em função da estrutura da vegetação, foi o único com a hipótese nula refutada e maior poder de predição das variáveis independentes ($2*[LL(N)-LL(0)] = 23.59$, $df=10$, $p = 0.009$). Esses resultados estão apresentados na tabela 15.

A regressão logística entre a probabilidade de ocorrência das espécies em função das variáveis com menor precisão de detalhes do ambiente obteve modelos significativos para todas as espécies, com exceção do *Didelphis aurita* (Tabela 16). A probabilidade de ocorrência da paca foi relacionada a variável altitude e micro-habitat, a cutia a variável altitude, e o tatu a variável inclinação.

Tabela 15 - Tabela de sucesso dos modelos de ocorrência das espécies em função das variáveis preditoras da estrutura da vegetação (Dossel, MSA, CVP, SPR).

Espécie	p	LL	Rho²	Variáveis	Odds ratio
<i>Cuniculus paca</i>	0,670	2,361	0,48	-	-
<i>Dasyprocta leporina</i>	0,001*	18,10	0,37	CVP/ SPR /MSA	72.25
<i>Dasypus novemcinctus</i>	0,500	3,323	0,06	-	-
<i>Didelphis aurita</i>	0,393	4,096	0,08	-	-

* modelo é significativo

Tabela 16 - Tabela de sucesso dos modelos de ocorrência das espécies em função das variáveis preditoras da paisagem (Inclinação, Altitude, micro-habitat, Log habitantes/ km²).

Espécie	p	LL	Rho²	Variáveis	Odds ratio
<i>Cuniculus paca</i>	0,003*	15,840	0,25	Alt./ Micro- habitat	1,191
<i>Dasyprocta leporina</i>	0,063*	8,90	0,14	Altitude	1,284
<i>Dasypus novemcinctus</i>	0,046*	9,69	0,06	Inclinação	0,928
<i>Didelphis aurita</i>	0,264	5,24	0,08	-	-

* modelo é significativo

2.4 Discussão

As variáveis mensuradas pelas fotografias do sub-bosque caracterizaram o habitat de cada estação em função da estrutura da vegetação. Apesar do baixo número amostral de fotografias foi possível caracterizar a vegetação das estações. Os valores das variáveis diferiram pouco entre as 37 estações de câmeras e entre as seis áreas amostradas. Isso indica que a heterogeneidade entre e as estações de uma mesma área é maior do que entre as estações de diferentes áreas.

O dossel foi a única variável mensurada que não caracteriza a estrutura vertical da vegetação. Ela representa a cobertura do dossel que é importante porque implica nas condições abióticas e bióticas do habitat, já que a incidência de luz afeta o microclima e a presença de espécies (Jennings et al. 1999). A técnica para mensurar a densidade do dossel por fotografias foi aplicada por Moessner (1949) e Husch et al. (1982). As medidas do dossel foram úteis para definir e ratificar as áreas com maior abertura do dossel, mas não teve correlação com nenhuma das variáveis da estrutura. As áreas que apresentaram baixa densidade de vegetação (com arbustos e árvores com PAP < 10 cm) possuíam o dossel baixo, e com pouca abertura.

A independência entre as variáveis que caracterizam informações diferentes deve-se a ausência de autocorrelação entre elas. Ou seja, a variável MSA descreveu a densidade da vegetação, independente de CVA que descreveu a heterogeneidade e de SPR que descreveu a complexidade. Os três primeiros eixos do PCA também indicaram a independência entre a densidade, heterogeneidade e complexidade. Contudo, outras variáveis de diferentes tipos também foram correlacionadas entre si, possivelmente porque a vegetação da ilha constitui um mosaico contínuo de floresta em níveis próximos de sucessão (Oliveira et al. 2002).

Apenas em uma escala mais fina, as estações de câmeras diferiram entre si em função da estrutura da vegetação. Essa diferença foi observada pela ordenação dos escores da PCA de cada estação entre os dois primeiros eixos da PCA. A ordenação dos dois primeiros eixos representou o gradiente de variação dos atributos da vegetação em cada estação. Nós atribuímos a heterogeneidade, a diferença nesta variação, que estava inserida no terceiro eixo, mas que devido ao menor poder de explicação não incluímos na ordenação.

A estrutura da vegetação na paisagem é resultante da variação contínua da densidade e complexidade, atuando no mesmo tempo e espaço (Guariguata ; Ostertag, 2001; Mardsen et al. 2002). Por isso, buscamos compreender como a estrutura da vegetação responde às variáveis de uma escala mais ampla, como àquelas mensuradas no primeiro capítulo. Algumas estações da vertente norte foram ordenadas no gradiente de sentido inverso ao das estações da vertente sul. Mas, esta diferença não foi significativa, possivelmente pela elevada autocorrelação das variáveis da estrutura da vegetação. Ou seja, não encontramos resultados que indiquem que a vegetação é um reflexo da topografia. Apesar das diferentes vertentes e altitudes, o fator estrutura da vegetação não difere entre elas, logo não prediz a diferença na composição da comunidade (capítulo 1).

Apenas a variável distância da costa foi idiossincrática com o primeiro eixo da PCA. A vegetação das estações mais próximas à costa são próximas às trilhas e representam áreas de borda. Em geral os ambientes de borda apresentam redução na altura da dossel, elevada abundância de lianas e densidade na vegetação do sub-bosque (Laurance, 1991, Malcolm 1994). Essas áreas possuem a vegetação com baixa densidade e elevada complexidade, a obstrução foliar é alta, pois há muitos galhos e arbustos entrelaçados. Já as áreas do interior da ilha apresentam a estrutura menos complexa, porém com elevada densidade, típica de áreas menos perturbadas, com árvores de maior PAP, e arranjo espacial com distribuição mais afastada (Didham ; Lawton, 1999). Além da influência da estrutura da vegetação, outros fatores não testados neste estudo interferem na utilização da borda por algumas espécies. Por exemplo, há maior disponibilidade de recursos e acessos, uma vez que as bordas são próximas as trilhas e facilitam a locomoção das espécies (Reis et al. 2004).

O arranjo espacial da vegetação pode interferir nos padrões de movimento, dispersão e seleção de habitat da fauna (Stamps ; Sawisgood, 2007). Por isso, esperávamos que os mamíferos de médio porte mais abundantes da ilha respondessem à estrutura da vegetação. No entanto, a abundância das espécies focais não foi relacionada à variação na estrutura da vegetação testada pelas regressões múltiplas. Esse resultado pode ser explicado principalmente por três argumentos: 1) A escala fina do habitat. A estrutura da vegetação implica nas condições do micro-habitat de cada área, e apenas as espécies de pequeno porte

são sensíveis a essa escala (Grelle, 2003, Pardini et al. 2005, Puttker, 2008). 2) Espécies mais abundantes possuem padrões generalista de seleção de habitat (Ciocheti, 2008). Isso fica claro, para a menor espécie, *Didelphis aurita*, que poderia responder a essa escala mais fina. 3) Cada espécie responde individualmente à cada variável (Manly et al. 2002, Tews et al. 2004)

A variação do micro-habitat é percebida por mamíferos de pequeno porte. Contudo, Pardini e colaboradores (2005) observaram que as respostas de pequenos mamíferos são semelhantes em diferentes escalas espaciais, pois as principais características da variação da vegetação em uma micro-escala correspondem a variação em uma macro-escala. Com isso, Lyra-Jorge (2010) também ressaltou a importância em considerar múltiplas escalas espaciais para compreender a resposta de mamíferos de médio e grande porte. Quanto maior a massa do animal maior sua percepção aos elementos da paisagem (Metch ; Zollner, 2002) e maior pode ser o seu alcance em explorar os ambientes (Zollner, 2000).

As espécies focais deste capítulo além de serem abundantes possuem hábitos generalistas e oportunistas (Reis et al. 2011). Essas espécies são freqüentemente encontradas em florestas secundárias e habitats degradados. Por isso, *Didelphis aurita* possui ampla seleção de habitat, percepção e distribuição espacial (Lira et al. 2007, Prevedello et al. 2011). Na Mata Atlântica *Didelphis aurita* possui elevada habilidade de movimento entre fragmentos (Pires et al. 2002). As mesmas considerações podem ser feitas para *Dasypocerta leporina* que é encontrada em diversos ambientes de floresta e utiliza uma ampla gama de recursos (Jorge ; Peres, 2005, Dubost ; Henry, 2006). *Cuniculus paca* e *Dasypus novemcintus* também são abundantes em diferentes formações de floresta atlântica (Galetti et al. 2009) e respondem à diferentes características do habitat (Goulart et al. 2009, Arteaga ; Venticinque).

Contudo, através da Análise de Correspondência Canônica exploramos as possíveis associações que cada espécie teve em cada local. A CCA é uma das análises mais apropriadas para avaliar as respostas das espécies ao ambiente e para mensurar a importância de cada variável no local em que as espécies são mais abundantes (McCune ; Grace, 2002). Além disso, uma das premissas é que a relação das espécies com as variáveis não seja linear. Porém, com os resultados as matrizes bióticas e abióticas não foram relacionadas. As variáveis da estrutura da

vegetação foram pouco correlacionadas com os dois primeiros eixos da CCA. Assim como a associação das espécies foi pouco representativa. Através da ordenação dos eixos observamos que quatro variáveis se destacaram com orientações distintas, tendo maior influência em diferentes locais. A ordenação das quatro espécies também foi distinta entre elas, demonstrando que elas estão associadas a diferentes locais.

A regressão logística foi importante para avaliar as respostas individuais de cada espécie às variáveis da estrutura da vegetação. Apenas a probabilidade de ocorrência de *Dasyprocta leporina* (cutia) está associada à estrutura da vegetação. Algumas características da biologia desta espécie justificam este resultado: é um animal territorialista (Dubost, 1988) e com elevada densidade populacional (Jorge ; Peres, 2005). Por isso, as cutias na ilha ocorreram em locais não esperados ao acaso, é possível que sejam locais com manchas de recursos, ou territórios de determinados indivíduos. Os locais de ocorrência apresentam elevada complexidade da vegetação, pois a variável que melhor explicou o modelo foi SPA ($p < 0.07$, Odds=6.62).

Por outro lado, a probabilidade de ocorrência de paca, cutia e tatu foi positiva quando relacionadas com as variáveis preditoras da paisagem. A paca e a cutia foram associadas às áreas com maior altitude. A cutia ocorreu em 22 das 37 estações por isso também pode ser associada às variáveis do micro-habitat, além dos mesmos motivos pelos quais foi relacionada com a estrutura da vegetação. O tatu-galinha assim como a paca ocorreu apenas em 14 das 37 estações amostradas, sua presença foi associada às áreas com menor inclinação, como descrito por Arteaga (2008). *Didelphis aurita*, foi a única espécie em que o modelo não foi significativo para prever a sua ocorrência nas 21 estações em que foi registrado. Esse resultado corrobora com a plasticidade de habitats que esta espécie possui. A variável antrópica (densidade de habitantes em vilas) não influenciou na presença de nenhuma espécie. Isso indica que a presença em si do ser humano, não parece influenciar as espécies. Contudo, a altitude foi significativa para a paca e para a cutia. O uso de áreas mais altas na ilha por essas espécies pode ser um simples reflexo de um afastamento dessas da pressão antrópica. Esta pressão não parece se dar devido a mudanças na estrutura da vegetação, mas devido tanto à caça quanto a presença de espécies invasoras e predadoras, como os cachorros

domésticos (Campos, 2004). Na ilha, a presença de cachorros nas trilhas e no interior da mata é fato corriqueiro (observação pessoal). Inclusive neste estudo registramos imagens de cães com aspectos ferais (ANEXO), e lactante, em áreas afastadas das vilas. A caça das espécies cinegéticas é facilitada, por serem abundantes e menos sensíveis as alterações antrópicas (Chiarello, 2000).

Spínola (2008) utilizou a regressão logística para verificar as respostas de mamíferos de médio e grande porte à variáveis ambientais. Seus resultados indicaram que as variáveis ambientais explicaram a probabilidade de ocorrência das espécies quando utilizadas em conjunto, mas não individualmente. Em seu estudo o poder de predição foi significativo para *Leopardus sp.* (gato-do-mato) *Didelphis albiventris* (gambá-de-orelha-branca), *Nasua nasua* (quati) e *Sylvilagus brasiliensis* (tapiti).

O modelo de regressão logística aplicado no presente estudo também teve limitações ao predizer a preferência de habitat pelas espécies. A probabilidade de detecção de cada espécie pelas armadilhas fotográficas deveria ter sido incluída no modelo para que as falsas ausências fossem consideradas (Mackenzie et al. 2006). A interação entre as espécies também é um fator que interfere na presença dos mamíferos em cada área, mas não foi incluída no modelo. O mesmo pode ser considerado para a presença de recursos alimentares, (Chiarello, 1999, 2000, Galetti, 2004), caça (Chiarello 2000, Galetti et al. 2009) e densidade populacional das mais vilas próximas (primeiro capítulo). Mas, para uma primeira abordagem sobre a interação dessas espécies com as variáveis mensuradas o modelo mais simples foi adequado.

Concluimos que a caracterização da estrutura da vegetação através de fotografias do sub-bosque é uma importante ferramenta para entender os padrões ambientais. Este método apresenta uma escala fina, em uma perspectiva que não pode ser percebida por espécies de médio porte. Através dele conseguimos notar que a variação dentro das áreas foi maior do que entre as áreas, mostrando que a heterogeneidade numa escala com menor amplitude é muito grande. O conhecimento sobre a associação de espécies como paca, cutia, tatu e gambá com a estrutura da vegetação, ainda é limitado. As espécies de maior porte respondem as variáveis de uma escala mais ampla, como da estrutura da paisagem. As

informações geradas neste capítulo são importantes para a compreensão do ambiente da Ilha Grande e às respostas da mastofauna.

3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Visamos responder sobre a mastofauna da ilha grande e os efeitos do ambiente na ilha Grande. Assim, neste estudo fizemos inferências sobre o efeito das variáveis, vertente, distância da costa, altitude, micro-habitat, densidade de habitantes em vilas e estrutura da vegetação na estruturação da comunidade e nas espécies mais abundantes. Os resultados mostraram que a comunidade de mamíferos de médio porte na Ilha Grande respondeu aos aspectos topográficos e antrópicos. Numa escala, mais fina, não encontramos relação das espécies com a estrutura da vegetação, e sim na escala mais ampla, com aspectos topográficos. Percebemos que as variações ocorrem em uma escala do micro-habitat, mas são percebidas pelos médios mamíferos em uma escala de macro-habitat.

Ao estudar a mastofauna e o ambiente do Parque Estadual da Ilha Grande percebemos a necessidade em responder outras questões. (i) Averiguar a viabilidade das populações e comparar com as populações dos fragmentos continentais adjacentes a ilha e inferir sobre a genética destas populações. (ii) Estudos sobre dieta e teias tróficas podem responder se a densidade de predadores consegue regular a população de presas na Ilha Grande. Assim como, (iii) estudar a área de vida dessas espécies possibilitará testar hipóteses quanto a seleção de habitat.

Também é necessário focar no manejo e conservação da mastofauna e dos habitats do Parque. As espécies nativas utilizam essas áreas por diversos fatores, e ficam vulneráveis às ações antrópicas como a caça, à perda de habitat e a invasão de espécies exóticas. Com este estudo observamos que as áreas próximas as vilas e à costa deveriam receber maior fiscalização e recuperação de áreas degradadas, bem como o controle de animais domésticos. Os novos estudos e o monitoramento da mastofauna de médio porte do PEIG podem garantir não apenas a conservação da biodiversidade dessa região da Mata Atlântica, como contribuir com o avanço científico no Brasil.

REFERÊNCIAS

- Anderson R P, Lew, D , Peterson, A T. 2003. Evaluating predictive models of species distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*. 162 : 211-232.
- Adams, A. 2005. *Photography, Book 2 The Print*. New York: Little, Brown, 288p.
- Alho, C J R., Schneider, M. , Vasconcellos, L A. 2002. ILHA GRANDE STATE PARK – Threat to Biodiversity and guidelines for Conservation. *Bras. J. Biol.*, 62(3): 375-385.
- Arteaga, M.C., Venticinque, E.M. 2008. Influence of topography on the location and density of armadillo burrows (*Dasypodidae: Xenarthra*) in the central Amazon, Brazil. *Mammalian Biology*, 73, 262-266.
- August, P. V. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology*, 64(6):1495-1507
- Baumgarten, J. E., 2009. *Uso do habitat por morcegos filostomídeos em um mosaico florestal na Mata Atlântica do sul da Bahia, Brasil : uma abordagem em duas escalas*. Tese (doutorado) UNICAMP: Programa de Pós-Graduação em Ecologia.
- Begon, M.; Townsend, C. R.; Harper, J. L. 2009. *Ecology: From individual to Ecosystems*. 4ed. Wiley-Blackwell, 752p.
- Behling, H. 1998. Late Quaternary Vegetational and Climatic Changes in Brazil. *Rev. Palaeobot. Palynol.*, 99: 143–156.
- Blevins, E.; With, A.K. 2011. Landscape context matters: local habitat and landscape effects on the abundance and patch occupancy of collared lizards in managed grasslands. *Landscape Ecol* (2011) 26:837–850
- Boscolo, D., Metzger, J.,P. 2009. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? *Landscape Ecology*. doi:10.1007/s10980-009-9370-8, 12p.
- Brown, J.H. 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. *The American Naturalist*, 124: 255-279.
- Catling, P.C; Burt, R.J. 1995. Studies of ground-dwelling mammals on eucalypt forests in south-eastern NSW: The effect of habitat variables on distribution and abundance. *Wildlife Research.*, 22: 271–288.
- Cerqueira, R.; Freitas, S.R. 1999. A new study method of microhabitat structure of small mammals. *Rev. Bras. Biol.* 59, 219–23.
- Chapman, C.A., Chapman, L.J., 1997. Forest regeneration in logged and unlogged forests of Kibale National Park Uganda. *Biotropica* 29, 396–412.
- Chiarello A. G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89: 71-82.
- Chiarello A. G. 2000. Influência da caça ilegal sobre mamíferos e aves das matas de tabuleiro do norte do estado do Espírito Santo. *Bol. Mus. Biol. Mello Leitão (N Sér)*.
- Ciocheti, G. 2008. *Uso de habitat e padrão de atividade de médios e grandes mamíferos e nicho trófico de Lobo-Guará (Chrysocyon brachyurus), Onça-Parda (Puma concolor) e Jaguaritica (Leopardus pardalis) numa paisagem agroflorestal, no*

estado de São Paulo. Dissertação, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.

Colwell, R. K.; Condit J. A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of Royal Society (Série B)*. 2 ed. 354p.

Costa, L. P.; Leite, Y. L. R.; Mendes, L. S.; Ditchfield, A. D. 2005. Mammal conservation in Brazil. *Conservation Biology*, 19(3):672-679.

Cunha, A.A.; Rajão, H. 2007. Mamíferos terrestres e aves da Terra Indígena Sapukai (Aldeia Guarani do Bracui), Angra dos Reis, Brasil. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*, 21: 19-34

D'Andrea, P.S., Gentile, R., Cerqueira, R., Grelle, C.E.V., Horta, C. and Rey, L., 1999. Ecology of small mammals in a Brazilian rural area. *Rev. Bras. Zool.*, vol. 16, no. 3, p. 611-620.

Davis, E.G.; Naghettini, M. C. 2001. Estudo de chuvas intensas no Estado do Rio de Janeiro. In: CPRM-Serviço Geológico do Brasil. Estudo Geoambiental do Estado do Rio de Janeiro. CPRM, Brasília.

Desbiez, A. L. J.; Medri, I. M. 2010. Density and Habitat Use by Giant Anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) and Southern Tamanduas (*Tamandua tetradactyla*) in the Pantanal Wetland, Brazil. *Edentata* no. 11(1)

Didham, R. K. ; Lawton, J. H. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 31:17 – 30.

Dowler R.C., Carroll D.S., Edwards C.W. 2000. Rediscovery of rodents (Genus *Nesoryzomys*) considered extinct in the Galápagos islands. *Oryx*, 34(2): 109–18.

Dubost, G ; Henry, O. 2006. Comparison of diets of the acouchy, agouti and paca, the three largest terrestrial rodents of French Guianan forests. *Journal of Tropical Ecology* 22: 641-651.

Dubost, G. 1988. Ecology and social life of the red acouchy, *Myoprocta acouchy*; comparison with the orange-rumped agouti, *Dasyprocta leporina*. *Journal of Zoology* 214: 107-123.

Esbérard, C. E. L., T.J. Nogueira, J.L. Luz, G.G.Melo, R. Mangolin, N. Jucá, D.S.L. Raíces, M.C. Enrici, , H.G. Bergallo. 2006. Morcegos da Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Sudeste do Brasil *Revista Brasileira de Zociências* 8: 147-153

Esbérard, C.E.L. ; Bergallo, H.G. 2005. Research on bats in the state of Rio de Janeiro, southeastern Brazil. *Mastozoologia Neotropical* 12 (2): 237-243.

Fernandez, F.A.S.; R. Cerqueira ; C.J. Tribe. 1988. On the mammals collected on coastal islands of the Rio de Janeiro, Brazil. *Mammalia*. 52(2): 219-224.

Fortin, M., J., Dale, M., R., T. 2005. *Spatial analysis: a guide for ecologists*. Cambridge University Press, Cambridge.

Galetti, M., H. C. Giacomini, R. S. Bueno, C. S. S. Bernardo, R. M. Marques, R. S. Bovendorp, C. Stefer, P. Rubim, S. K. Gobbo, C. I. Donatti, R. A. Begotti, F.

Meirelles, R. A. Nobre, A. G. Chiarello, and C. A. Peres. 2009. Priority areas for conservation of Atlantic forest large mammals. *Biol. Conserv.* 142: 1229–1241.

- Galindo-Leal, C., Câmara, I.G., 2003. The Atlantic forest of South America: Biodiversity Status. Threats and Outlook. Island Press, Washington.
- Gama, S.V.G., Silva L.G.A.E. and C.M. Salgado. 2009. Geologia, relevo e solos; p. 21-61 In M. Bastos and C. H. Callado (org.). O Ambiente da Ilha Grande. Rio de Janeiro: UERJ/CEADS.
- Gaston, K.J. 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature*, 405: 220-227.
- Gauch, H.G. 1982. *Multivariate Analysis in Community Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, England. 298 pages.
- Gentile R.; Fernandez F. A. S. 1999. Influence of habitat structure on a streamside small mammal community in a Brazilian rural area. *Mammalia* 63, 29–40.
- Goulart, F. V. B.; Carceres, N. C.; Graipel, M. E.; Tortato, M. A.; Ghizoni Junior, I. R.; Santos, L. G. R. 2009. Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian Biology*, 74:182-190.
- Grelle, C., E., V. 2003. Forest structure and vertical stratification of small mammal populations in a secondary forest, southeastern Brazil. *Stud Neotrop Fauna Environm* 38:81 – 85.
- Grelle, C., E., V., Lorini, M., L. ; Pinto, M., P. 2010. Reserve selection based on vegetation in the Brazilian Atlantic Forest. *Natureza ; Conservação* 8(1):1-5, 2010.
- Grelle, C.E.V., Garcia, Q.S., 2003. Potential dispersal of *Cecropia hololeuca* by the common opossum (*Didelphis aurita*) in Atlantic forest, southeastern Brazil. *Revue D'Ecologie – La Terre et La Vie* 54, 327–332.
- Guariguata, M. R., Ostertag, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148:185-206.
- Hadly, E. A.; Maurer B. A. 2001. Spatial and temporal patterns of species diversity in montane mammal communities of western North America. *Evolutionary Ecology Research*, 2001, 3: 477–486
- Harris, D. L. E Kangas, P. 1988. Reconsideration of the habitat concept. In: McCabe, R.E. (ed) *Transactions of the 53rd North American Wildlife and Natural Resources Conference*. Washington: Wildlife Management Institute, p. 137-144.
- Howe, H.F.; Smallwood, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v.13, p.201-227.
- Huston. M.A. 1994 *Biological Diversity. The Co-Existence of Species in Changing Landscapes*. Cambridge University Press. Cambridge
- Hutchinson, G. E., 1959, Homage to Santa Rosalia or Why are there so many kinds of animals? *American Naturalist*, 93:145-159.
- INEA, 2010. Plano de Manejo (Fase 2) – Parque Estadual da Ilha Grande. Governo do Estado do Rio de Janeiro. 585p.
- Jennings, S. B., Brown, N. D., Sheil, D. 1999. Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry*, 72(1): 59-73.

- Jorge, ML ; Peres, CA. 2005. Population density and home range size of red-rumped agoutis (*Dasyprocta leporina*) within and outside a natural Brazil nut stand in southeastern Amazonia. *Biotropica* 37: 317-321.
- Kelt, D. A., Meserve, P. L., Patterson, B. D. ; Lang, B. K. 1999. Scale dependence and scale independence in habitat associations of small mammals in southern temperate rainforest. *Oikos* 85:320– 334.
- Krebs, C. J. 1978. Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance. New York, Harper ; Row. 678p.
- Kuhnen, V. V. Diversidade de mamíferos e a estrutura do hábitat: Estudo da composição da mastofauna terrestre em diferentes estágios sucessionais de regeneração da Floresta Ombrófila Densa, Santa Catarina, Brasil. 2010. 61f. Dissertação, Pós Graduação em Ecologia, Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina. 2010.
- Laidlaw, R.K. 2001. Effects of Habitat Disturbance and Protected Areas on mammals of Peninsular Malaysia. *Conservation Biology* (14) No. 6 1639-1648.
- Lambert, F. R., 1992. The consequence of selective logging for Bornean lowland forest birds. *Phil. Trans. Roy. Soc. Lond.* 335, 443–457.
- Laurance, W. F. 1991a. Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves. *Biol Conserv* 57:205 – 219.
- Laurance, W. F., 2004. Forest–climate interactions in fragmented 755 tropical landscapes. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B, Biological Sciences* 359, 345–352.
- Lawton, J.H. 1983. Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. *Annual Review of Entomology*, 28, 23–39.
- Lindenmayer, D., Hobbs, R. J., Montague-Drake, R., Alexandra, J., Bennett, A., Burgman, M., Cale, P., Calhoun, A., Cramer, V., Cullen, P., Driscoll, D., Fahrig, L., Fischer, J., Franklin, J., Haila, Y., Hunter, M., Gibbons, P., Lake S., Luck, G., MacGregor. C., McIntyre, S., Mac Nally, R., Manning, A., Miller, J., Mooney, H., Noss, R., Possingham, H., Saunders, D., Schmiegelow F., Scott M., Simberloff, D., Sisk, T., Tabor, G., Walker, B., Wiens, J., Woinarski, J., Zavaleta, E. 2008. A checklist for ecological management of landscape for conservation. *Ecol Lett* 11:78–91.
- Lira, P.K., Fernandez, F.A.S., Carlos, H.S.A. ; Curzio, P.L. 2007. Use of a fragmented landscape by three species of opossum in south-eastern Brazil. *J. Trop. Ecol.* 23, 427–435.
- Lomolino, M.V. 1986. Mammalian community structure on islands:the importance of immigration, extinction and interactive effects. *Biological Journal of the Linnean Society*, vol. 28, pp. 1-21.
- Louys J., Meloro, C., Elton, S. Ditchfield P., and Laura C. 2011. Mammal community structure correlates with arboreal heterogeneity in faunally and geographically diverse habitats: implications for community convergence. *Global Ecology and Biogeography*, 20, 717–729.
- Lyra-Jorge M. C. ; Milton Cezar Ribeiro; Giordano Ciocheti; Leandro Reverberi Tambosi ; Vânia Regina Pivello. 2010. Influence of multi-scale landscape structure

- on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. *Eur J Wildl Res* (2010) 56:359–368.
- MacArthur, R. H.; MacArthur, J. W. 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42:594--598.
- MacArthur, R.H.; WILSON, E.O.1967. The theory of island biogeography. Monographs in Population Biology, Princeton Uni. Press, 1.
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Andrew, J. R., Pollock, K. H., Bailey, L.L., Hines J. E. 2006. Occupancy Estimation and Modeling Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence. Elsevier Inc.1 ed. 343p.
- Magnanini, A., Nehab, M.A.F.; Araujo, D.S.D. 1985. Plano Diretor da Reserva Biologica Estadual da Praia do Sui - RJ. FEEMA . Rio de Janeiro.
- Magurran, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press Princeton, NJ. Vol. 179, 192p.
- Malcolm JR. 1994. Edge effects in central Amazonian forest fragments. *Ecology*, 75:2438 – 2445.
- Manly, B. F. J. 2002. Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies, 2nd ed.
- Marsden, S.J, A.H.Fielding, C.Mead, M.Z Hussin. 2002. A technique for measuring the density and complexity of understory vegetation in tropical forests. *Forest Ecology Management* 165:117-123.
- Martins, I. A. Análise Geográfica Computadorizada na Estimativa de Qualidade Ambiental para Mamíferos de Médio e Grande Porte. 2009. Dissertação, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. 2009.
- Mccune,B. ; Grace, B. J. 2002. Analysis of Ecological Communities. MjM. Software Design, Gleneden Beach, OR. 304p.
- Mech, S.G. ; Zollner, P.A. 2002. Using body size to predict perceptual range. *Oikos* 98, 47–52.
- Mittermeier, R.A., Gil, P.R.; Hoffman, M.; Pilgrim, J.; Brooks,T.; Mittermeier, C.G.; Lamoreux, J; Da Fonseca, G. A. B. 2004. Hotspots revisited. Cemex , S.A. Conservation International.
- Morris, D. W. 1987. Ecological Scale and Habitat Use. *Ecology* 68:362–369.
- Morris, D. W. 1989. Patterns in the structure of mammalian communities. Texas Tech University Press, Lubbock, Tex. USA. 266p.
- Moura, C. M., Caparelli, C. A., Freitas, S. R., Vieira, V. M. 2005. Scale-dependent habitat selection in three didelphid marsupials using the spool-and-line technique in the Atlantic forest of Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 21:1–7.
- Nimer, E. Climatologia do Brasil. IBGE – (Recursos Naturais e Meio Ambiente), Rio de Janeiro, 1979. 422 p.
- Oliveira-E-Silva, M. I. M. N. de. Briófitas da Reserva Ecológica de Rio das Pedras, município de Mangaratiba, do Parque Estadual da Ilha Grande e da Reserva Biológica Estadual da Praia do Sul, município de Angra dos Reis, Rio de Janeiro. São Paulo, Universidade de São Paulo. Tese de Doutorado. 321p. 1998

- Oliveira-Filho, A. T. ; FONTES, M. A 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forest in Southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica*, v. 32, n. 4b, p.793-809.
- Oliveira, R. R.; Zaú, A. S.; Lima, D. F.; Silva, M. B. R.; Vianna, M. C.; Sodré, D. O. ; Sampaio, P. D. 1995. Significado ecológico da orientação de encostas no maciço da Tijuca, Rio de Janeiro . *O ecologia Brasiliensis* 1: 523-541.
- Oliveira, R.R.; Coelho-Netto, A.L. 2000. Processos interativos homem-floresta na evolução da paisagem da Ilha Grande, RJ. *Revista do Departamento de Geografia - UERJ*, 8: 29-38.
- Oliveira, R.R. 2002. Ação antrópica e resultantes sobre a estrutura da vegetação e composição da Mata Atlântica na Ilha Grande-RJ. *Rodriguésia*, 53(82): 33-58.
- Oliveira, R.R.; Hack, L.P. 2004. Influência do relevo na distribuição da pluviosidade na Ilha Grande, RJ. *Eugeniana*, XXVII: 29-37.
- Orians, G.H., Wittenberg, J.F., 1991. Spatial and temporal scales in habitat selection. *Am. Nat.* 137, S29–S49.
- Pardini, R., Souza, S. M., Braga-Neto RAGA-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, p. 253–266.
- Pellegati, C.H.G. 2008. Análise de eventos sazonais de precipitação no eixo Anchieta-Imigrantes da Serra do Mar-SP. 1° SIMPGEO/SP, Rio Claro, 266p.
- Pereira, B.C. 2006. Uso e análise do método de transecção linear para estimar o tamanho populacional de mamíferos na Ilha Grande, RJ. *Dissertação de Mestrado*. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, RJ. 99p.
- Pereira L.G.; Torres, S. E. M.; Silva, H. S. ; Geise, L. 2001. Non-volant mammals of Ilha Grande and adjacent áreas in Southern Rio de Janeiro State, Brazil. *Bol. Mus. Nac.* 459:1-15.
- Pessôa, S. S., Modesto, T. C., Albuquerque, H. G., Attias, N., Bergallo, H., G. 2009. Non-volant mammals, Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Rio das Pedras, municipality of Mangaratiba, state of Rio de Janeiro, Brazil. *Check List* 5(3): 577–586
- 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* 108: 229–237.
- Prevedello, J. A., Forero-Medina G. ; Vieira M. V. 2011. Does land use affect perceptual range? Evidence from two marsupials of the Atlantic Forest. *Journal of Zoology* 284:53–59
- Primark, R.B., Rodrigues, E. 2001. *Biologia da Conservação*. Londrina. 328p.
- 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*, 8:9
- Raíces DSL. 2011. A influência da jaqueira, *Artocarpus heterophyllus* Lamk., sobre a comunidade de pequenos mamíferos e sua interferência na dinâmica de dispersão

de sementes nativas na Ilha Grande, RJ. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, UERJ, Brasil. Tese (doutorado), Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Reis, N.R.R., Peracchi, A.L., Pedro W.A., Isaac, P.L. 2011. Mamíferos do Brasil. Londrina. 2 ed. 439p.

Ribeiro J. R., Boggione G., A., Alexandre M., V., S. 2009. Diagnose da cobertura vegetal de Ilha Grande no Município de Angra dos Reis – RJ, Pós Presídio, utilizando técnicas de Geoprocessamento. Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, Brasil, 25-30 abril 2009, INPE, p. 1497-1504.

Ricklefs, R. E. Desintegration of the Ecological Community. 2008. The American Naturalist. vol 172, no 6.

Ries, I., Fletcher, R. J, Battin, J; Sisk, T. D. 2004 Ecological Responses to Habitat Edges: Mechanisms, Models, and Variability Explained. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics. Vol. 35, pp. 491-522.

Rocha, C. F. D., Bergallo, H. G., Alves, M. A. S., Van Sluys, M., 2004, A Biodiversidade nos Grandes Remanescentes Florestais do Estado do Rio de Janeiro e nas Restingas da Mata Atlântica. RiMa, pp. 71-115.

Rocha, C. F. D., Bergallo, H. G., Alves, M. A. S., Van Sluys, M., Mazzoni, R. ; Santos, S. B. 2009. Fauna de ambientes interiores. Pp. 163-245. In: M. Bastos; C. H. Callado (Editores). O Ambiente da Ilha Grande. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Centro de Estudos Ambientais e de Desenvolvimento Sustentável.

Rosenzweig, M.L. 1989. Habitat selection, community organization, and small mammal studies. In. Patterns in the structure of mammalian communities. Texas Tech University Press, Lubbock, Texas, USA. P. 5-21

Salgado, C.M. ; Vasquez, N.D. 2009. Clima. In O ambiente da Ilha Grande (M.P. Bastos ; C.H. Callado, eds.).Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, p.7-20.

Santos, M. F. M.; Pellanda, M.; Tomazzoni, A. C.; Hasenack, H. E Hartz, S. M. 2004. Mamíferos carnívoros e sua relação com a diversidade de habitats no Parque Nacional dos Aparados da Serra, sul do Brasil. Iheringia, 94(3):235-245.

Saraça, C. E. S., I. S. Rahy, M. A. Santos, M. B. Costa, R. S. Alencar and W. R. Peres. 2009. A propósito de uma nova regionalização para o Estado do Rio de Janeiro; p. 33-40 In H. G. Bergallo, E. C. C. Fidalgo, C. F. D. Rocha, M. C. Uzêda, M. B. Costa, M. A. S. Alves, M. Van Sluys, M. A. Santos, T. C. C. Costa, A. C. R. Cozzolino (ed.). Estratégias e ações para a conservação da biodiversidade no Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. Instituto Biomas.

Sastre, C. 1982. Notion de climax em régions néotropicales. Compte rendu des sceances de la Societé de Biogeographie, 58(3): 117:123.

Silveira, L., Jacomo, A. T. A.; Diniz-Filho, A. F. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. Biological Conservation 114:351–353.

Silvius, K. ; J.M. Fragoso. 2003. Red-rumped Agouti (*Dasyprocta leporina*) home-range use in Amazonian forest: Implications for the aggregated distribution of forest trees. Biotropica. 35: 74-83.

- Smythe, N. 1978. The natural history of the Central American Agouti (*Dasyprocta punctata*). *Smithson. Contrib. Zool.* no. 257. 7
- Spínola, C.M. 2008. Influência dos padrões estruturais da paisagem na comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte na região do Vale do Ribeira, Estado de São Paulo. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Centro de Energia Nuclear na Agricultura, 2008. 68p.
- Srbek-Araujo, A. C. and 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* 21:1–5.
- Srbek-Araujo, A. C. and A. G. Chiarello. 2008. Domestic dogs in Atlantic forest reserves of southeastern Brazil: a camera-trapping study on patterns of entrance and site occupancy rates. *Braz. J. Biol.* 68(4): 771-779.
- Stamps, J.A., Swaisgood, R.R., 2007. Someplace like home: experience, habitat selection and conservation biology. *Appl. An. Behav. Sci.* 102, 392–409.
- Tenório, M.C. 1999. Os fabricantes de machado da Ilha Grande. In: Tenório, M.C. (org.) *Pré-história da Terra Brasilis*. Rio de Janeiro, Ed. da UFRJ. p. 231-246.
- Tews, J.; Brose, U.; Grimm, V.; Tielborger, K.; Wichmann, M. C.; Schwager, M.; Jeltsch, F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structure. *Journal of Biogeography*, 31:79-92.
- Umetsu F, Pardini R: Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats - evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. *Landscape Ecology* 2007, 22:517-530.
- Urban, D.L.; O'Neill, R.V.; Shugart JR, H.H. 1987. Landscape ecology: a hierarchical perspective can help scientists to understand spatial patterns. *BioScience*, Washington, v. 37, n. 2, p. 119-127,.
- Van der Geer, A., Lyras g., J. de Vos, Dermitzakis, M. 2010. *Evolution of Island Mammals: Adaptation and Extinction of Placental Mammals on Islands*. 1st edition. Blackwell Publishing Ltd.
- Van Horne, B. 1983. Density as a misleading indicator of habitat quality. *Journal of Wildlife Management*, 47(4):893-901.
- Veloso, H. P.; Rangel Filho, A. L.; Lima, J. C. A. 1991. *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. IBGE, Rio de Janeiro.
- Venticinque, E. M., Carneiro J.S., Moreira, M. P. Ferreira, L. 2007. O uso de regressão logística para espacialização de probabilidades. *Megadiversidade* 3(1-2).
- Vera y Conde, C.F.; Rocha, C.F.D. 2006. Habitat disturbance and small mammal richness and diversity in an Atlantic Rainforest area in Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 66(4):983-990.
- Wallace A.R. 1880. *Island Life, or the Phenomena and Causes of Insular Faunas and Floras, Including a Revision and Attempted Solution of the Problem of Geological Climates*. London: Macmillan.
- Webb, E.L., Stanfield, B.J.; Jensen, M.L. 1999. Effects of topography on rainforest tree community structure and diversity in American Samoa, and implications for frugivore and nectarivore populations. *Journal of Biogeography* 26:887-897.

Whittaker, R. H.; Levin, S. A.; Root, R. B. 1973. Niche, habitat and ecotope. *American Naturalist*, 107(995):321-328

Williams P.H., Margules, C.R., Wilbert, D.W. 2002. Data requirements and data sources for biodiversity priority area selection. *Journal of Bioscience* 27:327–338

Yasuda, M. 2004. Monitoring diversity and abundance of mammals with camera traps: a case study on Mount Tsukuba, central Japan. *Mammal Study*, 29:37-46.

Zalapa, S.S.; Guerrero, M.H.; Badii, R.S. Preferencia del hábitat, amplitud y traslape de nicho de sitio en cinco especies de carnívoros (Mammalia: Carnivora) en la costa sur de Jalisco. *Biotam*, Victoria, v. 9, n. 2/3, p. 33-46, 1998.

Zollner, P.A. 2000. Comparing the landscape level perceptual abilities of forest sciurids in fragmented agricultural landscapes. *Landsc. Ecol.* 15, 523–533.

Zurlini, G., Girardin, P. 2008. Introduction of the special issue on “Ecological Indicators at multiple scales”. *Ecol Indic* (2008), doi.10.1016/j.ecolind.2007.12.003