



**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS – RIO CLARO**



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
(ZOOLOGIA)**

CAROLINA FRANCO ESTEVES

**INFLUÊNCIA ANTRÓPICA NA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DA COMUNIDADE
DE MAMÍFEROS NO PARQUE ESTADUAL DA ILHA ANCHIETA, SP**

**Rio Claro – SP
2010**

CAROLINA FRANCO ESTEVES

**INFLUÊNCIA ANTRÓPICA NA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DA COMUNIDADE DE
MAMÍFEROS NO PARQUE ESTADUAL DA ILHA ANCHIETA, SP**

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências do Campus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas (Zoologia).

Orientador: Prof. Dr. Silvio Frosini de Barros Ferraz

**Rio Claro – SP
2010**

Dedico este trabalho ao meu saudoso avô Mario Esteves, o verdadeiro Professor Pardal, inventor de grandes idéias e de feitos memoráveis, quem me inspirou imensamente...

...e também dedico à minha querida cunhada Marina Tezini Crocco, que passou por nossas vidas e nos deixou ensinamentos e reflexões sobre o significado da vida.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente ao **Prof. Dr. Silvio Frosini de Barros Ferraz** pela orientação e oportunidade de trabalharmos juntos, mesmo não sendo da área de mastozoologia, pude aprender muito sobre SIG e planejamento da conservação;

Ao **Prof. Dr. Mauro Galetti Rodrigues** e à **Profa. Dra. Katia M. P. M. B. Ferraz**, que me auxiliaram no desenvolvimento deste trabalho, principalmente na parte do delineamento e das discussões;

Ao **Departamento de Ecologia** da UNESP – Rio Claro, pelo apoio concedido, em especial à **Marilene**, à Elizabeth (**Bete**), ao **Carlos** e **Sérgio**, dois eternos companheiros de viagem de campo;

Ao **Instituto Florestal do Estado de São Paulo- IF**, ao permitir que este estudo fosse realizado na Ilha Anchieta;

À **administração e funcionários** do Parque Estadual da Ilha Anchieta (PEIA) e à **Viviane Buchianeri** (diretora na época) pelo apoio ao estudo e suporte logístico, principalmente nos lugares mais remotos da Ilha, o qual foi fundamental para seu desenvolvimento;

Aos amigos do PEIA, **Mara, Nan, Dezinha, Naty, Lalinha, Nélio, Carpi** e **Vitório**, aos vigilantes protetores **Fino, Paulo, Renê, Alê, Zico** (eterno contador de causos), **Hércules**, em especial ao **Carlinhos** e **Val** (que me ajudaram no trabalho de campo), ao **Betum** e **Seu Joel** (parceiros da praia do Sul), que me resgatavam quando preciso nos confins da Ilha, e sempre ofereciam comida e bebida de qualidade;

Às queridas amigas **Thaís** e **Rosana**, companheiras de Ilha e de sempre, pela ajuda no campo, pela amizade e pela ótima companhia em muitos momentos;

Aos ‘**Filhos da Ilha**’ e ao **tenente Samuel**, pelos momentos maravilhosos e por manter viva a história deste lugar lindo, em especial à **Dio**, sobrevivente da rebelião, mulher forte e companheira das longas noites na Ilha;

Ao **Paulo Cicchi**, pelas discussões positivas, sempre em prol da Ilha e pela amizade;

Aos queridos ajudantes de campo **Layon, Giovana, Beraba** e **Henrique** (Labic) e à minha estagiária **Livia**, dispostos a me ajudar;

Ao meu amigo **B-nito** (Felipe), a quem devo eterna gratidão pela ajuda em muitos momentos, nas discussões do trabalho, e principalmente na parte de estatística, por ter me ensinado que não é um bicho de sete cabeças;

Ao **Prof. Dr. Hilton Thadeu Z. do Couto** (ESALQ-USP) pela grande ajuda no delineamento amostral e análise estatística e à **Profa. Dra. Fernanda Michalski** (UNIFAP) pelas sugestões nas análises dos resultados e discussões do trabalho;

À querida amiga **Claudia B. Campos**, pela amizade cultivada há 8 anos, perto ou distante, com quem aprendi muito sobre como ser uma profissional na área de Biologia e sempre me deu oportunidades para crescer ainda mais naquilo que gostamos de fazer;

Ao **Leandro B. Aranha**, por ter cedido o mapa de uso/cobertura do solo do PEIA e ao **Fábio Cop** com ajudas na parte de estatística;

Ao meu querido amigo Tiago **Bin** pela amizade e companhia de todas as horas (cafezinhos e noitadas em Rio Claro), pelos aniversários e gargalhadas compartilhadas;

Ao grupo do **LaBiC** da UNESP, sempre de portas abertas, pelo empréstimo de material e pela oportunidade de participar dos cursos e discussões;

Ao **Jefferson L. Polizel** da ESALQ/USP por ter me socorrido sempre quando precisava trabalhar com o programa ArcGis;

Ao meu amigo de longa data, professor e geógrafo David Valio, popularmente conhecido como **Zeca**, pelo diagrama de pluviosidade e temperatura do PEIA e à **FUNCATE** por disponibilizar os dados para confecção do diagrama;

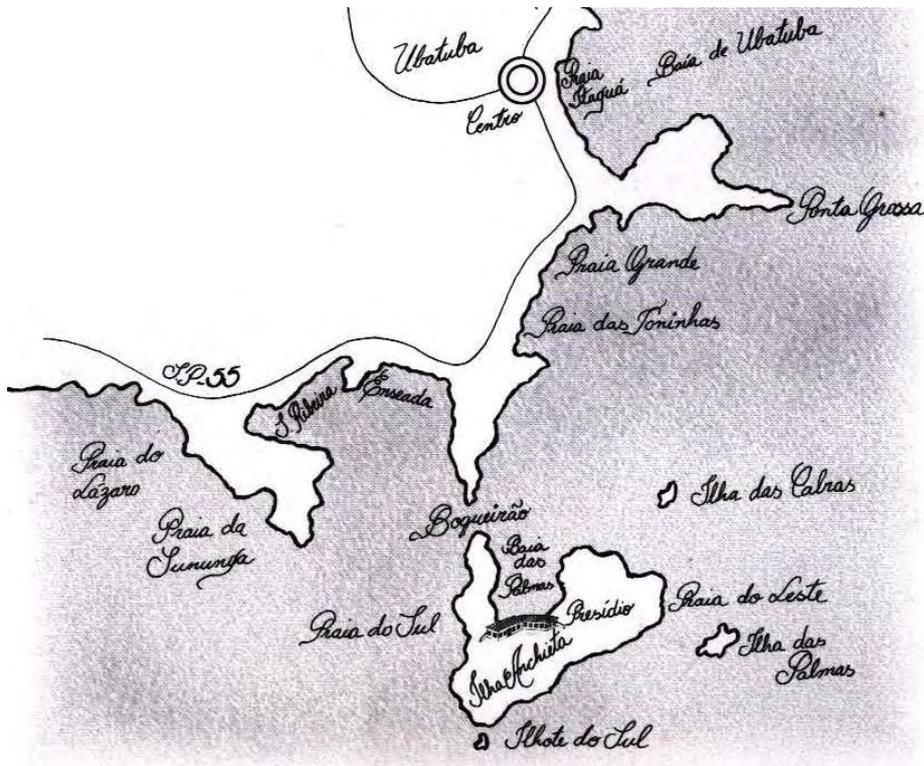
À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (**FAPESP**) pela concessão das bolsas de mestrado (Proc. 2008/01866-3) e de auxílio à pesquisa (Proc. 2008/03724-1);

Agradeço principalmente à minha família pelo apoio em todas as minhas decisões, aos meus pais **Paula** e **Edgar** por acreditarem sempre em mim e pela leitura e sugestões do trabalho e ao meu irmão **Rodrigo**, que sempre tentou entender o que (e por que) eu faço;

Ao meu querido **Fábio**, companheiro e amigo em todos os momentos, principalmente os difíceis, pela paciência e sabedoria em lidar com minha ansiedade e mau-humor;

À **Ilha Anchieta**, lugar maravilhoso, palco de muitas histórias, por fornecer um laboratório a céu aberto aos pesquisadores loucos por responder perguntas;

A todos aqueles que não mencionei aqui (me desculpem) e que de algum modo me ajudaram a finalizar mais uma etapa da minha vida, obrigada!



Não há frases feitas a serem ditas...

... a gaiola se abriu.

RESUMO

As conseqüências das atividades humanas nas populações de vertebrados são questões importantes, com efeitos diretos na conservação das espécies. Mapear as áreas de maior acesso humano e seu efeito potencial para a vida selvagem deve ser considerado como estratégia de manejo em áreas protegidas. O crescimento do ecoturismo no Brasil tem atraído turistas para as áreas protegidas, mas estes parques estão pouco preparados para atender a demanda conciliando recreação e conservação. As áreas protegidas em regiões tropicais são consideradas importantes refúgios de habitat natural para muitas espécies e ainda assim sofrem constante ação depredatória. É essencial, portanto, entender como as atividades humanas afetam a vida silvestre nestes locais. Neste estudo, a influência da presença humana sobre a ocorrência e abundância dos mamíferos na Ilha Anchieta foi analisada por meio do conceito de *acessibilidade* humana. Este trabalho visou mapear a acessibilidade na Ilha Anchieta para fins de zoneamento e manejo e também analisar a influência humana e das variáveis ambientais na distribuição e abundância dos mamíferos de médio e grande porte. De fevereiro a outubro de 2009 foram coletados dados de ocorrência dos mamíferos da Ilha Anchieta por transectos lineares (avistamentos e vestígios) e por armadilhas fotográficas em quatro estratos amostrais: Floresta Estágio Intermediário com Acesso Fácil (EIF), Floresta Estágio Intermediário com Acesso Difícil (EID), Floresta Estágio Avançado com Acesso Fácil (EAF), Floresta Estágio Avançado com Acesso Difícil (EAD). Foram registradas 623 ocorrências de oito espécies de mamíferos de médio e grande porte, nos quatro estratos amostrados na Ilha Anchieta considerando as duas metodologias, transectos (n=355) e armadilhas fotográficas (n=268). Do total de registros, a cutia (*Dasyprocta* spp.) obteve a maior frequência relativa de ocorrência (46,9%), seguida pelo tatu-galinha (*Dasytus novemcinctus*) (19,3%). Com base nos mapas relativos à estrutura da paisagem e à presença humana, foram avaliadas as influências destes fatores na distribuição e abundância das espécies. A acessibilidade calculada correlacionou-se com o tempo de deslocamento no campo e também com a compactação do solo observados, no entanto, a análise de variância testada revelou que não houve diferença significativa de riqueza de espécies entre os estratos amostrais: câmeras ($F=0,60$, $p>0,05$) e trilhas ($F=0,11$, $p>0,05$). Também não há padrão de distribuição de espécies na Ilha Anchieta. Modelos de regressão GLM foram realizados para analisar a influência de variáveis ambientais e da acessibilidade na distribuição e abundância das espécies de mamíferos. As análises de regressão logística e linear múltipla mostraram que diversidade da paisagem e declividade foram duas das variáveis mais importantes sobre a abundância e ocorrência dos mamíferos de médio e grande porte, respectivamente. Para algumas espécies os modelos foram significativos com mais de uma variável preditora, como no caso da abundância de cutia detectada nas armadilhas fotográficas, influenciada diretamente pela diversidade da paisagem e uso/cobertura do solo. Embora não tenha sido observada relação entre acessibilidade e riqueza de espécies na Ilha, os resultados poderão ser úteis na implementação de estratégias de conservação ambiental, bem como a metodologia poderá ser aplicada em outras Unidades de Conservação do Brasil.

Palavras-chave: Acessibilidade. Ilha Anchieta. Mamíferos. Manejo de Unidades de Conservação. Paisagem.

ABSTRACT

The consequences of human activity in vertebrate populations are important issues with direct effects in species conservation. Mapping areas of greater human access and its potential effect to wildlife needs to be considered as strategy for management in protected areas. The growth of ecotourism in Brazil has attracted tourists for protected areas but these public parks are roughly prepared to attend the demand conciliating recreation and conservation goals. Protected areas in tropical regions are considered ultimate refugees of natural habitat for many species but they have been suffering human impact. Therefore it is essential to understand how human activities affect wildlife in these areas. In this study, the influence of human presence on the occurrence and abundance of mammals at Anchieta Island was analyzed by using the concept of human *accessibility*. This study aimed to map the accessibility of Anchieta Island for purposes of zoning and management and also examine the influence of human and environmental variables on the distribution and abundance of medium and large-sized mammals. From February to October 2009 mammal occurrence data were collected at Anchieta Island using line transect (sightings or traces) and camera traps in four sampling strata: Intermediate Stage Forest with Easy Access (EIF), Intermediate Stage Forest with Difficult Access (EID), Advanced Stage Forest with Easy Access (EAF), Advanced Stage Forest with Difficult Access (EAD). 623 occurrences of eight mammalian species were recorded in the four strata sampled at Anchieta Island considering both methodologies, line transects (n = 355) and camera traps (n = 268). According to the records, the agouti (*Dasyprocta* spp.) had the highest relative frequency of occurrence (46.9%), followed by the armadillo (*Dasypus novemcinctus*) (19.3%). Based on the maps of landscape structure and human presence, the influence of these predictors on the distribution and abundance of species was evaluated. Accessibility was correlated with estimated travel time on the field and also with soil compaction. Conversely analysis of variance tested revealed no significant difference in species richness among the sampling strata: camera traps ($F = 0.60, p > 0.05$) and linear transect ($F = 0.11, p > 0.05$). There is also no pattern of species distribution at Anchieta Island. GLM regression models were conducted to examine the influence of environmental variables and accessibility in the distribution and abundance of mammal species. Logistic and multiple linear regressions showed that landscape diversity and slope were two of the most important variables on the occurrence and abundance of medium and large-sized mammals respectively. For some species the models were significant considering more than one predictor variable, as in the abundance of agouti detected in camera traps which is directly influenced by landscape diversity and land use/cover. Although there was no relationship between species richness and accessibility in the Island, the results may be useful for implementing conservation strategies, as well as the methodology can be applied in other Conservation Units in Brazil.

Keywords: Accessibility. Anchieta Island. Mammals. Management of Protected Areas. Landscape.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Rede de ligação entre as ameaças e os atributos da área natural protegida. Cada ameaça mostrada possui impacto em diferentes atributos e cada atributo é afetado por várias ameaças (adaptado de COLE; LANDRES, 1996). 19
- Figura 2** - Potenciais respostas da vida silvestre frente aos impactos das atividades turísticas em áreas protegidas (KNIGHT; COLE, 1995b). 28
- Figura 3** - Fluxo de dados no processo do Sistema de Informação Geográfica para tomada de decisões (adaptado de DAVIS et al., 1991). 34
- Figura 4** - Exemplo esquemático mostrando a criação do arquivo *raster* de resistência que é utilizado no modelo da distância-custo no programa *ArcGIS* 9.x (adaptado de ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE, 2006). Neste exemplo, os mapas de declividade e uso do solo foram considerados como fatores que influenciam o custo de movimento na paisagem. Como estes mapas estão em sistemas de unidades diferentes (tipo de uso do solo e porcentagem de declividade), eles não podem ser comparados entre si e devem ser reclassificados em uma escala comum (neste exemplo, escala de 1 a 10). O próximo passo consiste em unir estes dois mapas de resistência em um só, mas é necessário ponderar a importância de cada um. No exemplo, consideramos que evitar terreno declivoso é mais importante que o tipo de uso do solo. Por este motivo multiplicamos pesos proporcionais a cada mapa. O arquivo final de resistência é a soma dos mapas de resistência ponderados. 38
- Figura 5** - Exemplo esquemático mostrando a criação do modelo final da superfície de custo no programa *ArcGIS* 9.x (adaptado de ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE, 2006). Esta função do algoritmo requer um arquivo de resistência e um dos pontos de origem do movimento. Este último pode conter zonas múltiplas, conectadas ou não. Todas as células deste arquivo com algum valor (inclusive zero) são processadas como células fonte e as outras devem ser designadas como sem valor. Neste exemplo, o tamanho da célula (resolução) considerado é 10 m. 40
- Figura 6** - Seqüência de fatores considerada na análise da distribuição de espécies (KREBS, 2001). 44
- Figura 7** - Diferença entre distância Euclidiana e distância efetiva, esta última leva em consideração dificuldades do terreno (e.g. declividade) e facilidades de acesso (e.g. trilhas). (Fonte: elaborado pelo autor). 46
- Figura 8** - Síntese da relação entre as características de ambientes insulares e seus efeitos na biota (adaptado de MacARTHUR; WILSON, 1967). 50
- Figura 9** - Localização da Ilha Anchieta, município de Ubatuba, Estado de São Paulo, Brasil. Coordenadas em UTM, Datum Córrego Alegre, zona 23 S. (Fonte: elaborado pelo autor). 67
- Figura 10** - Zoneamento da Ilha Anchieta, SP, especificando as quatro zonas adotadas pelo Plano de Manejo do PEIA (GUILLAUMON et al., 1989). 69
- Figura 11** - Climograma mostrando a variação da precipitação e das temperaturas médias mensais entre janeiro e fevereiro de 2009, na Ilha Anchieta, SP, Brasil (Fonte: FUNCATE - Fundação de Ciência, Aplicações e Tecnologia Espaciais). 71
- Figura 12** - Classificação do uso/cobertura do solo da Ilha Anchieta-SP, Brasil (Fonte: ARANHA, L. B., em fase de elaboração). 73
- Figura 13** - Mapa de declividade extraído do Modelo Digital de Terreno (MDT) da Ilha Anchieta, SP, Brasil. (Fonte: elaborado pelo autor). 77
- Figura 14** - Modelo esquemático mostrando as distâncias consideradas no modelo de influência antrópica (acessibilidade) na Ilha Anchieta-SP, Brasil. (Fonte: elaborado pelo autor). 78
- Figura 15** - Procedimentos no SIG para obtenção do modelo de influência antrópica (acessibilidade) na Ilha Anchieta, SP, com passos de 1 a 7 detalhados no texto. (Fonte: elaborado pelo autor). 78
- Figura 16** - Modelo esquemático mostrando o funcionamento da ferramenta "Euclidean allocation" do *ArcGIS* 9.x (adaptado de ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE, 2006). (Distância euclidiana = calcula, para cada célula, a distância euclidiana da célula fonte mais próxima; direção euclidiana = calcula, para cada célula, a direção em graus, da célula fonte mais próxima (varia de 0 a 360°, sendo 0° valor da célula fonte)). 80

Figura 17 - Modelo final de acessibilidade da Ilha Anchieta, SP, baseado na distância-custo, com valores que variam de 2 (acesso mais fácil) a 16 (acesso mais difícil). (Fonte: elaborado pelo autor).	84
Figura 18 - Zoneamento da Ilha Anchieta, SP, classificado em sete zonas de acessibilidade, detalhando a área de edificação (antigo presídio) e as trilhas do PEIA. (Fonte: elaborado pelo autor).	84
Figura 19 - Vestígio de caça (giral) encontrado no alto de uma árvore, dentro da zona 1 da Ilha Anchieta, SP. (Foto: Carolina F. Esteves).	88
Figura 20 - Barraco abandonado de antigo pescador da Ilha Anchieta, SP, próximo à praia do Sul. (Foto: Carolina F. Esteves).	88
Figura 21 - Vestígios de caça encontrados (pregos nas árvores e restos de colchão no chão) dentro da zona 3 da Ilha Anchieta, SP. (Foto: Carolina F. Esteves).	88
Figura 22 - Relação entre a distância-custo (modelo de acessibilidade) e o tempo real de percurso gasto para se chegar, a partir da área de entrada dos turistas, aos pontos localizados na Ilha Anchieta, SP.	89
Figura 23 - Gráficos <i>box-plot</i> para as medidas de compactação nos quatro níveis de acessibilidade (classes C1 a C4, do acesso mais fácil ao mais difícil, respectivamente), ilustrado nas profundidades de (a) 10 cm e (b) 20 cm.	90
Figura 24 - Classes de NDVI gerado a partir da imagem de satélite QuickBird 2 da Ilha Anchieta, SP, com valores que variam de -1 a 1. (Fonte: elaborado pelo autor).	109
Figura 25 - Variáveis físicas da paisagem da Ilha Anchieta, SP: (a) índice de diversidade (Simpson) da paisagem; (b) gradiente de distância da faixa litorânea; (c) aspecto; (d) gradiente de distância dos cursos d'água. (Fonte: elaborado pelo autor).	111
Figura 26 - Modelo esquemático mostrando os passos seguidos para a obtenção do mapa final dos estratos amostrais da Ilha Anchieta, SP: mapa final de acessibilidade (a); mapa de acessibilidade reclassificado em duas classes (b); mapa de uso/cobertura do solo (c); mapa de uso/cobertura do solo reclassificado em três classes (d); mapa preliminar com seis estratos amostrais (e); mapa final com quatro estratos amostrais (f). (Fonte: elaborado pelo autor).	113
Figura 27 - Delineamento amostral com quatro estratos, as trilhas pré-existentes do Parque Estadual da Ilha Anchieta, SP, e as trilhas demarcadas para este estudo. (Fonte: elaborado pelo autor). ..	114
Figura 28 - Armadilha fotográfica instalada na trilha EAF01 na Ilha Anchieta, SP, para registros de mamíferos de médio e grande porte. (Foto: Carolina F. Esteves).	117
Figura 29 - Registros de vestígios de (a) capivara (<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>) (sinais de forrageio); (b) cutia (<i>Dasyprocta</i> spp.) (fezes e rastros); (c) tatu-galinha (<i>Dasypus novemcinctus</i>) (fuçado); (d) quati (<i>Nasua nasua</i>) (marcas em árvore) e (e) gambá-de-orelha-preta (<i>Didelphis aurita</i>) (fezes), obtidos na Ilha Anchieta, SP. (Fotos: Carolina F. Esteves)	125
Figura 30 - Distribuição das armadilhas fotográficas instaladas e das armadilhas com registro de espécies de mamíferos de médio e grande porte nos estratos amostrais na Ilha Anchieta, SP. ((a) gambá-de-orelha-preta (<i>D. aurita</i>); (b) paca (<i>C. paca</i>); (c) capivara (<i>H. hydrochaeris</i>); (d) cutia (<i>Dasyprocta</i> spp.); (e) quati (<i>N. nasua</i>) e (f) tatu-galinha (<i>D. novemcinctus</i>)). (Fotos: Carolina F. Esteves).	127
Figura 31 - Proporção de ocorrências dos mamíferos em cada estrato amostral na Ilha Anchieta, SP. (EID = estrato Floresta Estágio Intermediário com Acesso Difícil; EIF = estrato Floresta Estágio Intermediário com Acesso Fácil; EAD = estrato Floresta Estágio Avançado com Acesso Difícil; EAF = estrato Floresta Estágio Avançado com Acesso Fácil).	129
Figura 32 - Percentagem de ocorrência dos mamíferos de médio e grande porte nos estratos amostrais registrados na Ilha Anchieta, SP, durante o período de outubro de 2008 e fevereiro a outubro de 2009. (EID = estrato Floresta Estágio Intermediário com Acesso Difícil; EIF = estrato Floresta Estágio Intermediário com Acesso Fácil; EAD = estrato Floresta Estágio Avançado com Acesso Difícil; EAF = estrato Floresta Estágio Avançado com Acesso Fácil).	130
Figura 33 - Distribuição espacial das oito espécies registradas neste estudo na Ilha Anchieta, SP: (a) <i>H. hydrochaeris</i> , <i>Dasyprocta</i> spp. e <i>C. paca</i> ; (b) <i>C. penicillata</i> e <i>C. apella</i> ; (c) <i>N. nasua</i> , <i>D. novemcinctus</i> e <i>D. aurita</i> . (Fonte: elaborado pelo autor).	132

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Principais efeitos da recreação e turismo sobre os fatores bióticos e abióticos das áreas protegidas.	24
Tabela 2 - Descrição das trilhas e das praias existentes na Ilha Anchieta, estado de São Paulo, Brasil.	68
Tabela 3 - Escala de graus de dificuldades em cada trilha da Ilha Anchieta-SP, conforme proposto por Saaty (1977).	79
Tabela 4 - Matriz de tomada de decisão adotada para os pesos nas trilhas da Ilha Anchieta-SP.....	79
Tabela 5 - Matriz de tomada de decisão para adotar pesos no uso do solo da Ilha Anchieta-SP (Edific. = Edificação, Florest. = Floresta e Samamb. = Samambaia).....	81
Tabela 6 - Percentagem de uso/cobertura do solo para cada zona de acessibilidade da Ilha Anchieta, SP.	85
Tabela 7 - Resumo das estatísticas da análise de variância (teste de Welch) e da análise de contraste para duas diferentes profundidades, considerando a compactação do solo das trilhas em quatro classes de acessibilidade da Ilha Anchieta, SP.	91
Tabela 8 - Zonas do PEIA descritas no presente estudo com suas respectivas recomendações de manejo.	93
Tabela 9 - Espécies de mamíferos introduzidos e nativos, com seus respectivos tamanhos populacionais atuais na Ilha Anchieta, São Paulo, Brasil.	105
Tabela 10 - Lista de espécies de anfíbios anuros e répteis registrados no Parque Estadual da Ilha Anchieta, Ubatuba, SP.	106
Tabela 11 - Variáveis utilizadas para analisar a distribuição das espécies de mamíferos em função da paisagem na Ilha Anchieta, estado de São Paulo, Brasil.	108
Tabela 12 - Descrição das trilhas percorridas para registro dos mamíferos de médio e grande porte na Ilha Anchieta, SP, Brasil.	115
Tabela 13 - Espécies de mamíferos detectadas, comparação entre número de avistamentos e vestígios de mamíferos encontrados, abundância e frequência relativa das espécies em cada estrato amostral e no total considerando apenas os avistamentos de mamíferos na Ilha Anchieta, SP. .	122
Tabela 14 - Espécies de mamíferos detectadas, abundância relativa das espécies em cada estrato amostral e no total com base nos vestígios e avistamentos, frequência relativa de ocorrência das espécies em cada estrato amostral e no total com base nas armadilhas fotográficas e nos vestígios e avistamentos e número de ocorrências das espécies por transecto linear e armadilhas fotográficas na Ilha Anchieta, SP.	123
Tabela 15 - descrição do tipo de vestígio encontrado para cada espécie de mamífero de médio e grande porte da Ilha Anchieta, SP.	124
Tabela 16 - Esforço amostral do armadilhamento fotográfico e distância percorrida nos transectos dos quatro estratos amostrais na Ilha Anchieta, SP.	126
Tabela 17 - Abundância relativa (ARC) (registros/10 dias de armadilhamento) dos registros fotográficos das espécies de mamíferos de médio e grande porte detectadas nos quatro estratos amostrais na Ilha Anchieta, SP, durante o período de outubro de 2008 e fevereiro a outubro de 2009.	128
Tabela 18 - Resultado da Análise de Variância (procedimento GLM) para a riqueza de mamíferos nos estratos amostrais considerando as armadilhas fotográficas e os transectos lineares.	133
Tabela 19 - Matriz de Correlação de Pearson entre as variáveis da paisagem e as espécies de mamíferos (abundância nas trilhas). Valores em negrito são estatisticamente significantes ao nível de 5%. A variável Alt foi suprimida das análises.	134
Tabela 20 - Matriz de Correlação de Pearson entre as variáveis da paisagem e as espécies de mamíferos (abundância nos pontos de armadilha fotográfica). Valores em negrito são estatisticamente significantes ao nível de 5%.	134
Tabela 21 - Conjunto de modelos de Regressão GLM (logística e linear múltipla) para ocorrência dos mamíferos de médio e grande porte detectados pelas armadilhas fotográficas e nos transectos lineares na Ilha Anchieta, SP. Valores em negrito representam os modelos mais explanatórios baseado no w_i	137

Tabela 22 - Conjunto de modelos de Regressão GLM (logística e linear múltipla) para abundância dos mamíferos de médio e grande porte pelas armadilhas fotográficas e nos transectos lineares na Ilha Anchieta, SP. Valores em negrito representam os modelos mais explanatórios baseado no w_i	139
Tabela 23 - Comparação entre a abundância (por armadilhas fotográficas) das espécies registradas na Ilha Anchieta e em outros locais de estudo, considerando diferentes esforços amostrais.	143

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	16
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	18
2.1 IMPACTOS DAS ATIVIDADES HUMANAS EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO.....	18
2.2 USO DE GEOPROCESSAMENTO NO PLANEJAMENTO DA CONSERVAÇÃO E MANEJO DE ÁREAS PROTEGIDAS.....	33
2.3 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE ESPÉCIES E NICHOS ECOLÓGICO.....	43
REFERÊNCIAS.....	53
3 INFLUÊNCIA ANTRÓPICA EM UM PARQUE ESTADUAL INSULAR, SP: MODELOS DE ACESSIBILIDADE APLICADOS AO MANEJO	66
3.1 INTRODUÇÃO	66
3.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	67
3.2.1 Área de estudo.....	67
3.2.1.1 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO.....	67
3.2.1.2 CLIMA E RELEVO	69
3.2.1.3 FLORA	71
3.2.1.4 FAUNA.....	73
3.2.1.5 HISTÓRICO DE OCUPAÇÃO.....	74
3.2.2 Base cartográfica	76
3.2.3 Modelagem de acessibilidade.....	77
3.2.4 Validação do modelo e análise dos dados	82
3.3 RESULTADOS	83
3.3.1 Modelos de acessibilidade e zoneamento	83
3.3.2 Validação do modelo de acessibilidade	89
3.3.3 Relação acessibilidade-compactação.....	89
3.4 DISCUSSÃO.....	92
3.5 CONCLUSÕES	97
REFERÊNCIAS.....	98
4 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DOS MAMÍFEROS EM FUNÇÃO DA ACESSIBILIDADE E ESTRUTURA DA PAISAGEM NO PEIA, SP	103
4.1 INTRODUÇÃO	103
4.2 MATERIAL E MÉTODOS	104
4.2.1 Área de estudo.....	104
4.2.1.1 FAUNA.....	104

4.2.2 Análise da estrutura da paisagem	107
4.2.3 Delineamento amostral	112
4.2.4 Mapeamento da ocorrência de mamíferos	114
4.2.4.1 <i>TRANSECTOS LINEARES</i>	114
4.2.4.2 <i>ARMADILHAS FOTOGRÁFICAS</i>	116
4.2.5 Análise dos dados	117
4.2.5.1 <i>OCORRÊNCIA E ABUNDÂNCIA</i>	117
4.2.5.2 <i>ANÁLISE DA INFLUÊNCIA HUMANA E VARIÁVEIS DA PAISAGEM</i>	118
4.3 RESULTADOS	121
4.3.1 Distribuição e abundância	121
4.3.2 Influência humana e variáveis da paisagem	133
4.4 DISCUSSÃO	141
4.5 CONCLUSÕES	150
REFERÊNCIAS	151
5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	158
APÊNDICE A.....	160
APÊNDICE B.....	160
APÊNDICE C.....	161
APÊNDICE D.....	162

1 INTRODUÇÃO GERAL

As áreas naturais protegidas em regiões tropicais são consideradas importantes refúgios de fauna e flora e os únicos remanescentes de habitat para muitas espécies. No entanto, no Brasil, parques e outras Unidades de Conservação ainda sofrem impacto humano, quer seja por caça ilegal, turismo ou desmatamento. Estes parques tornam-se, então, de suma importância para a conservação desta diversidade de espécies para a “perpetuidade”.

A zona costeira brasileira é considerada a região de maior densidade demográfica do país, grande parte em conseqüência do seu histórico de formação territorial, tendo o litoral como centro difusor de frentes povoadoras, ainda em movimento na atualidade. Por conta disso, suas características originais foram alteradas pela exploração de recursos e expansão da agropecuária (MORAES, 1999). Inserida nesta realidade, encontra-se a Mata Atlântica, que apesar de ser considerada área relevante para a conservação da diversidade biológica, é um dos biomas mais ameaçados do mundo com apenas 11,73% de área remanescente (RIBEIRO ET AL., 2009). O crescimento do ecoturismo no Brasil atrai turistas para áreas protegidas, mas estes parques públicos não estão preparados para atender à demanda, conciliando recreação e planos de conservação. Deste modo, é essencial entender como atividades humanas afetam vida selvagem nestas áreas (TERBORGH E VAN SCHAIK, 2002).

A Ilha Anchieta possui um longo histórico de ocupação humana, marcada por irregularidades (GUILLAUMON ET AL., 1989), o que agrava mais os conflitos ambientais, com conseqüências drásticas para a biodiversidade local. Com a criação do Parque Estadual da Ilha Anchieta (PEIA) em 1977, o fluxo de visitas de turistas tornou-se intenso. Ambientes insulares, como no caso da Ilha Anchieta, são mais susceptíveis a distúrbios humanos, e a estabilidade da fauna e flora são mais frágeis, por causa da área pequena e do isolamento geográfico (ÂNGELO, 1989). Outro agravante foi a introdução de 17 espécies de vertebrados pela Fundação Parque Zoológico de São Paulo na década de 80 sem estudos preliminares. Estas características tornam a Ilha um excelente local de estudo da influência antrópica na comunidade de mamíferos.

O presente estudo pretende contribuir para estudos de abordagens interdisciplinares, tais como manejo de parques e planos de conservação de espécies, a análise de distribuição e abundância de espécies, bem como a modelagem da distribuição das espécies em função de variáveis ambientais. Deste modo, este estudo buscou responder questões pertinentes, tais como: 1) Há regiões de maior riqueza de espécies de mamíferos na Ilha Anchieta? Em caso positivo, qual o padrão de distribuição destes animais? 2) Os mamíferos ocorrem,

preferencialmente, onde há menor presença humana na Ilha? 3) Qual fator tem maior influência na distribuição espacial dos mamíferos na Ilha, a ação antrópica ou os atributos físicos da paisagem?

O trabalho foi organizado da seguinte forma:

- Capítulo 2: refere-se à revisão de literatura, com fundamentação teórica para conceituar os temas do trabalho e dar sustentação ao seu desenvolvimento. Foi subdividido em três assuntos. O primeiro refere-se aos diferentes impactos das atividades humanas em Unidades de Conservação, como a caça, o turismo, etc. O segundo assunto é referente às ferramentas proporcionadas pelo uso do geoprocessamento e do ambiente SIG no planejamento da conservação em Unidades de Conservação, com menção e definição da *acessibilidade* como fator de impacto humano nas áreas protegidas. O terceiro assunto refere-se aos fatores que influenciam a distribuição espacial das espécies, inclusive em ambiente insular.

- Capítulo 3: analisa os impactos da influência humana sobre os recursos naturais em áreas protegidas, introduzindo o conceito de acessibilidade. Utiliza o Parque Estadual da Ilha Anchieta como área de estudo, criando um modelo de acessibilidade que pode ser utilizado no planejamento da conservação, estendendo-se para outras Unidades de Conservação.

- Capítulo 4: analisa a distribuição espacial e a abundância dos mamíferos do Parque Estadual da Ilha Anchieta em função da presença humana na Ilha (modelo de acessibilidade) e dos atributos da paisagem.

- Capítulo 5: refere-se às conclusões gerais do trabalho como um todo, fazendo considerações importantes sobre manejo de UCs e conservação de espécies.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 IMPACTOS DAS ATIVIDADES HUMANAS EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

Muitos países em desenvolvimento contam com áreas protegidas como últimos refúgios de fauna e os únicos remanescentes de habitat naturais. Estas áreas tornam-se, então, de suma importância para a conservação desta diversidade de espécies para a “perpetuidade” (TERBORGH, 1992; KERR; CURRIE, 1995; SOULÉ; SANJAYAN, 1998).

O termo ‘área protegida’ é abrangente e contempla reservas naturais, áreas silvestres, parques nacionais e áreas manejadas, todas dedicadas à proteção e manutenção da biodiversidade (DEFRIES et al., 2007). No Brasil, o sistema de áreas naturais protegidas, denominado de Unidade de Conservação (UC)¹, inclui áreas de proteção integral e de uso sustentável em nível federal, estadual e municipal. Atualmente, o país conta com aproximadamente 600 áreas protegidas² oficialmente reconhecidas, totalizando quase 100 milhões de hectares distribuídos por todo o território nacional (BRASIL, 2008).

Entre 2005 e 2006, o IBAMA, em parceria com a organização não-governamental WWF-Brasil, realizou um estudo sobre a efetividade da gestão em 246 UCs, considerando suas duas categorias, proteção integral e de uso sustentável, e cobrindo todos os biomas nos estados brasileiros (84,48% das unidades federais existentes no período). Os resultados não foram muito positivos, pois das 246 UCs analisadas, apenas 32 (13%) apresentaram alta efetividade de gestão, 89 (36%) efetividade média e 125 (51%) efetividade baixa. Algumas dificuldades enfrentadas pelos gestores foram apontadas no estudo, como monitoramento das atividades ilegais e contratação e manutenção de funcionários (IBAMA; WWF-BRASIL, 2007).

Experiências recentes com Unidades de Conservação em países tropicais não têm sido encorajadoras, segundo Terborgh e Van Schaik (2002), ratificadas pelos resultados já mencionados. Apesar da prerrogativa fundamental das UCs em conservar os ecossistemas e recursos naturais, a integridade ecológica destas áreas está ameaçada pelos efeitos diretos e indiretos das atividades humanas (COLE; LANDRES, 1996; BURGER, 2000) e ameaçada pela intrínseca ineficiência da proteção (VAN SCHAİK; TERBORGH; DUGELBY, 1997).

¹ Definida pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) como “espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção”, instituída pela Lei n.º 9.985 de 18/07/2000 e regulamentado pelo Decreto n.º 4.340 de 22/08/2002.

² As reservas privadas e municipais não estão incluídas.

A facilidade de acesso a estas áreas favorece o desenvolvimento de atividades ilegais, como a caça, o contrabando, a pesca, a exploração madeireira, a invasão por agricultura e pastoreio, e a mineração e extração de produtos naturais para comércio (KRAMER; VAN SCHAİK; JOHNSON, 1997; TABARELLI et al., 2005). A figura 1 mostra a complexa relação entre os principais eventos que causam impactos e os atributos das áreas naturais protegidas.

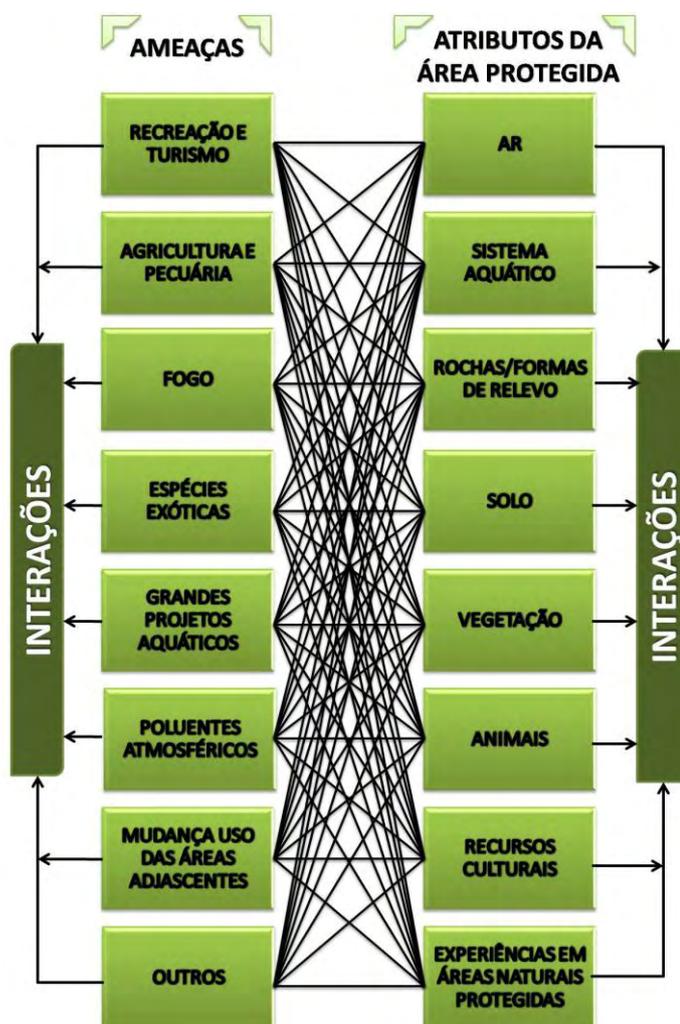


Figura 1 - Rede de ligação entre as ameaças e os atributos da área natural protegida. Cada ameaça mostrada possui impacto em diferentes atributos e cada atributo é afetado por várias ameaças (adaptado de COLE; LANDRES, 1996).

A respeito da caça, no Brasil há cinco modalidades: profissional (o caçador profissional obtém lucros com o produto de sua atividade), de controle (para eliminação de animais silvestres nocivos à agricultura ou à saúde pública), de subsistência (para a alimentação própria e a subsistência da família), científica (para a coleta de material destinado

a fins científicos, em qualquer época) e amadorista (esportiva, com finalidade de lazer e recreação) (MACHADO, 2005).

Apesar da importância da caça para populações locais, ela pode comprometer significativamente a abundância de espécies e a biodiversidade da região (REDFORD; ROBINSON, 1991; REDFORD, 1992; WRIGHT, 2003; NAUGHTON-TREVES, 2005). A pressão de caça dentro das áreas protegidas tende a aumentar em razão, principalmente, do crescimento da população humana, do maior acesso às áreas preservadas e também das melhorias da tecnologia de caça (ROBINSON; REDFORD; BENNETT, 1999). De acordo com os autores, as espécies de maior tamanho são as mais vulneráveis à caça e também as mais visadas. Espécies de grande porte ocorrem em menor densidade, possuem reprodução mais lenta e necessitam de áreas maiores para realizar suas funções (REDFORD; ROBINSON, 1991). Por estas razões, sua conservação requer maior atenção.

A remoção de grandes mamíferos herbívoros, frugívoros e granívoros de seu habitat natural, de acordo com Dirzo e Miranda (1990, 1991), traz conseqüências para a estrutura, dinâmica e regeneração de florestas, pois muitas plantas dependem destes animais como dispersores de sementes para seu sucesso reprodutivo. Por outro lado, a remoção de grandes predadores também acarreta mudanças na estrutura e função do ecossistema, pois eles controlam a população de herbívoros (TERBORGH et al., 2001). Há, por conta da caça, danos em cascata influenciando o equilíbrio de toda a comunidade (REDFORD, 1992).

A pressão de caça em UCs pode ocasionar três efeitos principais no tamanho populacional dos animais, de acordo com Hammitt e Cole (1998): (1) quase eliminação das espécies caçadas em nível local, (2) redução do número de indivíduos, redundando numa população não viável reprodutivamente, (3) redução do número de indivíduos, redundando numa população não viável para a caça.³ Além disso, a caça pode alterar alguns comportamentos, como mudança no turno da alimentação, nos padrões de reprodução ou mesmo na sua distribuição espacial (KNIGHT; COLE, 1995b).

A pesca ilegal, além da superexploração de peixes, constitui-se também em mais um obstáculo para a recuperação das populações e do ecossistema (AGNEW et al., 2009). Poucos estudos relatam as conseqüências ecológicas da pesca predatória e os impactos diretos dos

³ A caça não é totalmente proibida no Brasil. A caça amadorista e para fins científicos estão previstas na Lei de Proteção a Fauna (respectivamente, art. 11º e art. 14º da Lei nº 5.197/67). Além disso, a caça de subsistência não é explicitamente citada na Lei de Proteção a Fauna, deixando uma lacuna sobre esta referência (MACHADO, 2005). Apenas o exercício da caça profissional é ilegal (art. 2º da Lei nº 5.197/67). A Lei de crimes ambientais (Lei nº 9.605/ 98) exige a permissão, licença ou autorização para matar, perseguir ou caçar espécimes da fauna silvestre brasileira. Até o momento, o único estado do país em que a caça amadorista é permitida é o Rio Grande do Sul de acordo com a Lei Estadual nº 10.056/94.

equipamentos utilizados nesta atividade nas funções dos ecossistemas e das comunidades aquáticas (AUSTER; LANGTON, 1999; FREIRE, 2005). Mesmo que não elimine a população por inteiro, o fato de remover indivíduos pode afetar a taxa reprodutiva, a abundância, a estrutura trófica e agravar ainda mais a população de peixes (HAMMITT; COLE, 1998). Além disso, a pesca predatória altera a composição das espécies e conseqüentemente as interações interespecíficas, afetando as comunidades aquáticas associadas (AUSTER; LANGTON, 1999). A rápida mudança na estrutura da comunidade de peixes pode levar a maior instabilidade na sua produção e biomassa, aumentando a sensibilidade das populações às alterações ambientais (JENNINGS; BLANCHARD, 2004).

A introdução de espécies exóticas de peixes em ambientes aquáticos também é considerada uma grande ameaça a biodiversidade local. No entanto, as conseqüências sobre a fauna nativa são diversas e de difícil mensuração (LIDDLE, 1997; MACK et al., 2000; AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007). De modo geral, o sucesso da colonização da espécie introduzida pode acarretar competição por recursos, predação, introdução de patógenos e até a completa eliminação das espécies nativas (AGOSTINHO; JULIO, 1996).

Outro problema enfrentado pelas UCs no Brasil, decorrente de atividades humanas, é a extração ilegal de produtos naturais, tanto madeireiros como não madeireiros de origem vegetal (e.g. sementes, frutos). Para muitas populações locais em regiões neotropicais, os produtos vegetais não madeireiros representam importante fonte de renda ou mesmo de subsistência (GODOY; BAWA, 1993; TICKTIN, 2004, 2005). Nos últimos anos, a valorização destes produtos naturais e o aumento da sua comercialização têm gerado preocupação quanto à superexploração e possível colapso, levando a extinções locais das espécies de plantas (ARNOLD; PÉREZ, 1998; TICKTIN, 2004).

Conservacionistas alertam que a utilização, em longo prazo, das espécies requer extração com base sustentável (GODOY; BAWA, 1993; ARNOLD; PÉREZ, 2001). No entanto, estabelecer um sistema de manejo sustentável em florestas tropicais é desafiador e requer conhecimento sobre a estrutura e dinâmica da população, práticas de cultivo, além de detalhes sobre as comunidades locais (STRUHSAKER, 1998).

Deste modo, o uso ilegal de recursos naturais torna-se uma grande ameaça ao manejo de áreas protegidas. O impacto resultante do uso destes recursos varia em escala e extensão, como visto acima e mais estudos sobre este assunto são necessários (GAVIN; SOLOMON; BLANK, 2009).

A conversão da vegetação nativa para usos econômicos também é uma realidade nas UCs. Muitas populações tradicionais fazem uso das terras e possuem uma relação indefinida com o parque, porém com direito de ocupação legal da área (TERBORGH, 2002).

Os debates que envolvem conservação e desenvolvimento entravam-se quando se contrapõe uso e ocupação de terras para o bem estar humano e o papel das áreas protegidas na conservação da biodiversidade (ADAMS et al., 2004; NAUGHTON-TREVES; BUCK; BRANDON, 2005). Alguns autores consideram as populações tradicionais e indígenas, em áreas protegidas, como obstáculos para a conservação efetiva da diversidade biológica (REDFORD; STEARMAN, 1993; TERBORGH, 1999; MARGULES; PRESSEY, 2000). Outros defendem que a aliança com as populações rurais dentro das reservas é uma importante estratégia de proteção das florestas tropicais, e esta relação é extremamente política (COLCHESTER, 2000; SCHWARTZMAN; MOREIRA; NEPSTAD, 2000).

A pressão sobre muitas áreas protegidas depende da dinâmica socioeconômica do uso da terra do entorno nas regiões em que estão localizadas. Por exemplo, uma reserva existente numa área densamente povoada e que utiliza recursos naturais locais como base econômica, sofrerá mais pressão quando comparada a uma reserva apenas com atrativo turístico (DEFRIES et al., 2007).

Estudos recentes mostram que muitos parques localizados nos trópicos estão protegidos de desmatamentos dentro de seus limites. Naughton-Treves, Buck e Brandon (2005) revisaram vinte estudos sobre a taxa de desmatamento em áreas tropicais protegidas e constataram que nos parques estudados há redução do desmatamento, dentro das suas fronteiras. Bruner et al. (2001) concluíram, com base em entrevistas, que na maioria dos noventa e três parques tropicais estudados há exemplos de sucesso, principalmente, contra o desmatamento. Com dados mais robustos, Maiorano, Falcucci e Boitani (2008) demonstraram que em áreas protegidas, na Itália, também se observou diminuição no uso e melhoria na cobertura do solo.

Apesar dos significativos avanços, alguns autores alertam para o crescente isolamento dos parques, enquanto aumentam os desmatamentos até os limites de suas fronteiras (SANCHEZ-AZOFEIFA et al., 2003; DEFRIES et al., 2005; NAUGHTON-TREVES; BUCK; BRANDON, 2005). Áreas florestadas existentes no entorno dos limites administrativos das áreas protegidas são importantes para conservação das espécies, pois diminuem os efeitos da pressão humana (e.g. fogo, caça), além de fornecer, às espécies, acesso aos habitats críticos fora dos limites dos parques (DEFRIES et al., 2005). Deste modo, a conversão das florestas em agricultura ao redor dos limites das reservas pode reduzir a capacidade de conservação das

espécies animais destas áreas protegidas (HANSEN; ROTELLA, 2002; HANSEN; DEFRIES, 2007).

Joppa, Loarie e Pimm (2008) compararam a cobertura vegetal dentro e fora das áreas protegidas, na região da Amazônia e Mata Atlântica costeira e constataram que, na primeira, as reservas são mais extensas e possuem áreas maiores de floresta, como também seu entorno fora dos limites dos parques. Por outro lado, na região da Mata Atlântica costeira, há prevalência de pequenas áreas florestadas que abrigam as últimas florestas remanescentes nessas regiões. A cobertura vegetal fora dos limites é altamente fragmentada.

As UCs representam para a sociedade contemporânea redutos de proteção do patrimônio ambiental. Nelas é possível privilegiar o uso sustentável de recursos naturais concomitante à preservação de espécies, da paisagem e de seus atributos naturais. A importância das UCs aumenta na medida em que são utilizadas como espaços de recreação, lazer, educação e pesquisa, sempre vinculados à preservação. Ou seja, elas não precisam existir para mero cenário de contemplação da biodiversidade (SANSON, 2001).

O aumento do turismo no Brasil tem atraído turistas para as UCs nos últimos anos (LINDBERG; HAWKINS, 2002; KINKER, 2005). Muitos autores defendem que impactos negativos são inerentes ao uso recreacional nestas áreas. Mesmo os turistas mais alertas deixam marcas e perturbam o ecossistema sem que percebam (COLE, 1990; VICKERY, 1995; HAMMITT; COLE, 1998; LEUNG; MARION, 2000). Deste modo, para o manejo adequado das UCs deve-se conciliar a demanda do público e a prevenção de impactos indesejáveis na vida selvagem e em seu habitat (POMERANTZ et al., 1988; HAMMITT; COLE, 1998).

Para muitos conservacionistas, o simples aumento das áreas protegidas e a maior atenção a biodiversidade já é considerado grande sucesso. Porém, ainda discordam sobre o manejo adequado de parques e reservas e sobre quais os reais propósitos das áreas protegidas (NAUGHTON-TREVES; BUCK; BRANDON, 2005). O grande desafio é entender os impactos da recreação em detalhe suficiente para determinar quanto e quais tipos de mudança estão ocorrendo e quais são ou não aceitáveis (COLE; SCHREINER, 1981; LEUNG; MARION, 2000).

Os impactos causados pela atividade turística podem ter dimensões sócio-culturais, econômicas ou ambientais (MASON, 2008). Em relação aos impactos ambientais, sua natureza e severidade em áreas protegidas variam conforme o tipo de recreação e podem ser diretos ou indiretos, ou mesmo sinérgicos ou compensatórios (HAMMITT; COLE, 1998;

NEWSOME; DOWLING; MOORE, 2005). A tabela 1 resume alguns dos principais efeitos do uso recreacional em UCs:

Tabela 1 - Principais efeitos da recreação e turismo sobre os fatores bióticos e abióticos das áreas protegidas.

(continua)

Atividade	Componentes Ecológicos			
	SOLO	VEGETAÇÃO	VIDA SILVESTRE	ÁGUA
Trilhas (caminhadas, bicicletas)	Compactação do solo (diminui a permeabilidade) (NEWSOME; MOORE; DOWLING, 2002)	Redução de tamanho, área foliar, vigor e biomassa vegetal (LIDDLE, 1997)	Alteração do padrão de distribuição de algumas espécies (NEWSOME; DOWLING; MOORE, 2005)	
	Perda da cobertura orgânica (liteira) (CEBALLOS-LASCURAIN, 1996)	Pisoteio de plântulas e alteração na reprodução (COLE, 2002)	Perturbação ofensiva da vida silvestre (LIDDLE, 1997)	
	Erosão acelerada (NEWSOME; MOORE; DOWLING, 2002)	Mudança da composição de espécies (LIDDLE, 1997)	Alteração de habitat (LIDDLE, 1997)	
	Alteração das atividades microbianas (COLE, 2002)	Exposição de raízes e danos nos troncos das árvores (LIDDLE, 1997)		
		Disseminação de plantas daninhas e esporos fúngicos (BUCKLEY, 2009)		
Trilhas (construção e manutenção)	Aumento da compactação do solo e esterilidade (COLE, 2002)	Mudança da composição de espécies, com a limpeza de trilhas e mais claridade (COLE, 2002)	Alteração do padrão de distribuição de algumas espécies (NEWSOME; DOWLING; MOORE, 2005)	Mudanças na rede de drenagem (ruptura de cursos d'água) (COLE, 2002)
		Introdução de espécies exóticas (COLE, 2002)	Criação de novos micro-habitats (COLE, 2002)	
		Alargamento da via com perda de (NEWSOME; MOORE; DOWLING, 2002)		

Tabela 1 - Principais efeitos da recreação e turismo sobre os fatores bióticos e abióticos das áreas protegidas.

(continuação)

Atividade	Componentes Ecológicos			
	SOLO	VEGETAÇÃO	VIDA SILVESTRE	ÁGUA
Coleta e remoção de material vivo como <i>souvenir</i> (vegetal ou animal)		Redução da reprodução e crescimento (COLE, 2002)	Alteração de comportamento, principalmente espécies que usam os mesmos recursos (COLE, 2002)	
		Interrompimento da produção de alimento (COLE, 2002)	Redução no número de indivíduos e interrupção dos processos naturais (RYAN, 2003)	
Natação, mergulho, uso de barcos e outros transportes aquáticos	Alteração das margens (NEWSOME; MOORE; DOWLING, 2002)	Mudança da composição de espécies aquáticas e ripárias (NEWSOME; MOORE; DOWLING, 2002)	Degradação de recifes de corais (LIDDLE, 1997)	Alteração da qualidade da água (MASON, 2008)
		Eliminação de macrófitas da água por contato direto (BUCKLEY, 2009)	Destruição de habitats e recursos (e.g. ninhos e abrigos em praias e rochas) (NEWSOME; MOORE; DOWLING, 2002)	Turbulência da água e aumento da turbidez (NEWSOME; MOORE; DOWLING, 2002)
			Perturbação pelo barulho (LIDDLE, 1997)	Poluição (PIGRAM; JENKINS, 2006)
			Aumento da mortalidade de peixes e outros organismos (NEWSOME; MOORE; DOWLING, 2002)	Diminuição da concentração de oxigênio dissolvido na água (HAMMITT; COLE, 1998)

Tabela 1 - Principais efeitos da recreação e turismo sobre os fatores bióticos e abióticos das áreas protegidas.

(continuação)

Atividade	Componentes Ecológicos			
	SOLO	VEGETAÇÃO	VIDA SILVESTRE	ÁGUA
Uso de veículo automotor dentro e fora dos limites das reservas	Compactação e erosão (LIDDLE, 1997)	Redução na cobertura vegetal (LIDDLE, 1997)	Mortes por atropelamento (EDINGTON; EDINGTON, 1986)	
	Escoamento de sedimentos e nutrientes (NEWSOME; MOORE; DOWLING, 2002)	Disseminação de plantas daninhas e exóticas (pneus etc.) (PIGRAM; JENKINS, 2006)	Destruição de ninhos, buracos e abrigos (BUCKLEY, 2004)	
	Impermeabilização e redução da porosidade (LIDDLE, 1997)	Perigo de incêndio (PIGRAM; JENKINS, 2006)	Alteração das atividades normais, pelo barulho, impacto visual etc. (BUCKLEY, 2009)	
Deposição inadequada de resíduos sólidos e líquidos	Reservatório de resíduos sólidos (transmissão de doenças) (COLE, 2002)	Mudança da composição de espécies aquáticas (NEWSOME; MOORE; DOWLING, 2002)	Morte por transmissão de doenças (ORAMS, 2002)	Aumento da quantidade de bactérias patogênicas (NEWSOME; MOORE; DOWLING, 2002)
	Mudança na concentração de compostos químicos do solo (COLE, 2002)		Alteração da comunidade biótica aquática (branqueamento de corais, p. e.) (EDINGTON; EDINGTON, 1986)	Crescimento excessivo de algas (eutrofização) (EDINGTON; EDINGTON, 1986)
			Alteração das atividades normais, por habituação, agressão etc. (ORAMS, 2002)	Aumento de nutrientes e sólidos suspensos (COLE, 2002)
			Mudança da composição (atração de espécies oportunistas) (NEWSOME; DOWLING; MOORE, 2005)	Redução da saúde dos ecossistemas aquáticos (PIGRAM; JENKINS, 2006)

Tabela 1 - Principais efeitos da recreação e turismo sobre os fatores bióticos e abióticos das áreas protegidas.

(conclusão)

Atividade	Componentes Ecológicos			
	SOLO	VEGETAÇÃO	VIDA SILVESTRE	ÁGUA
Áreas de acampamentos	Perda da cobertura orgânica (littera) (NEWSOME; MOORE; DOWLING, 2002)	Aumento de perigo de incêndio (COLE, 2002)	Perda de habitat (NEWSOME; MOORE; DOWLING, 2002)	Poluição (BUCKLEY, 2009)
	Aumento da compactação do solo e diminuição da porosidade (COLE, 2002)	Exposição de raízes e danos nos troncos das árvores (COLE, 2002)	Alteração das atividades normais, pelo barulho, luminosidade etc. (NEWSOME; DOWLING; MOORE, 2005)	
	Mudança na concentração de compostos químicos do solo (COLE, 2002)	Mudança da composição de espécies (NEWSOME; MOORE; DOWLING, 2002)	Impacto de inseticidas em aves e outros animais da cadeia trófica (NEWSOME; MOORE; DOWLING, 2002)	

Fonte: elaborado pelo autor

A perspectiva sobre impacto, se bom ou ruim, importante ou insignificante depende dos valores humanos impostos a ele (MASON, 2008). As opiniões do turista, pesquisador e administrador geralmente diferem entre si. O pesquisador preocupa-se com os impactos que podem prejudicar a função do ecossistema e com suas implicações em escalas espaciais amplas. Por outro lado, o administrador tenta lidar com impactos em escala local, os quais são cobrados por isso. Seu interesse é disponibilizar oportunidades recreacionais, além de manter o parque com aparências naturais. O recreacionista dificilmente reconhece os impactos ecológicos, e se incomoda mais com a diminuição do uso de certas áreas ou com as características ‘não naturais’ do parque (COLE, 1990; HAMMITT; COLE, 1998).

Muitas classificações sobre o impacto de atividades turísticas nas populações silvestres já foram propostas (veja POMERANTZ et al., 1988; KNIGHT; COLE, 1995a; WHITTAKER; KNIGHT, 1998; REYNOLDS; BRAITHWAITE, 2001). A figura 2 mostra um exemplo geral dos principais impactos das interações recreação-vida silvestre.

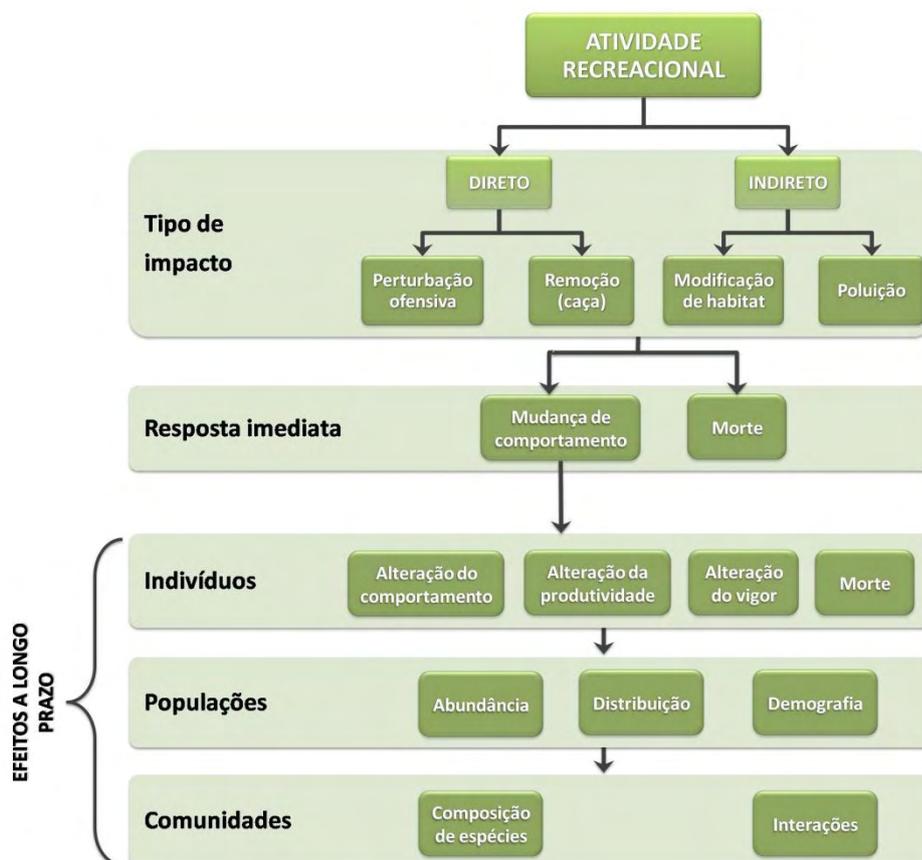


Figura 2 - Potenciais respostas da vida silvestre frente aos impactos das atividades turísticas em áreas protegidas (KNIGHT; COLE, 1995b).

Knight e Cole (1995a) reconhecem seis principais fatores relacionados às atividades recreacionais, que influenciam a vida silvestre: (1) tipo de atividade (cada atividade difere no uso de equipamentos, ocupação de habitat e interação homem-animal), (2) comportamento dos turistas (movimentos bruscos em direção ao animal tendem a espantá-lo, mesmo que seja apenas para fotografar ou observar; movimentos mais suaves e lentos têm menos influência), (3) frequência e magnitude (esses fatores podem afetar o movimento do animal, os hábitos de alimentação e a ocupação de habitat, mas poucos estudos relatam os níveis críticos dos impactos), (4) previsibilidade (os animais reagem de forma diferente e pouco clara quando os distúrbios são previsíveis e esperados), (5) período de atividade (as respostas do animal ao distúrbio dependem da época do ano, por exemplo, em época de acasalamento, podem abandonar ninhos e filhotes), (6) local (impactos diretos nas tocas, ninhos e sítios de alimentação e obtenção de água também influenciam a vida silvestre).

Os pesquisadores tendem a analisar, separadamente, as atividades turísticas de consumo (e.g. caça e pesca) e as sem consumo (e.g. observação e caminhadas)⁴ (KNIGHT; COLE, 1995b). As primeiras já foram mencionadas no início, portanto, serão abordadas as diferentes atividades sem consumo e os seus impactos sobre a fauna, bem como as respostas dos animais aos distúrbios.

Boyle e Samson (1985) revisaram 166 artigos que tratam do efeito do turismo sem consumo sobre a vida silvestre e concluíram que, de fato, muitas atividades recreacionais impactam os animais, seja por alteração de habitat, perturbação ou diretamente por morte (Figura 2). A maioria dos estudos de impactos documenta as respostas imediatas dos indivíduos, tais como mudanças fisiológicas e abandono de ninhos, mas poucos fazem referência, ou mesmo se aprofundam no estudo sobre as populações e as comunidades. Provavelmente isto se deva às dificuldades inerentes em se obter resultados dos efeitos mais prolongados destes impactos (KNIGHT; COLE, 1995b; COLE, 2002). Como exceção, um estudo recente investigou o efeito do turismo sem consumo nas comunidades de mamíferos carnívoros em 28 áreas protegidas no norte da Califórnia, nos Estados Unidos. Metade destas áreas era de acesso livre ao uso recreacional e a outra metade não permitiam nenhuma atividade recreacional. Os resultados indicaram que o turismo sem consumo nestas áreas possui impacto local sobre a distribuição e densidade de espécies de carnívoros nativos e, conseqüentemente, sobre a eficácia das áreas protegidas para a conservação da biodiversidade (REED; MERENLENDER, 2008).

Existem diversas respostas da vida silvestre às perturbações e elas podem variar intra e inter-espécies, com componentes inatos ou de aprendizado. Estes últimos se aplicam a habituação, atração ou ao ato de evitar tais distúrbios (KNIGHT; TEMPLE, 1995). No geral, a resposta dos animais frente às perturbações é evitar as áreas de presença humana. Mas muitas espécies também são atraídas ou mesmo ignoram a presença humana, pois existe variação relacionada ao estado do animal (WHITTAKER; KNIGHT, 1998; GILL; NORRIS; SUTHERLAND, 2001; BEALE; MONAGHAN, 2004a).

Estas respostas não são uniformes e devem ser consideradas como variáveis contínuas, pois mudam em diferentes contextos e magnitudes. Por exemplo, um animal não está simplesmente habituado ou não habituado à presença humana, mas possui um comportamento em diferentes graus de habituação (WHITTAKER; KNIGHT, 1998).

⁴ Atividades sem consumo são aquelas que oferecem experiência ao turista e as de consumo utilizam a vida silvestre como produtos ou mercadoria (WEAVER, 2001).

É intrínseco ao homem demonstrar fascínio pelos animais e, também, grande interesse em se aproximar e até tocá-los. É importante entender esta relação, pois ela guia nossas ações e nossos sentimentos sobre a vida silvestre, inclusive do ponto de vista de atração turística e seu conseqüente impacto (NEWSOME; DOWLING; MOORE, 2005). Há um grande potencial turístico na observação da fauna, em parques e reservas, principalmente aves e mamíferos de maior porte (ORAMS, 1996). No entanto, isto também afeta negativamente o comportamento destes animais e de diversas maneiras (ANDERSON, 1995).

Alguns comportamentos dos turistas, seja por aproximação, toque ou mesmo alimentação levam a repostas imediatas das espécies, tais como estado de alerta ou vigilância (NEWSOME; DOWLING; MOORE, 2005). Com a presença freqüente dos turistas, estas repostas podem tornar-se mais drásticas e aumentar excitamentos e stress crônico o que provoca, nestes animais, comportamentos evasivos. Quando os animais não são capazes de se deslocar para outras áreas, eles podem alterar o período de atividades a fim de evitar os turistas (BUCKLEY, 2004).

Gill, Norris e Sutherland (2001) alertam que, nem sempre, as mudanças comportamentais dos animais refletem as conseqüências da perturbação humana sobre a vida silvestre e esta medida de comportamento não parece ser apropriada como índice de impacto. Mesmo que os efeitos da perturbação não sejam perceptíveis pelo comportamento do animal, algumas respostas fisiológicas podem acontecer antes que as diferenças comportamentais sejam observadas (BEALE; MONAGHAN, 2004b).

Certamente a presença e as atividades humanas afetam o comportamento animal, mas isso não implica que estes distúrbios causem impactos negativos sobre os animais (BEALE, 2007). A resposta de um animal frente ao distúrbio, geralmente, é a mesma quando há risco de predação: o animal evita as áreas perturbadas por que há outros habitats adequados disponíveis para ele freqüentar (GILL; NORRIS; SUTHERLAND, 2001; BEALE; MONAGHAN, 2004b). Em termos de conservação das espécies, a perturbação humana sobre a vida silvestre é relevante quando afeta, de algum modo, a sobrevivência ou fecundidade e, conseqüentemente, causa declínio populacional (GILL; NORRIS; SUTHERLAND, 2001). Deste modo, é importante diferenciar os *efeitos* dos *impactos* da perturbação na vida silvestre, para que se possa traçar estratégias prioritárias de conservação, sem gastos desnecessários (BEALE, 2007).

Mudanças fisiológicas também são comuns em animais sob stress contínuo, em conseqüência da recreação e podem afetar o seu balanço energético. Assim, ele requer mais energia do que consegue assimilar e necessita utilizar as reservas corporais. Quando o animal

não é capaz de compensar este desequilíbrio, podem acontecer doenças, morte ou diminuição do sucesso reprodutivo (ANDERSON, 1995). Alguns ajustes fisiológicos descritos para pássaros e mamíferos como resposta de defesa ao distúrbio incluem incremento no batimento cardíaco e na temperatura corporal, entre outros (BUCKLEY, 2004). Muitas destas alterações interferem no aumento da chance de sobrevivência sob condições de atividades prolongadas e extenuantes, como luta ou fuga (GABRIELSEN; SMITH, 1995). Segundo os autores, aves e mamíferos possuem períodos críticos de tolerância (de acasalamento e pós-natal, respectivamente) e o contato, ou a presença humana, nestas épocas, necessitam de regulamentação para prevenir a redução do sucesso reprodutivo dos animais.

Como já mencionado, algumas espécies ou indivíduos podem ser atraídos, ou se habituarem à presença humana, dependendo do tempo de contato (NEWSOME; DOWLING; MOORE, 2005). Whittaker e Knight (1998) diferenciam atração de habituação, sendo que a primeira diz respeito ao movimento do animal em direção a um estímulo (alimento ou abrigo). A habituação, pelo contrário, é a diminuição da resposta a um estímulo repetido. Por exemplo, se um animal está habituado à presença de humanos, isto significa que ele passa a ignorar esse fato. Esta é, provavelmente, a causa pela qual algumas espécies são mais adaptadas às atividades humanas do que outras e é considerada uma habilidade de adaptação e sobrevivência (GABRIELSEN; SMITH, 1995). No entanto, a habituação às condições do turismo pode provocar, no animal, dificuldades para lidar com as condições naturais ou até stress (NEWSOME; DOWLING; MOORE, 2005).

No caso da atração, o animal geralmente associa a presença humana com a obtenção de alimento (NEWSOME; MOORE; DOWLING, 2002). A alimentação da fauna silvestre pelos turistas em áreas protegidas acabou por transformar-se numa forma de facilitar a observação e interação com os animais (NEWSOME; DOWLING; MOORE, 2005). O fornecimento de alimento pode ser intencional ou acidental. Este último caso acontece quando os animais buscam restos de comidas em áreas de acampamento e lixeiras, ou quando roubam diretamente dos turistas (SHACKLEY, 1996). Alguns impactos associados a alimentação deliberada dos animais por turistas incluem: dependência da comida fornecida, habituação, alteração dos padrões de comportamento, riscos de contrair doenças, morte, agressão intra e inter-espécie e aos turistas (ORAMS, 2002).

Determinadas espécies predadoras de grande porte podem, eventualmente, atacar humanos como presas. Contudo, a maioria dos casos de danos aos turistas é provocada por espécies herbívoras, que agem em defesa à aproximação (BUCKLEY, 2004). Muitos casos relatados de ataque aos turistas têm relação profunda com o ato de alimentar a fauna silvestre.

Em alguns casos, as pessoas são atacadas por que o animal detecta o alimento que lhe é negado (ORAMS, 2002). O autor aponta, por outro lado, que nem todos os impactos associados à alimentação intencional de animais, em reservas, são negativos. Há os incontestáveis benefícios econômicos, sociais e fisiológicos, além de alguns benefícios para a vida silvestre (e.g. há evidências de que a alimentação artificial ajuda, em situações específicas, na recuperação populacional de algumas espécies ameaçadas). O autor ressalta ainda que não são apenas os turistas responsáveis pela alimentação deliberada dos animais, já que cientistas e pesquisadores de fauna também utilizam alimento/isca como meio de obter dados sobre espécies elusivas.

O ponto chave dos impactos do turismo sobre a vida silvestre é a acessibilidade. As perturbações humanas, muitas vezes têm efeitos críticos e não-lineares sobre as espécies e os ecossistemas, dependendo dos meios convenientes de acesso físico (PERES; LAKE, 2003). O acesso aos habitats da vida silvestre, para fins turísticos, pode resultar em impactos negativos, impactos estes que variam com o modo de acesso. O acesso humano a pé, por exemplo, tem potencial para perturbar as atividades rotineiras dos animais, como forrageamento, cuidado parental, hibernação, etc. (NEWSOME; DOWLING; MOORE, 2005). Estes impactos sobre os animais agravam-se quando os acessos são motorizados, como veículos e barcos (HAMMITT; COLE, 1998).

Deste modo, para um manejo eficaz das UCs brasileiras e outras áreas naturais protegidas, deve-se considerar, em igual importância, a qualidade da experiência do visitante e os potenciais impactos ambientais. Estes dois fatores não se separam e ações que priorizam um afetam o outro, positiva ou negativamente e vice-versa (COLE, 2002). Daí a importância das pesquisas para se entender a complexidade do comportamento animal diante das atividades humanas e sobre os impactos humanos em UCs. Elas podem balizar estratégias de manejo que visem à coexistência ideal e às consequências aceitáveis dos impactos nestas áreas (WHITTAKER; KNIGHT, 1998).

2.2 USO DE GEOPROCESSAMENTO NO PLANEJAMENTO DA CONSERVAÇÃO E MANEJO DE ÁREAS PROTEGIDAS

O geoprocessamento é considerado um conjunto de técnicas que utilizam dados matemáticos e computacionais para o processamento da informação geográfica num contexto espacial. Os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) são as ferramentas computacionais utilizadas no geoprocessamento, que adquirem, armazenam, manipulam, analisam e exibem dados ambientais de forma organizada e integrada (BURROUGH, 1986; STAR; ESTES, 1990).

Neste processo, sinteticamente, o fluxo de dados geográficos passa por uma série de transformações até gerar a informação geográfica necessária à tomada de decisão (Figura 3). Este sistema inicia-se com medidas georreferenciadas do “mundo real” que se pretende analisar, em pontos, linhas, superfície ou polígono e elas são, então, incorporadas a um banco de dados digital. Os dados compilados são utilizados em análises e modelos para derivar novas informações geográficas, com o auxílio de programas e ferramentas SIG. Com base nos resultados obtidos, parte-se para tomada de decisões e intervenção no “mundo real”. Recomendam-se testes e validações dos modelos para compensar possíveis erros e vieses (DAVIS et al., 1991).

O uso do SIG torna-se crescente a partir da década de 80, com o advento de tecnologias computacionais, quando acontece o barateamento nos custos para a construção de bases de dados geográficos (BERNHARDSEN, 2002). Na área ambiental, as aplicações e os usos do SIG são diversos: análise de recursos naturais, planejamento e zoneamento de áreas para preservação, manejo de áreas costeiras, florestadas e cultivadas, entre outras. O SIG também é aplicado como ferramenta de suporte de decisões em atividades de manejo e implementação de políticas públicas (CHORLEY, 1988).

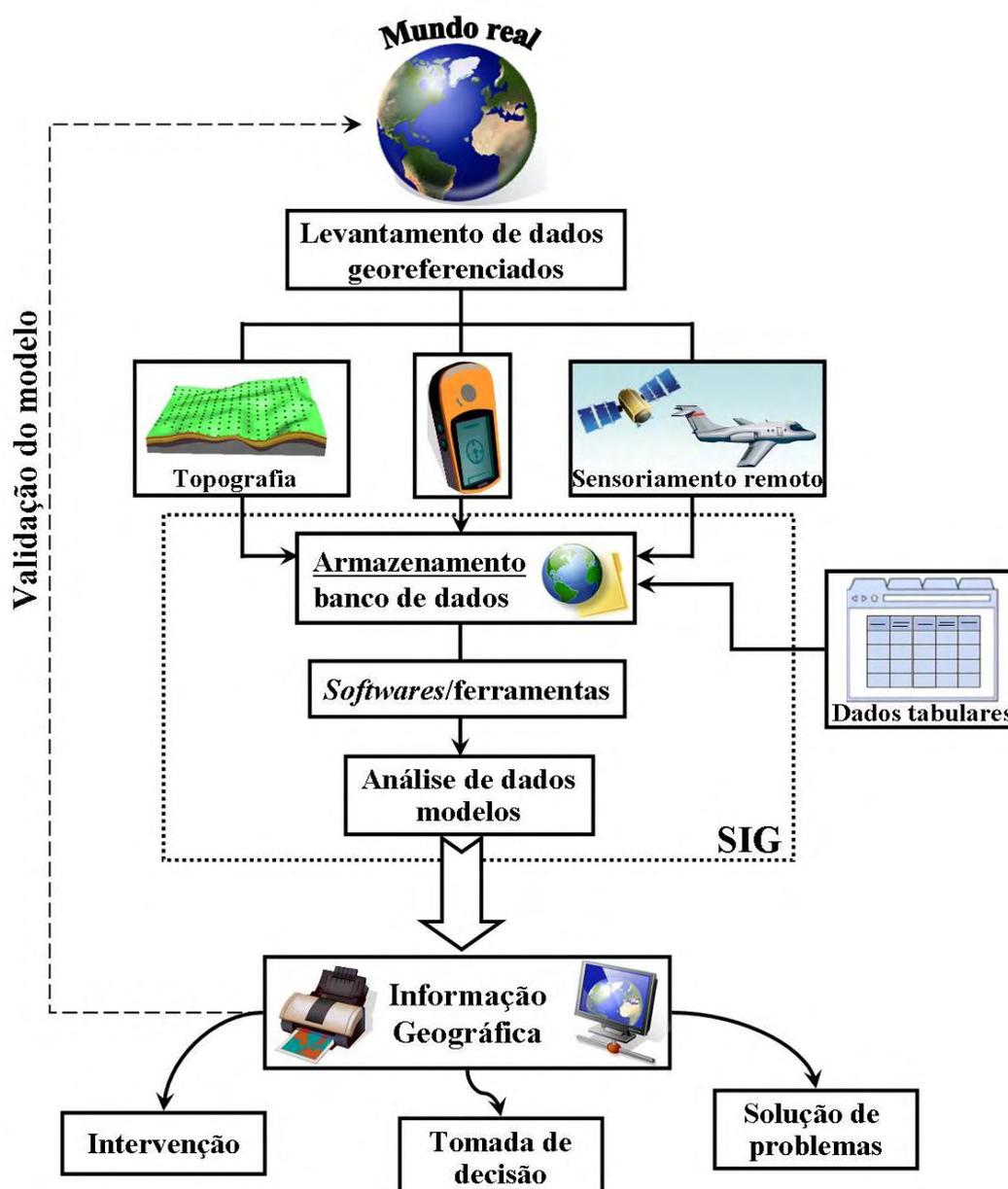


Figura 3 - Fluxo de dados no processo do Sistema de Informação Geográfica para tomada de decisões (adaptado de DAVIS et al., 1991).

No campo do planejamento da conservação o SIG também possui importante papel, criando e agregando informações sobre as atividades humanas (e.g. uso do solo) e o ambiente natural (e.g. distribuição de populações de animais), além de avaliar viabilidades de populações silvestres (ASPINALL, 1999). Para o manejo de áreas protegidas, a aplicação do SIG tornou-se uma ferramenta eficaz, quando complementada com programas de mapeamento, o que permite o cruzamento e a análise de informações territorialmente especializadas. Com a atualização periódica destes dados, há uma dinâmica contínua de monitoramento da área a ser protegida (COSTA; SILVA, 2004).

Neste contexto, os fundamentos da Conservação da Paisagem e do Manejo de Ecossistemas, aliados às técnicas de SIG, dão suporte para planejamentos da conservação de áreas alteradas pela ação humana. A Conservação da Paisagem lida com o manejo da vida silvestre e recursos cênicos em sistemas geográficos e ecológicos (componentes físicos e humanos) e é focado nos seguintes princípios (ASPINALL, 1999): (1) na biodiversidade e sustentabilidade, como conceitos adotados para guiar os esforços de conservação e manejo de uso do solo; (2) na integração dos conceitos espaciais e utilização da paisagem como objeto de análise; (3) no conhecimento dos processos ecológicos para planejar e manejar recursos específicos, em diferentes escalas.

O Manejo de Ecossistemas preocupa-se com os efeitos das mudanças naturais e induzidas pelo homem na estrutura e função do ecossistema, em escalas espaciais e temporais. A aplicação de ferramentas SIG nesta área envolve, segundo Cleland et al. (1994): (1) medidas de características estruturais do ecossistema em diferentes escalas (e.g. padrão de uso do solo, índices de área foliar); (2) medidas de funções do ecossistema (e.g. stress hídrico, evapotranspiração); (3) análise temporal do uso do solo, modelagem e monitoramento ambiental.

O planejamento da conservação combina o conhecimento da ecologia da paisagem com sua efetiva aplicação no campo (GUTZWILLER, 2002). Para isso, primeiramente, é necessário considerar escalas espaciais e temporais de acordo com o objetivo do plano de manejo (HOBBS, 1998). Gutzwiller (2002) e Franklin (1993) sugerem a implementação de projetos de conservação em escalas mais amplas, para abranger o maior número de espécies e tentar entender os processos ecológicos que podem ultrapassar limites jurisdicionais. Os autores consideram dois tipos de planejamentos da conservação com ampla escala: no primeiro enfatiza-se a representação da biodiversidade pelo sistema de Reservas e o outro foca na manutenção dos processos ecológicos e nas condições necessárias para a persistência da biodiversidade em longo-prazo (redução dos processos de ameaça). Além disso, é necessário coordenar ações conjuntas com os intervenientes (governo, gestores, etc.) na solução dos problemas, pois estes desempenham papel importante no processo de conservação (DUNNING, 2002).

A habilidade de planejar (e executar) projetos de conservação depende da disponibilidade de diversas informações. De acordo com Groves (2003), há certos passos básicos a seguir para conquistar um bom plano de manejo:

1. Identificar as metas de conservação, de acordo com as escalas adequadas e situação das espécies (endêmica, guarda-chuva⁵, ameaçada etc.);
2. Buscar por informações do meio biótico e abiótico, desde o tipo de solo até impactos humanos;
3. Buscar por dados digitais e variáveis físicas da região em questão (SIG) e sobrepor aos dados bióticos, para identificar insuficiências e possíveis análises de lacunas⁶;
4. Avaliar as áreas de conservação existentes na inclusão do plano de manejo (permanência, se esta área atingir objetivos de conservação da biodiversidade em longo prazo);
5. Definir as metas de conservação (quanto conservar e onde proteger);
6. Selecionar e projetar uma rede de áreas de conservação (definir áreas e corredores com proteções específicas);
7. Criar programas de monitoramento para as áreas a serem conservadas para garantir que as metas do plano de manejo sejam mantidas.

A implementação destas ações de conservação requer planejamento prático sempre com base científica, além de estratégias para investimentos. No entanto, o processo de planejamento não é linear como os passos descritos acima. Ele deve ser dinâmico e adaptativo, com mudanças fundamentadas para melhorias contínuas na conservação de espécies e de habitats (MARGULES; PRESSEY, 2000; GROVES et al., 2002).

O foco principal do planejamento da conservação é compreender os impactos das atividades humanas no ecossistema para preservar a biodiversidade e os habitats em longo prazo, além da manutenção dos processos biológicos (GUTZWILLER, 2002; LAMBECK; HOBBS, 2002; GROVES et al., 2002; GROVES, 2003). Deste modo, as conseqüências das atividades humanas na destruição dos ecossistemas são assuntos importantes, com efeitos diretos na conservação da biodiversidade (GILL; SUTHERLAND; WATKINSON, 1996; CUARON, 2000; BEALE; MONAGHAN, 2004b). Necessário considerar, como estratégia de manejo em áreas protegidas, o mapeamento das áreas de maior acesso humano e seu efeito potencial na vida selvagem.

⁵ Espécies guarda-chuva são aquelas que requerem grandes extensões de habitat para manter populações viáveis. Geralmente são utilizadas como espécies indicadoras no planejamento e monitoramento da conservação, pois conferem alguma proteção às espécies componentes do ecossistema em que ocorrem, com requisitos menos extensos (NOSS; O'CONNELL; MURPHY, 1997).

⁶ O conceito de análise de lacunas (*gap analysis*) na área de conservação foi introduzido por Scott et al. (1993) e utiliza dados biológicos das espécies, sensoriamento remoto e SIG para identificar as espécies e os ecossistemas que não estão adequadamente representados pelas áreas protegidas existentes. Alguns países como os Estados Unidos já possuem um programa específico sobre *gap analysis* com projetos para conservação de espécies. Mais detalhes em: <http://gapanalysis.nbii.gov>.

Uma maneira de analisar este impacto antrópico é estudar o gradiente da *acessibilidade* física humana (GILL; SUTHERLAND; WATKINSON, 1996; CARVER; EVANS; FRITZ, 2002; PERES; LAKE, 2003) em locais de intensa presença humana. Este impacto é medido pela distância do ponto mais próximo de acesso, levando em conta as dificuldades de acesso (e.g. barreiras e relevo).

Há muitas definições de acessibilidade na literatura, dependendo do objetivo do estudo (veja HARRIS, 1966; PIRIE, 1979; JONES, 1981; HANDY, 1994; KWAN et al., 2003). Em termos gerais, acessibilidade significa “capacidade de ser alcançado” (INGRAM, 1971) (do latim *accessibilitas*), que implica, portanto, numa forma de medir a proximidade entre dois pontos. No entanto, este termo é frequentemente confundido com mobilidade. Mobilidade é a habilidade de se mover de um ponto a outro, um potencial para movimento, sem o objetivo de aproximar-se de algo (HANSEN, 1959; HANDY, 1994). A acessibilidade depende de alguma mobilidade, já que as atividades acontecem num determinado espaço físico (EL-GENEIDY; LEVINSON, 2006). A acessibilidade pode estar relacionada à habilidade proporcionada por um sistema de transporte, por exemplo, para prover um método rápido e/ou de baixo custo para superar a distância entre os diferentes locais. O termo pode ainda ser definido como a capacidade intrínseca de um local (paisagem) em absorver a ação de algumas formas de fricção espacialmente operantes (e.g. distância) (INGRAM, 1971). Métodos para medir acessibilidade são bem desenvolvidos na área de serviço público (HARRIS, 1966; KOENING, 1980; JONES, 1981; HARRIS, 2001) e também na avaliação da mudança de uso/cobertura do solo (CHOMITZ; GRAY, 1996; ANGELSEN; KAIMOWITZ, 1999; PFAFF, 1999; MUNROE; SOUTHWORTH; TUCKER, 2002). Estes métodos são, no entanto, pouco utilizados diretamente no planejamento de conservação da vida selvagem.⁷

O modelo de acessibilidade leva em consideração a distância percorrida desde um ponto de origem, passando pelas áreas disponíveis para o deslocamento e pelo caminho de menor resistência/fricção (MICHALSKI; PERES, 2005; ROTHLEY; RAE, 2005; THEOBALD, 2006). A distância que separa o destino do ponto de origem afeta o grau de acessibilidade relativa entre os pontos e é chamada de distância-custo (INGRAM, 1971; THEOBALD, 2006). O termo custo é descrito aqui como esforço físico humano, sem valor monetário. O valor da distância-custo é influenciado por diversos fatores, como barreiras naturais (e.g. topografia) e antrópicas (e.g. construções), isolamento, presença de ruas e estradas ou disponibilidade de transporte aquático (PERES; LAKE, 2003). O efeito da

⁷ A maioria dos estudos é sobre conectividade entre fragmentos e dispersão de animais (e.g. RAY; LEHMANN; JOLY, 2002; ADRIAENSEN et al., 2003; PINTO; KEITT, 2009).

acessibilidade pode ser medido também em tempo-custo (*travel time*) (INGRAM, 1971; KOENING, 1980).

Valores baixos de acessibilidade representam baixo custo de esforços para se alcançar o destino (neste estudo, áreas de presença dos animais) e valores altos representam o alto custo de esforço para alcançar o destino (MICHALSKI; PERES, 2005).

O cálculo da acessibilidade baseada na distância-custo pode se valer das ferramentas SIG em programas específicos como *ArcGIS* e *Arcview* (ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE, 1996, 2006) e requerem duas entradas em formato *raster*: (1) um arquivo de resistência/fricção que indique o custo de movimento entre as células (e.g. mapa declividade) e (2) um arquivo do ponto de origem, a partir do qual é medido o custo de movimento cumulativo para cada célula de destino (Figura 4). Ou seja, cada célula adjacente contém a medida de custo da distância que acumulou de sua célula fonte mais próxima (ROTHLEY, 2009; THEOBALD, 2006).

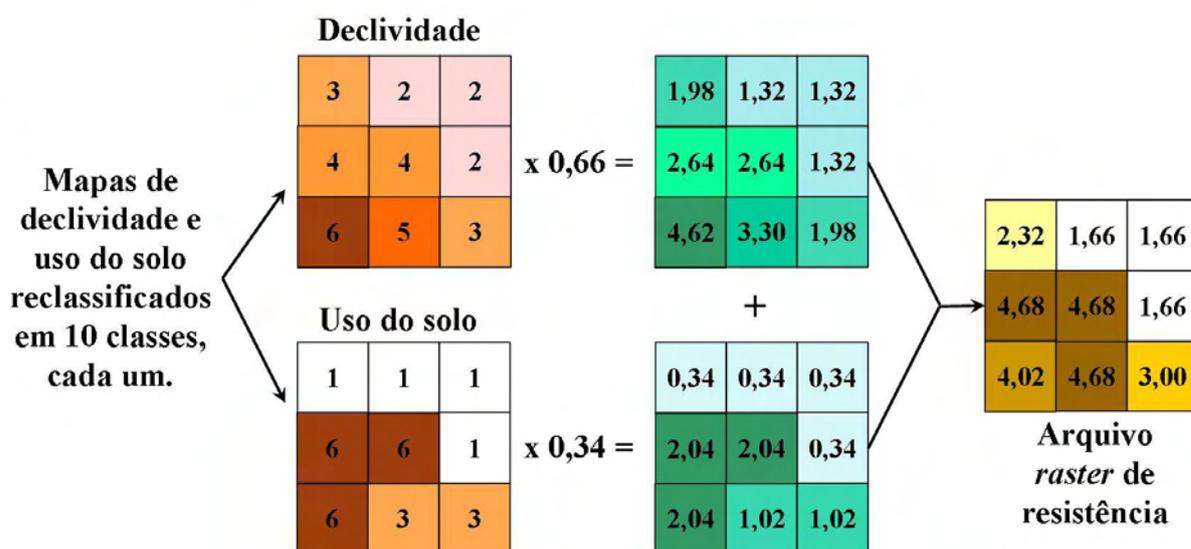


Figura 4 - Exemplo esquemático mostrando a criação do arquivo *raster* de resistência que é utilizado no modelo da distância-custo no programa *ArcGIS* 9.x (adaptado de ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE, 2006). Neste exemplo, os mapas de declividade e uso do solo foram considerados como fatores que influenciam o custo de movimento na paisagem. Como estes mapas estão em sistemas de unidades diferentes (tipo de uso do solo e percentagem de declividade), eles não podem ser comparados entre si e devem ser reclassificados em uma escala comum (neste exemplo, escala de 1 a 10). O próximo passo consiste em unir estes dois mapas de resistência em um só, mas é necessário ponderar a importância de cada um. No exemplo, consideramos que evitar terreno declivoso é mais importante que o tipo de uso do solo. Por este motivo multiplicamos pesos proporcionais a cada mapa. O arquivo final de resistência é a soma dos mapas de resistência ponderados.

O arquivo *raster* final da superfície de custo indica a distância efetiva de cada célula na paisagem até seu ponto de origem e vice-versa (Figura 5). A função do algoritmo da distância-custo utiliza o arquivo de resistência e calcula um valor para cada célula, que é o menor custo acumulado desta célula até a célula fonte mais próxima (célula de origem) (ROTHLEY, 2005; THEOBALD, 2006). Esta função calcula o custo de se mover do centro de uma célula a outra e utiliza a seguinte equação, baseada em Mitchell (1999) (Figura 5):

$$C_i = (\text{custo}_i * \text{resol}/2) + (\text{custo}_j * \text{resol}/2)$$

Onde:

C_i = valor da distância-custo da célula i do modelo de superfície de custo;

custo i = valor do custo (a partir do arquivo de resistência) da célula i de origem do movimento;

custo j = valor do custo (a partir do arquivo de resistência) da célula j de destino do movimento;

resol = tamanho da célula, resolução.

A unidade de medida do custo é expressa em metros, pés, etc. Se o movimento ocorrer na diagonal, a distância é um pouco mais longa e o custo é acrescido proporcionalmente, multiplicando-se o tamanho da célula por 1,4 (MITCHELL, 1999).

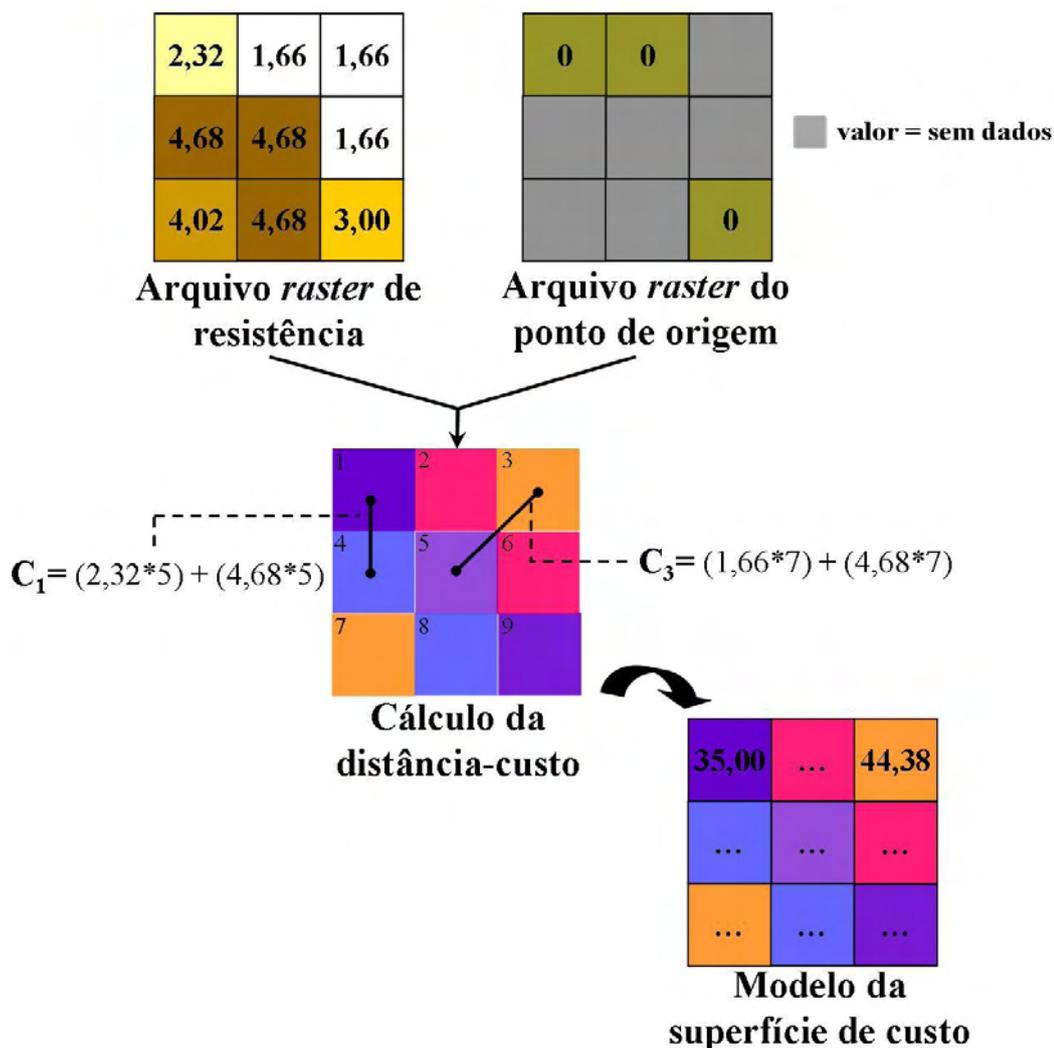


Figura 5 - Exemplo esquemático mostrando a criação do modelo final da superfície de custo no programa *ArcGIS* 9.x (adaptado de ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE, 2006). Esta função do algoritmo requer um arquivo de resistência e um dos pontos de origem do movimento. Este último pode conter zonas múltiplas, conectadas ou não. Todas as células deste arquivo com algum valor (inclusive zero) são processadas como células fonte e as outras devem ser designadas como sem valor. Neste exemplo, o tamanho da célula (resolução) considerado é 10 m.

A medida da acessibilidade física humana é fundamental nas estratégias de conservação. Segundo Vickery (1995), o crescente interesse por recreação ao ar livre e o conseqüente aumento de visitas em áreas protegidas, nos últimos anos, podem causar consideráveis degradações e perturbações ambientais. O autor recomenda que a permissão para o acesso a estes locais só deve acontecer com planejamento cuidadoso.

No Brasil, uma ferramenta utilizada em manejos de áreas protegidas e que considera o fator da acessibilidade é o zoneamento ambiental, inserido nos Planos de Manejo das Unidades de Conservação. Como consta na Lei nº 9.985/00, o plano de manejo é um

documento técnico do processo de planejamento das Unidades de Conservação (UCs)⁸, no qual se estabelece, dentre outros fundamentos, o seu zoneamento. O zoneamento ambiental é uma forma de delimitar geograficamente áreas ou zonas específicas das reservas de acordo com a intensidade da atividade humana visando, assim, à proteção ou a utilização racional dos seus recursos (CLARK, 1974). Para Henrique (2000), o zoneamento ambiental no Brasil é falho, pois ao invés da implementação antecipada, como forma de planejamento de uso e ocupação das áreas, estas ações acontecem como forma de mitigar os impactos já causados, após a constatação do problema.

Atualmente, com o aumento do turismo no Brasil, há grande afluência de pessoas para as UCs, no entanto, estes parques e reservas não estão preparados para atender uma demanda que deveria conciliar recreação e planos de conservação (LINDBERG; HAWKINS, 2002; KINKER, 2005).

Em UCs de ambiente insular, a situação é mais crítica. Grande parte das ilhas da costa brasileira está sob proteção legal atualmente. Apesar disto, a conservação destes ambientes não logra eficácia com base nos instrumentos legais. Os planos de manejo das UCs brasileiras seguem o modelo americano de gestão, com experiência em parques continentais. Por isso, na maioria dos casos, os planos de manejo de parques insulares não consideram suas particularidades e nem sua dinâmica biogeográfica como aspecto relevante (FURLAN, 1997). Este é o caso do Parque Estadual da Ilha Anchieta (PEIA), cujo plano de manejo data de 1989, sem que houvesse, até hoje, nenhuma revisão. Além disso, Furlan (1996) aponta falhas graves no plano de manejo do PEIA: (1) dados socioambientais fragmentados e não articulados; (2) mau uso do conceito de capacidade suporte humano (que deve levar em conta a dinâmica e a limitação do meio juntamente, com usos socioambientais justos e não apenas informações sobre o número de pessoas por área de lazer, como acontece no caso do PEIA); (3) ausência de análises dos efeitos antrópicos e (4) adoção de critério de zoneamento equivocado (considera ambientes inteiros passíveis de uso, sem avaliar a conservação de importantes ecossistemas. Além disso, não existem zonas primitivas⁹, como mencionado no plano de manejo, existem sim, padrões de sucessão ainda em processo de caracterização).

⁸ Definida pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) como “espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção”, instituída pela Lei n.º 9.985 de 18/07/2000 e regulamentado pelo Decreto n.º 4.340 de 22/08/2002.

⁹ Zona primitiva inclui as áreas onde tenha ocorrido pequena ou mínima intervenção humana, com espécies da flora e da fauna ou fenômenos naturais de grande valor científico (SÃO PAULO, 1986).

O zoneamento adotado em áreas protegidas pode ser permanente ou estacional/temporal (EAGLES; McCOOL; HAYNES, 2002). Este último é mais útil em habitats costeiros, pois prevê a restrição de acesso a determinados locais, com o objetivo de preservar sítios de nidificação e acasalamento de pássaros e mamíferos, respectivamente, em certas épocas do ano (VICKERY, 1995). No caso dos parques estaduais de São Paulo a elaboração do plano de manejo deve especificar, em seu zoneamento, total ou parcialmente, as seguintes zonas: 1) Zona Intangível, 2) Zona Primitiva, 3) Zona de Uso Extensivo, 4) Zona de Uso Intensivo, 5) Zona Histórico-Cultural, 6) Zona de Recuperação e 7) Zona de Uso Especial (SÃO PAULO, 1986).

De acordo com Eagles, McCool e Haynes (2002), há vários benefícios com a aplicação do zoneamento ambiental em áreas protegidas: (1) este processo auxilia os gestores, visitantes e as comunidades locais a entender quais e onde os valores do parque estão localizados, (2) com o estabelecimento de padrões de impactos humanos aceitáveis é possível controlar a disseminação de impactos indesejáveis, (3) o zoneamento fornece melhor conhecimento sobre a natureza e a distribuição de diferentes atividades de turismo e recreação dentro e no entorno das áreas naturais protegidas.

No que concerne ao zoneamento, os objetivos conservacionistas podem atingir melhores resultados se o uso recreacional for concentrado em certas áreas da reserva, ou do parque em questão. O fornecimento de facilidades como mesas e duchas, pode encorajar a permanência dos turistas nestas áreas e, assim, reduzir a pressão nas áreas mais sensíveis (VICKERY, 1995). Esta prática de liberar o acesso humano a certas áreas da reserva e restringir o uso de alguns locais mais sensíveis pode ser fundamental para conservar espécies raras e endêmicas da região.

Fenell (2003) considera o zoneamento ambiental de áreas protegidas uma ferramenta chave no planejamento e manejo destas áreas. Para isso, o zoneamento deve considerar todas as atividades que ocorrem nos limites dos parques, como uso/cobertura do solo, recreação e turismo.

Atualmente, o uso do geoprocessamento configura-se como ferramenta eficaz no planejamento da conservação de áreas naturais protegidas, pois o sinergismo das tecnologias de SIG e sensoriamento remoto facilitam o acesso e a integração de muitos tipos de dados e permitem sua rápida atualização. Como visto, a acessibilidade pode determinar o grau e a intensidade do impacto humano nas áreas protegidas. É um fator importante, como destacado, e que deve ser considerado nos planos de manejo das UCs, como estratégia de conservação.

2.3 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE ESPÉCIES E NICHO ECOLÓGICO

A distribuição espacial pode ser definida como a ocorrência e o arranjo espacial em uma área ocupada pela população ou espécie (THOMPSON; WHITE; GOWAN, 1998). Soberón (2007) vai além e define a distribuição, num espaço geográfico, como conjuntos de células de grade (*grid cells*) no qual, indivíduos ou populações são, potencial ou realmente, detectados. A distribuição varia no tempo e no espaço e é determinada pela localização geográfica e pelas mudanças sazonais dos padrões de movimento (JI; JESKE, 2000; MORRISON; MARCOT; MANNAN, 2006). Com base no exposto, ela pode ser subdividida em extensão total e extensão em época reprodutiva, com possibilidade de mapeamento em diferentes escalas (CAUGHLEY; SINCLAIR, 1994). Segundo os autores, o chamado limite da distribuição ocorre quando, em média, um indivíduo não contribui para a próxima geração¹⁰ e, portanto, altera as características daquela população.

O ambiente em que vivem muitas espécies ou populações possui rede de interações complexa entre fatores bióticos e abióticos, que influenciam sua distribuição e abundância (COX; MOORE, 1993). Deste modo, o padrão de distribuição das espécies pode ser limitado pelos seguintes fatores (CAUGHLEY; SINCLAIR, 1994; KREBS, 2001; SOBERÓN, 2007):

1. Fatores físicos e ambientais: decorrentes da variação de temperatura, presença ou não de luminosidade adequada, umidade, disponibilidade de água e alimentos, etc.;
2. Características ecológicas: resultantes de interações intra e/ou interespecíficas, como: predação, competição, parasitismo e de comportamentos (reprodução, seleção de habitat, etc.);
3. Padrão espacial da paisagem: decorrentes da característica do habitat, tais como: forma, tamanho, conectividade, permeabilidade da matriz, etc.;
4. Eventos históricos: resultantes dos padrões de dispersão¹¹, migração, extinção, especiação, etc.

Krebs (2001) menciona que toda espécie possui localização geográfica limitada (pelos fatores mencionados acima) e uma forma de identificar sua ocupação potencial é pela técnica de transplante. Basicamente, ocorre a transferência de indivíduos de determinada espécie para uma área desocupada. Neste experimento procura-se avaliar se houve sobrevivência e o tamanho do sucesso reprodutivo no novo ambiente. Ainda, de acordo com o autor, o sucesso

¹⁰ Essa contribuição é definida pelo termo *fitness* ou aptidão, i. e., a chance de sobrevivência e reprodução do indivíduo, deixando descendentes (CAUGHLEY; SINCLAIR, 1994).

¹¹ O termo 'dispersão', em inglês, possui duas definições distintas: *dispersal*, que é o movimento do animal do seu local de nascimento até onde ele se reproduz; e *dispersion*, que é a distribuição espacial do animal no espaço e no tempo (CAUGHLEY; SINCLAIR, 1994).

no transplante indica que a localização potencial da espécie é maior do que a real. Se não houve sucesso no experimento, segue-se com a busca por novos fatores limitantes na distribuição da espécie, como mostra a figura 6.

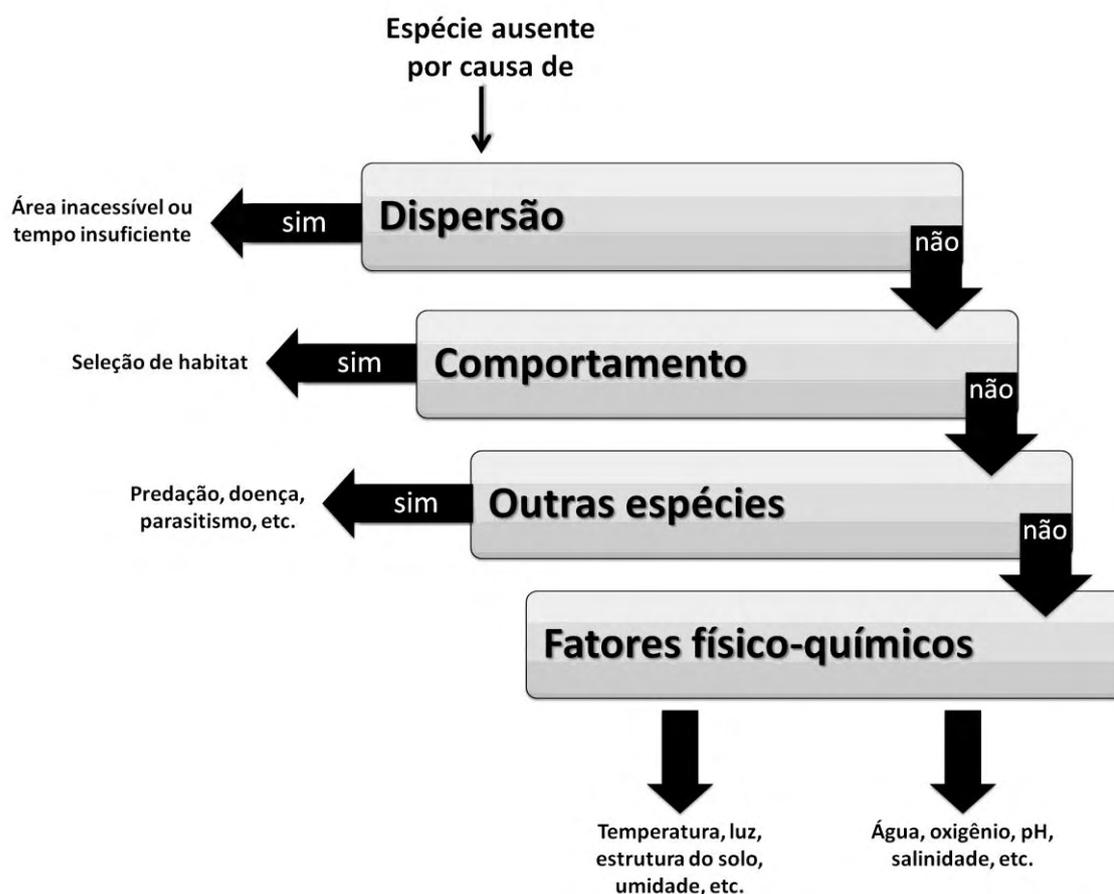


Figura 6 - Sequência de fatores considerada na análise da distribuição de espécies (KREBS, 2001).

A biogeografia sustenta que cada espécie possui uma amplitude geográfica única e apóia-se em informações sobre os locais de ocorrência de indivíduos, a distribuição local ou regional de espécies ou populações e os seus requerimentos ambientais (BROWN; LOMOLINO, 2006; BUERMANN et al., 2008). Deste modo, a biogeografia tenta responder questões como: ‘por que os organismos de uma determinada espécie estão presentes em alguns locais e ausentes em outros?’ (KREBS, 2001), ou ainda ‘quais fatores limitam a distribuição geográfica das espécies?’ (THOMPSON; WHITE; GOWAN, 1998).

As características da paisagem (e.g. declividade, barreiras naturais) exercem forte influência sobre a estrutura espacial e dinâmica das populações (RITCHIE, 1997). O movimento dos animais entre paisagens é um processo comum e necessário, pois permite que os organismos estabeleçam seus territórios e áreas de vida e garante recursos, como alimento

e abrigo. Este movimento depende dos atributos espaciais da paisagem nos quais estão inseridos e, muitas espécies são sensíveis aos padrões de arranjo dos ecossistemas (FORMAN, 1995). Características como a densidade, o tamanho, o grau de agregação e a conectividade dos habitats tendem a controlar as taxas de colonização e o risco de extinção (RITCHIE, 1997). Estas informações são relevantes quando o objetivo é a conservação da diversidade, na tentativa de manter os processos naturais de distribuição e dispersão, assegurando a diversidade genética e a conectividade das interações ecológicas (GUTZWILLER, 2002).

As informações sobre os recursos necessários à sobrevivência dos animais também são fatores importantes para entender seu padrão de distribuição. Os processos que determinam a disponibilidade e distribuição destes recursos essenciais operam com base em uma escala. Ela pode ser: 1) global (e.g. variação latitudinal e sazonal), 2) meso-escala (e.g. fatores climáticos e de elevação que controlam as condições de precipitação e radiação), 3) topo-escala (e.g. atributos do terreno, como por exemplo, declividade, que influenciam as fontes de água e energia da paisagem), 4) micro-escala (e.g. influência do dossel da floresta sobre as condições do sub-bosque) e 5) nano-escala (e.g. solo e os processos de ciclagem de nutrientes por microorganismos) (MACKEY; LINDENMAYER, 2001).

Assume-se, geralmente, que distribuição e qualidade de habitat influenciam a dinâmica das populações locais (MORRISON; MARCOT; MANNAN, 2006). Devido às influências do uso/cobertura do solo, às mudanças sucessionais da vegetação e aos padrões de perturbação, a distribuição e qualidade do habitat de muitas espécies não são estáticas e nem uniformes no espaço e no tempo (FELIX et al., 2007). O homem passou, portanto, a apresentar papel determinante no padrão de distribuição de espécies.

As áreas protegidas são consideradas importantes refúgios de habitat natural para muitas espécies e, mesmo assim, sofrem com a ação humana (TERBORGH; VAN SCHAIK, 2002). É essencial, portanto, entender como as atividades humanas afetam a vida silvestre nestes locais. Uma maneira de analisar este impacto antrópico é estudar o efeito da *acessibilidade* física humana (GILL; SUTHERLAND; WATKINSON, 1996; CARVER; EVANS; FRITZ, 2002; PERES; LAKE, 2003) sobre a distribuição de populações de vertebrados. Este impacto é medido pela distância do ponto mais próximo de acesso, levando em conta as dificuldades de acesso (e.g. barreiras e relevo).

A distância que separa o destino do ponto de origem é chamada de distância-custo¹² (INGRAM, 1971). Como a heterogeneidade da matriz influencia o movimento na paisagem (THEOBALD, 2006), o valor da distância-custo é influenciado por diversos fatores, como: barreiras naturais (e.g. topografia, isolamento) e antrópicas (e.g. construções), isolamento, presença de ruas e estradas ou disponibilidade de transporte aquático (PERES; LAKE, 2003). À distância-custo denomina-se, também, distância efetiva, como mencionada no último parágrafo, pois fornece uma medida mais realista de movimentação. Considera a resistência da paisagem, em detrimento de uma medida em linha reta (distância Euclidiana), como pode ser observado na figura 7 (VERBURG; OVERMARS; WITTE, 2004; THEOBALD, 2006).

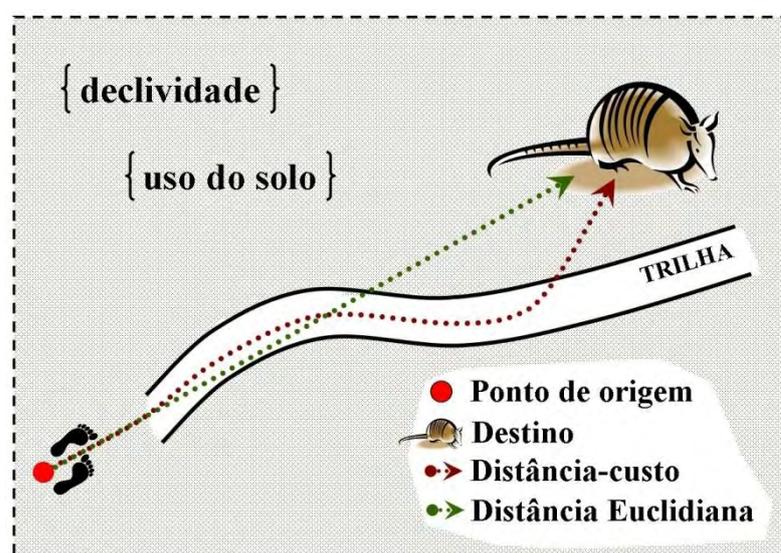


Figura 7 - Diferença entre distância Euclidiana e distância efetiva, esta última leva em consideração dificuldades do terreno (e.g. declividade) e facilidades de acesso (e.g. trilhas). (Fonte: elaborado pelo autor).

O conhecimento da distribuição espacial das espécies e da dinâmica de populações na paisagem são pré-requisitos importantes para esforços de conservação, tanto em larga escala (prioridades globais), quanto em escalas locais e regionais (prioridades nacionais) (BEGON; HARPER; TOWNSEND, 2006). A importância relativa das medidas de escala (se fina, intermediária ou larga) sobre a distribuição dos organismos varia de acordo com a espécie, em razão das diferenças de requerimentos de habitat, traços biológicos e habilidade de perceber estímulos em diferentes escalas (GUTZWILLER, 2002).

Em consequência dos distúrbios causados pelo homem e da variabilidade demográfica, as populações silvestres estão propensas a eventos de extinção (FAHRIG; MERRIAM, 1994).

¹² O termo custo está relacionado ao esforço físico humano, sem valor monetário.

Fahrig e Grez (1996) comentam que a probabilidade de extinção depende da estrutura espacial da população e as atividades humanas tendem a alterar esta probabilidade, além de modificar as interações das espécies. Por isso, e, também, para que os planos de conservação sejam ecologicamente fundamentados, é importante considerar componentes espaciais sobre as condições que permitem a sobrevivência das espécies (FELIX et al., 2007).

A distribuição das espécies pode ser vista como um reflexo espacial de seu nicho: as espécies ocorrem onde as condições ambientais são favoráveis e onde um ou mais recursos essenciais estão presentes (PULLIAM, 2000; BROWN; LOMOLINO, 2006). O termo **nicho ecológico** tem sido alvo de discussão desde sua primeira citação, em 1917, pelo naturalista Joseph Grinnell (GRINNELL, 1917), que o descreveu como uma subdivisão de habitat, para designar o lugar ocupado por uma única espécie, limitada por fatores funcionais e estruturais (VANDERMEER, 1972). Uma década mais tarde, Charles Elton publicou em seu clássico livro *Animal Ecology* a definição de nicho ecológico como o ‘papel’ das espécies na comunidade e sua posição trófica correspondente (ELTON, 1927), opondo-se a visão geográfica utilizada por Grinnell (SOBERÓN, 2007). A partir disso, o nicho passou a ser usado para descrever ‘como’, ao invés de ‘onde’ um organismo vive.

Estes conceitos foram, posteriormente, incorporados por George E. Hutchinson, em 1957, na sua redefinição de nicho ecológico (HUTCHINSON, 1957). Com um conceito rigoroso e quantitativo, ele reuniu elementos funcionais e de espaço geográfico para compor sua definição. Assim, para Hutchinson, o nicho ecológico passa a ser um hipervolume multidimensional no espaço, com n eixos, sendo que, cada um possui variáveis ambientais que permitem a espécie existir e se reproduzir (WHITTAKER, 1973). Este é o chamado **nicho fundamental** da espécie, determinado pela ausência de competição e de outras interações bióticas e representa o uso potencial dos recursos disponíveis no ambiente (KREBS, 2001).

No entanto, no mundo real, o nicho é limitado pela presença de outras espécies. A fim de diferenciar estes conceitos, o termo **nicho realizado** foi definido por Hutchinson como a porção do nicho fundamental onde as espécies são competitivamente dominantes, i.e. quando utilizam os recursos necessários na presença de competição e outras interações bióticas (PULLIAM, 2000).

Krebs (2001) afirma que esta definição de nicho fundamental traz alguns problemas práticos, assumidos por Hutchinson e uma forma de superar estas dificuldades é examinar o nicho realizado em somente uma, ou duas dimensões:

1. A determinação completa do nicho fica defasada ao se admitir um número infinito de dimensões;
2. O modelo de hipervolume considera um único instante no tempo e muitas interações bióticas são dinâmicas;
3. A ordenação linear das variáveis ambientais fica impraticável quando se considera as dimensões bióticas do nicho.

O nicho realizado é comumente menor do que o nicho fundamental e uma espécie pode se restringir a algumas porções de seu nicho fundamental, em razão da competição com outros animais (SCHOENER, 1994). Este é o princípio da exclusão competitiva, hipótese apresentada por George F. Gause, em 1934. Gause baseou-se nos conceitos de Elton sobre nicho e nos modelos matemáticos de Lotka-Volterra para demonstrar que, sob condições constantes, duas espécies que utilizam um mesmo recurso limitante não podem coexistir num sistema não-diversificado. Um dos competidores se sobrepõe e o outro, inevitavelmente, será extinto (HUTCHINSON, 1957). Segundo o autor, ambientes mais heterogêneos e diversificados beneficiam a coexistência de duas espécies, pois alguns aspectos do sistema favorecem determinada espécie e outros favorecem espécie diferente.

Estudos atuais relacionados a modelos de exclusão competitiva mostram a necessidade de rever os conceitos das teorias clássicas apresentadas acima (LEVINE; HILLERISLAMBERS, 2009). A Teoria Neutra¹³ e os modelos de balanço competição-colonização¹⁴ surgiram recentemente como explicações potenciais sobre a dinâmica e a estrutura das comunidades ecológicas (TILMAN, 2004). A Teoria Neutra desafia os conceitos de Hutchinson-Gause e considera que os indivíduos, em uma comunidade, são ecologicamente e troficamente semelhantes. Eles competem pelos mesmos recursos no ambiente, ou seja, não há diferenças consistentes dos nichos (LEVINE; HILLERISLAMBERS, 2009). Outro modo de coexistência e compartilhamento de nicho pode ser explicado pelo modelo de balanço competição-colonização. Esta teoria, basicamente, assume que espécies consideradas boas colonizadoras, (e.g. com alta taxa de dispersão) podem ser más competidoras e vice-versa. As espécies que são boas colonizadoras são chamadas de generalistas e as espécies que são boas competidoras são as especialistas (CALCAGNO et al., 2006).

¹³ *Neutral Theory* (HUBBELL, 2001).

¹⁴ *Competition-colonization trade-off* (TILMAN, 2004).

Certamente, cada espécie não está adaptada a todas as outras com as quais coexiste. Por outro lado, um organismo pode se envolver com poucas espécies, em forte competição, predação, ou interação mutualística, que têm influência importante em sua abundância e distribuição. Interações entre três ou mais espécies podem ser relativamente comuns: muitas espécies compartilham um recurso limitante comum e o efeito coletivo desta competição pode influenciar substancialmente quantas e quais espécies podem coexistir (BROWN; LOMOLINO, 2006).

Os padrões espaciais de diversidade das espécies são de grande importância para focar e aperfeiçoar as estratégias de conservação da biodiversidade (PLOTKIN; MULLER-LANDAU, 2002). Levine e HilleRisLambers (2009) estudaram a relação entre nicho e diversidade biológica e concluíram que as diferenças dos nichos favorecem, fortemente, a estabilidade e a coexistência das espécies na comunidade. Deste modo, a diversidade de espécies é mantida pela diferença dos nichos, estabilizando as interações de competidores distintos.

Em ambiente insular, a distribuição das espécies é distinta, quando comparada com regiões continentais, principalmente em razão da área pequena e do isolamento geográfico (MacARTHUR; WILSON, 1967) (Figura 8). A distribuição da fauna também difere quanto ao tipo de ilha. As chamadas ilhas *continentais* são, ou já foram, conectadas em algum momento da era geológica ao continente por bancos submersos. A sua fauna é uma sub-amostra da fauna continental, com baixo índice de endemismo e considerável variedade de espécies. As *ilhas oceânicas*, ao contrário, são aquelas originadas de tal forma que nunca estiveram ligadas ao continente ou a qualquer grande massa de terra. Geralmente estas ilhas são mais afastadas dos continentes, e por isso, a imigração de indivíduos tende a ser mais lenta do que o processo evolutivo. A fauna nestas ilhas se caracteriza por altas taxas de endemismo, quando comparada com a do continente, além de baixa diversidade de espécies de níveis taxonômicos maiores (ALCOVER; SANS; PALMER, 1998; WALLACE, 1998).

A fragilidade das espécies em ilhas é bem documentada em registros históricos de extinções de plantas e animais, principalmente resultantes de espécies introduzidas (inclusive humanos), que devastaram as biotas insulares nativas (LOMOLINO, 2010).

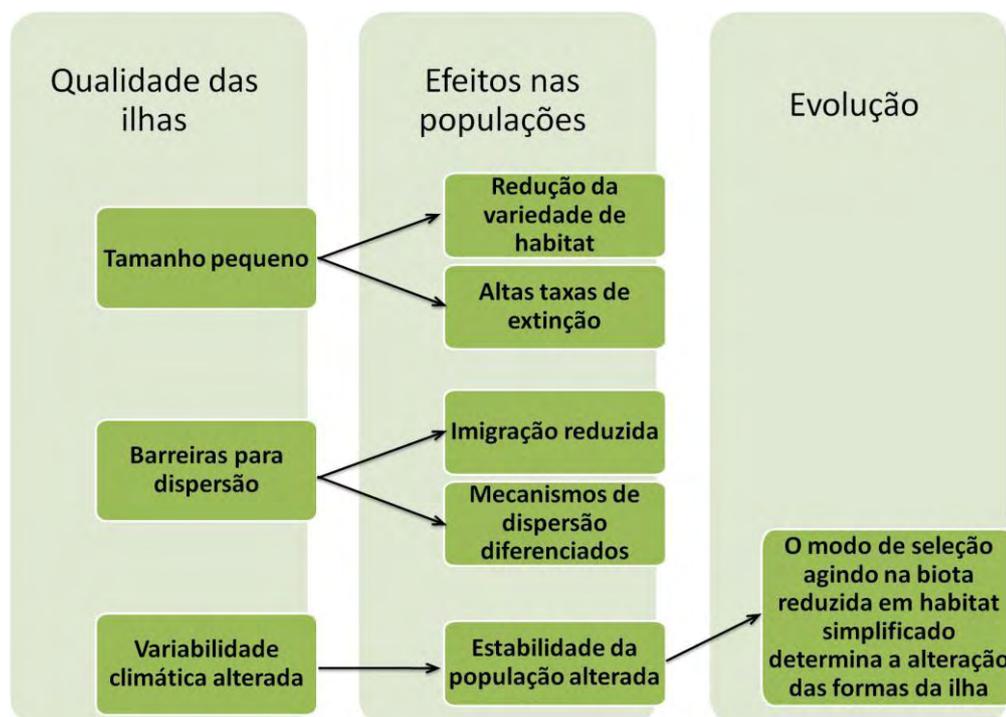


Figura 8 - Síntese da relação entre as características de ambientes insulares e seus efeitos na biota (adaptado de MacARTHUR; WILSON, 1967).

As ilhas variam, entre outras características, quanto ao seu isolamento e sua área. Além disso, as espécies de animais também diferem quanto à suas habilidades de imigração e sobrevivência em ilhas. Todos estes fatores são importantes no que diz respeito ao padrão da estrutura das comunidades insulares (LOMOLINO 1986, 2000b). As comunidades insulares tendem a ser pobres em espécies, em comparação com as comunidades dos continentes, muito em vista de seu isolamento e tamanho reduzido, contendo assim, diversidade limitada de habitat e recursos (WILLIAMSON, 1981; BROWN; LOMOLINO, 2006).

Os processos ecológicos mais importantes que contribuem para a estrutura e abundância das comunidades em ilhas são: dispersão, imigração/colonização e extinção. Muitos organismos são capazes de se dispersar partindo da terra ou de águas interiores (sozinhos ou não) para o mar, mas poucos conseguem colonizar uma ilha (SPELLERBERG; SAWYER, 1999). As habilidades dos organismos em imigrar e manter populações em ilhas são influenciados por uma combinação de características das espécies e do sistema, tais como: 1) acesso (o oceano é uma barreira efetiva na distribuição de animais terrestres); 2) diversidade de habitat (ilhas muito pequenas são incapazes de manter corpos d'água, o que conseqüentemente restringe a variedade de vida vegetal e animal); 3) isolamento (o sucesso depende da distância entre a ilha e a fonte de colonizadores); 4) sobrevivência em ilhas (imigrantes encontram dificuldades de adaptação quando entram numa ilha, tais como

distúrbios e barreiras naturais/antrópicos e interações interespecíficas) (COX; MOORE, 1993; LOMOLINO, 2000a).

Selmi e Boulinier (2001) atentam para importância de se considerar a escala espacial em estudos ecológicos em ilhas. Os padrões em larga escala, por exemplo, podem revelar processos básicos como colonização proveniente de locais próximos e também extinções locais. Dependendo do foco de estudo e da porção geográfica estudada, as inferências sobre os fatores limitantes da distribuição da mesma espécie podem diferir (LOMOLINO, 2000b).

O número de espécies que persistem numa dada ilha é limitado, mesmo que o ambiente seja favorável para a ocorrência de outras espécies. Quando este número é atingido, uma espécie pode ser excluída por competidores, ou ainda, o tamanho de sua população pode diminuir pelo desequilíbrio entre taxas de extinção e imigração (MacARTHUR; WILSON, 1967). Muitos padrões de estrutura de comunidades insulares resultam de variações não-aleatórias na taxa de imigração e extinção, ou seja, populações insulares têm maior probabilidade de ocorrer em ilhas onde eles imigram mais frequentemente do que são extintos. Além dos fatores extinção-imigração, a distribuição de espécies em ilhas também é fortemente influenciada por interações interespecíficas (LOMOLINO, 2000b). O autor menciona que uma espécie ecologicamente dominante tende a excluir outra espécie quando suas distribuições insulares fundamentais (ou potenciais) se sobrepõem, exceto em ilhas muito grandes, onde a segunda espécie pode encontrar refúgio ecológico. Esta espécie também é capaz de encontrar refúgio em ilhas onde não há a presença da espécie dominante, o que geralmente ocorre em ilhas pequenas (quando a espécie dominante possui alta necessidade de recursos) ou em ilhas mais isoladas (quando a espécie dominante não é boa imigrante).

Em ilhas remotas e já devastadas, alguns habitantes tendem a apresentar sobreposição de nichos e de área de vida, ou a aumentar a extensão do seu território. Além disso, podem se tornar 'super-generalistas', elevando a capacidade simbiótica de se adaptar e interagir com mais indivíduos. Do mesmo modo, as interações ecológicas interespecíficas nestas ilhas são reduzidas, com competição mais intensa entre indivíduos da mesma espécie (STAMPS; BUECHNER, 1985; LOMOLINO, 2010).

As ilhas mostram que as variações na habilidade de dispersão, na heterogeneidade ambiental, e nos processos com as mais variadas escalas temporais, têm se envolvido na formação dos ecossistemas vistos hoje. Além disso, estudos sobre ecossistemas insulares podem ser muito úteis para se entender a estrutura e o funcionamento de outros ecossistemas (WILLIAMSON, 1981). Muitos dos padrões marcantes na biogeografia insular dizem respeito, não somente sobre como e quantas, mas também sobre quais espécies habitam

determinada ilha. Esta última questão é especialmente problemática para a conservação da biodiversidade em ilhas. As espécies mais ameaçadas são as peculiares, as espécies que mal conseguem persistir por causa de sua necessidade de recursos relativamente alta, limitada capacidade de dispersão e alta sensibilidade à perturbação humana (LOMOLINO, 2000a).

REFERÊNCIAS

- ADAMS, W.M. et al. Biodiversity conservation and the eradication of poverty. **Science**, Washington, v. 306, p. 1146-1149, 2004.
- ADRIAENSEN, F. et al. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 64, p. 233-247, 2003.
- AGNEW, D.J. et al. Estimating the worldwide extent of illegal fishing. **PLoS ONE**, v. 4, n. 2, 2009. Disponível em: <<http://www.plosone.org/article/info:doi/10.1371/journal.pone.0004570>>. Acesso em: 10 dez. 2009.
- AGOSTINHO, A.A.; JULIO, H.F. Jr. Peixes de outras águas: ameaça ecológica. **Ciência Hoje**, São Paulo, v. 21, n.124, p. 36-44, 1996.
- AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; PELICICE, F.M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. Maringá: EDUEM, 2007. 500 p.
- ALCOVER, J.A.; SANS, A.; PALMER, M. The extent of extinctions of mammals on islands. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 25, pp. 913-918, 1998.
- ANDERSON, S.H. Recreational disturbance and wildlife populations. In: KNIGHT, R.L.; GUTZWILLER, K.J. (Ed.). **Wildlife and recreationists: coexistence through management and research**. Washington: Island Press, 1995. p. 157-168.
- ÂNGELO, S. **Ilhas do litoral paulista**. São Paulo: SMA; Secretaria da Cultura. 1989. 52 p.
- ANGELSEN, A.; KAIMOWITZ, D. Rethinking the causes of deforestation: lessons from economic models. **The World Bank Research Observer**, Washington, v. 14, p. 73-98, 1999.
- ARNOLD, J.E.M.; PÉREZ, M.R. The role of non-timber forest products in conservation and development. In: WOLLENBERG, E.; INGLES, A. (Ed.). **Incomes from the forest: methods for the development and conservation of forest products for local communities**. Bogor: Centre for International Forestry Research (CIFOR), 1998.
- _____. Can non-timber forest products match tropical forest conservation and development objectives? **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 39, p. 437-447, 2001.
- ASPINALL, R.J. GIS and landscape conservation. In: LONGLEY, P.A.; GOODCHILD, M.F.; MAGUIRE, D.J.; RHIND, D.W. (Ed.). **Geographical Information Systems: principles and technical issues**. New York: John Wiley, 1999. p. 967-980.
- AUSTER, P.J.; LANGTON, R.W. The effects of fishing on fish habitat. In: BENAKA, L.R. (Ed.). **Fish habitat: essential fish habitat and rehabilitation. Proceedings...** Bethesda: American Fisheries Society Symposium, n. 22, 1999. p. 150-187.
- BEALE, C.; MONAGHAN, P. Behavioural responses to human disturbance: a matter of choice? **Animal Behaviour**, London, v. 68. p.1065-1069, 2004a.

_____. Human disturbance: people as predation-free predators? **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 41, p.335-343, 2004b.

BEALE, C. The behavioral ecology of disturbance responses. **International Journal of Comparative Psychology**, Los Angeles, v. 20, p. 111-120, 2007.

BEGON, M.; HARPER, J.L.; TOWNSEND, C.R. **Ecology**: from individuals to ecosystems. 4th. ed. Malden: Blackwell Publishing, 2006. 738 p.

BERNHARDTSEN, T. **Geographic information systems**: an introduction. 3rd. ed. New York: John Wiley & Sons, 2002. 428 p.

BOYLE, S.A.; SAMSON, F.B. Effects of nonconsumptive recreation on wildlife: a review. **Wildlife Society Bulletin**, Bethesda, v. 13, n. 2, p. 110-116, 1985.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente [MMA]. **Brazilian protected areas 2004/2007**. Brasília: Secretaria de Biodiversidade e Florestas; MMA, 2008.

BROWN, J.H.; LOMOLINO, M.V. **Biogeografia**. 2. ed. Ribeirão Preto: FUNPEC, 2006. 692 p.

BRUNER, A.G. et al. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. **Science**, Washington, v. 291, p. 125-128, 2001.

BUCKLEY, R.C. Environmental impacts of motorized off-highway vehicles. In: _____. **Environmental Impacts of Ecotourism**. Oxford: CABI, 2004. p. 83-97.

_____. **Ecotourism**: principles and practices. Oxford: CABI International, 2009. 368 p.

BUERMANN, W. et al. Predicting species distributions across the Amazonian and Andean regions using remote sensing data. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 35, p. 1160-1176, 2008.

BURGER, J. Landscapes, tourism, and conservation. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 249, p. 39-49, 2000.

BURROUGH, P.A. **Principles of Geographic Information Systems for Land Resource Assessment**. Oxford: Clarendon, 1986. 193 p.

CALCAGNO, V. et al. Coexistence in a metacommunity: the competition–colonization trade-off is not dead. **Ecology Letters**, Oxford, v. 9, p. 897-907, 2006.

CARVER, S.; EVANS, A.; FRITZ, S. Wilderness Attribute Mapping in the United Kingdom. **International Journal of Wilderness**, Syracuse, v. 8, p. 24-29, 2002.

CAUGHLEY, G.; SINCLAIR, A.R.E. **Wildlife ecology and management**. Boston: Blackwell Scientific, 1994. 334 p.

CEBALLOS-LASCURAIN, H. **Tourism, ecotourism and protected areas**: the state of nature-based tourism around the world and guidelines for its development. Gland: IUCN, 1996. 301 p.

CHOMITZ, K.M.; GRAY, D.A. Roads, land use, and deforestation: a spatial model applied to Belize. **The World Bank Economic Review**, Washington, v. 10, p. 487-512, 1996.

CHORLEY, R. Some reflections on the handling of geographical information. **International Journal of Geographical Information Systems**, London, v. 2, p. 3-9, 1988.

CLARK, J.R. **Coastal ecosystem**: ecological considerations for the management of the coastal zone. Washington: Conservation Foundation, 1974. 178 p.

CLELAND, D.T. et al. Resource management perspective: remote sensing and GIS support for defining, mapping and managing forest ecosystem. In: SAMPLE, V.A. (Ed.). **Remote sensing and GIS in ecosystem management**. Washington: Island Press, 1994. p. 243-264.

COLCHESTER, M. Self-determination or environmental determinism for indigenous peoples in tropical forest conservation. **Conservation Biology**, Boston, v. 14, p. 1365-1367, 2000.

COLE, D.N.; SCHREINER, E.G.S. **Impacts of backcountry recreation**: site management and rehabilitation - an annotated bibliography. General Technical Report INT-121. Ogden: USDA Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, 1981. 58 p.

COLE, D.N. Ecological impacts of wilderness recreation and their management. 2nd. ed. In: HENDEE, J.C.; STANKEY, G.; LUCAS, R. (Ed.). **Wilderness management**. Washington: USDA Forest Service, 1990. p. 425-466.

_____. Ecological impacts of wilderness recreation and their management. 3rd. ed. In: HENDEE, J.C.; DAWSON, C.P. (Ed.). **Wilderness management**: stewardship and protection of resources and values. Golden: Fulcrum Publishing, 2002. p. 413-459.

COLE, D.N.; LANDRES, P.B. Threats to wilderness ecosystems: impacts and research needs. **Ecological Applications**, Tempe, v. 6, p. 168-184, 1996.

COSTA, N.M.C.; SILVA, J.X. Geoprocessamento aplicado à criação de planos de manejo: o caso do parque estadual da pedra branca – RJ. In: SILVA, J.X.; ZAIDAN, R.T. (Ed.) **Geoprocessamento & Análise ambiental**: aplicações. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2004. p. 67-112.

COX, C.B.; MOORE, P.D. **Biogeography**: an ecological and evolutionary approach. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1993. 326 p.

CUARON A.D. A global perspective on habitat disturbance and tropical rainforest mammals. **Conservation Biology**, Boston, v. 14, n. 6, p. 1574-1579, 2000.

DAVIS, F.W. et al. Research needs in processing and analysis of remote sensing and GIS data. In: DAVIS, F.; ESTES, J.E.; STAR, J. (Ed.). **Initiative 12: Integration of remote sensing and geographic information systems**. Technical Paper 91-16. Santa Barbara: University of California, 1991. p. 72-87.

DEFRIES, R. et al. Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. **Ecological Applications**, Tempe, v. 15, p. 19-26, 2005.

DEFRIES, R. et al. Land use change around protected areas: management to balance human needs and ecological function. **Ecological Applications**, Tempe, v. 17, n. 4, p. 1031-1038, 2007.

DIRZO, R.; MIRANDA, A. Contemporary Neotropical defaunation and forest structure, function and diversity—a sequel to John Terborgh. **Conservation Biology**, Boston, v. 4, n. 4, p. 444-447, 1990.

_____. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation. In: PRICE, P.W.; LEWINSOHN, T.M.; FERNANDES, G.W.; BENSON, W.W. (Ed.). **Plant–animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions**. New York: John Wiley and Sons, 1991. p. 273-287.

DUNNING, J.B. Jr. Landscape ecology in highly managed regions: the benefits of collaboration between management and researchers. In: LIU, J.; TAYLOR, W.W. (Ed.). **Integrating landscape ecology into natural resource management**. Cambridge: Cambridge University Press, 2002. p. 334-345.

EAGLES, P.F.J.; McCOOL, S.F.; HAYNES, C.D.A. **Sustainable tourism in protected areas: guidelines for planning and management**. Gland; Cambridge: IUCN, 2002. 183 p.

EDINGTON, J.M.; EDINGTON, M.A. **Ecology, recreation and tourism**. Cambridge: Cambridge University Press, 1986. 200p.

ELTON, C. **Animal Ecology**. London: Sedgwick and Jackson, 1927. 207 p.

FAHRIG, L.; MERRIAM, G. Conservation of fragmented populations. **Conservation Biology**, Boston, v. 8, p. 50-59, 1994.

FAHRIG, L.; GREZ, E.A.A. Population spatial structure: human-caused landscape changes and species survival. **Revista Chilena de Historia Natural**, Santiago de Chile, v. 69, p. 5-13, 1996.

FREIRE, K.M.F. **Fishing impacts on marine ecosystems off Brazil, with emphasis on the northeastern region**. 254 f. Thesis (PhD of Resource Management and Environmental Studies) - University of British Columbia, Vancouver, 2005.

EL-GENEIDY, A.M.; LEVINSON, D.M. Mapping accessibility over time. **Journal of Maps**, United Kingdom, p. 76-87, 2006.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE [ESRI]. **Using ArcView GIS**. New York: ESRI Press, 1996.

_____. Redlands: ESRI, 2006. **GIS and Mapping Software**. Disponível em: <<http://esri.com>>. Acesso em: 11 mar. 2008.

FELIX, A.B. et al. Applying landscape-scale habitat-potential models to understand deer spatial structure and movement patterns. **Journal of Wildlife Management**, Bethesda, v. 71, n. 3, p. 804-810, 2007.

FENNELL, D.A. **Ecotourism: an introduction**. 2nd. ed. London; New York: Routledge. 2003. 236 p.

FORMAN, R.T.T. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. 632 p.

FRANKLIN, J.E. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? **Ecological Applications**, Tempe, v. 3, p. 202-205, 1993.

FURLAN, S.A. Unidade de Conservação insular: considerações sobre a dinâmica insular, planos de manejo e turismo ambiental. In: LEMOS, A.I.G. (Org.). **Turismo: impactos socioambientais**. São Paulo: Hucitec, 1996. p. 114-136.

_____. As ilhas do litoral paulista: turismo e áreas protegidas. In: DIEGUES, A.C. (Ed.). **Ilhas e sociedades insulares**. São Paulo: NUPAUB, 1997. p. 37-66.

GABRIELSEN, G.W.; SMITH, E.N. Physiological responses of wildlife to disturbance. In: KNIGHT, R.L.; GUTZWILLER, K.J. (Ed.). **Wildlife and recreationists: coexistence through management and research**. Washington: Island Press, 1995. p. 95-107.

GAVIN, M.C.; SOLOMON, J.N.; BLANK, S.G. Measuring and monitoring illegal use of natural resources. **Conservation Biology**, Boston, v. 24, p. 89-100, 2009.

GILL, J.A.; SUTHERLAND, W.J.; WATKINSON, A.R. A method to quantify the effects of human disturbance on animal populations. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 33, n. 4, p. 786-792, 1996.

GILL, J.A.; NORRIS, K.; SUTHERLAND, W.J. Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. **Biological Conservation**, Essex, v. 97, p. 265-268, 2001.

GODOY, R.A.; BAWA, K.S. The economic value and sustainable harvest of plants and animals from the tropical forest: assumptions, hypotheses and methods. **Economic Botany**, New York, v. 47, p. 215-219, 1993.

GRINNELL, J. The niche-relationships of the California Thrasher. **Auk**, Lawrence, v. 34, p. 427-433, 1917.

GROVES, C.R. et al. Planning for biodiversity conservation: putting conservation science into practice. **BioScience**, Washington, v. 52, n. 6, p. 499-512, 2002.

GROVES, C. **Drafting a conservation blueprint: a practitioner's guide to planning for biodiversity**. Washington: Island Press, 2003. 480 p.

GUILLAUMON, J.R. et al. **Plano de manejo do Parque Estadual da Ilha Anchieta**. São Paulo: Instituto Florestal, 1989. 130 p. (Série Registros).

GUTZWILLER K.J. **Applying landscape ecology in biological conservation**. New York: Springer-Verlag. 2002. 518 p.

HAMMITT, W.E.; COLE, D.N. **Wildland recreation: ecology and management**. New York: John Wiley and Sons, 1998. 361 p.

HANDY, S. Highway blues: nothing a little accessibility can't cure. Berkeley: University of California Transportation Center. **Access**, Berkeley, v. 5, p. 3-7, 1994.

HANSEN, W. How accessibility shapes land use. **Journal of the American Institute of Planners**, Cambridge, v. 25, n. 2, p. 73-76, 1959.

HANSEN, A.J.; ROTELLA, J.J. Biophysical factors, land use, and species viability in and around nature reserves. **Conservation Biology**, Boston, v. 16, p. 1-12, 2002.

HANSEN, A.J.; DEFRIES, R. Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands. **Ecological Applications**, Tempe, v. 17, p. 974-988, 2007.

HARRIS, B. **Notes on accessibility**. Philadelphia: University of Pennsylvania, 1966. 13 p.

_____. Accessibility: concepts and applications. **Journal of Transportation and Statistics**, v. 4, n. 2. 2001. Disponível em:
<http://www.bts.gov/publications/journal_of_transportation_and_statistics/volume_04_number_23/paper_02/index.html>. Acesso em: 27 jul. 2009.

HENRIQUE, W. **Zoneamento ambiental: uma abordagem geomorfológica**. 133 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2000.

HOBBS, R.J. Managing ecological systems and processes. In: Peterson, D.L.; Parker, V.T. (Ed.). **Ecological Scale: Theory and Applications**. New York: Columbia University Press, 1998. p. 459-484.

HUBBELL, S.P. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 2001. 375 p.

HUTCHINSON, G.E. Concluding remarks. In: Cold Spring Harbor Symposium on Quantitative Biology, v. 22, 1957, New Haven, Yale University. **Population studies: animal ecology and demography**, 1957. p. 415-427.

IBAMA; WWF-BRASIL. **Efetividade de gestão das unidades de conservação do Brasil: implantação do método Rappam – Avaliação Rápida e Priorização da Gestão de Unidades de Conservação**. Brasília: IBAMA; WWF-Brasil, 2007. 96 p.

INGRAM, D.R. The concept of accessibility: a search for an operational form. **Regional Studies**, v. 5, n. 2, p. 101-107, 1971.

JENNINGS, S.; BLANCHARD, J.L. Fish abundance with no fishing: predictions based on macro-ecological theory. **Journal of Animal Ecology**, Oxford, v. 73, p. 632-642, 2004.

JI, W.; JESKE, C. Spatial modeling of the geographic distribution of wildlife populations: a case study in the lower Mississippi River region. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 132, p. 95-104, 2000.

JONES, S.R. **Accessibility measures**: a literature review. Transport and Road Research Laboratory. Crowthorne: TRRL Laboratory Report 967, 1981.

JOPPA, L.N.; LOARIE, S.R.; PIMM, S.L. On the protection of 'protected areas'. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 105, p. 6673-6678, 2008.

KERR, J.T.; CURRIE, D.J. Effects of human activity on global extinction risk. **Conservation Biology**, Boston, v. 9, p. 1528-1538, 1995.

KINKER, S. **Ecoturismo e conservação da natureza em parques nacionais**. 2. ed. Campinas: Papirus, 2005. 224 p.

KNIGHT, R.L.; COLE, D.N. Factors that influence wildlife responses to recreationists. In: KNIGHT, R.L.; GUTZWILLER, K.J. (Ed.). **Wildlife and recreationists**: coexistence through management and research. Washington: Island Press, 1995a. p. 71-79.

_____. Wildlife responses to recreationists. In: KNIGHT, R.L.; GUTZWILLER, K.J. (Ed.). **Wildlife and recreationists**: coexistence through management and research. Washington: Island Press, 1995b. p. 51-69.

KNIGHT, R.L.; TEMPLE, S.A. Origin of wildlife responses to recreationists. In: KNIGHT, R.L.; GUTZWILLER, K.J. (Ed.). **Wildlife and recreationists**: coexistence through management and research. Washington: Island Press, 1995. p. 81-92.

KOENING, J.G. Indicators of urban accessibility: theory and application. **Transportation**, Amsterdam, v. 9, n. 2, p. 145-172, 1980.

KRAMER, R.; VAN SCHAİK, C.; JOHNSON, J. (Ed.). **Last stand: protected areas and the defense of tropical biodiversity**. Oxford: Oxford University Press, 1997. 242 p.

KREBS, C.J. **Ecology**: the experimental analysis of distribution and abundance. 5th. ed. San Francisco: Benjamin Cummings, 2001. 695 p.

KWAN, M.P. et al. Recent advances in accessibility research: representation, methodology and applications. **Journal of Geographical Systems**, New York, v. 5, p. 129-38, 2003.

LAMBECK, R.J.; HOBBS, R.J. Landscape and regional planning for conservation: issues and practicalities. In: GUTZWILLER, K.J. (Ed.). **Applying landscape ecology in biological conservation**. New York: Springer-Verlag, 2002. p. 360-380.

LEUNG, Y.F.; MARION, J.L. Recreation impacts and management in wilderness: a state-of-knowledge review. In: COLE, D. N.; McCOOL, S.F.; BORRIE, W.T.; O'LOUGHLIN, J.

(Ed.). **Wilderness science in a time of change**. Proceedings RMRS-P-15. Ogden: USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, v. 5, 2000. p. 23-48.

LEVINE, J.M.; HILLERISLAMBERS, J. The importance of niches for the maintenance of species diversity. **Nature**, London, v. 461, n. 10, p. 254-257, 2009.

LIDDLE, M.J. **Recreation ecology: the ecological impact of outdoor recreation and ecotourism**. London: Chapman and Hall, 1997. 664 p.

LINDBERG, K.; HAWKINS, D.E. (Ed.). **Ecoturismo: um guia para planejamento e gestão**. 4. ed. São Paulo: SENAC, 2002. 290 p.

LOMOLINO, M.V. Mammalian community structure on islands: the importance of immigration, extinction, and interactive effects. **Biological Journal of the Linnean Society**, London, v. 28, p. 1-21, 1986.

_____. A call for a new paradigm of island biogeography. **Global Ecology & Biogeography**, Oxford, v. 9, p. 1-6, 2000a.

_____. A species-based theory of insular zoogeography. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 9, p. 39-58, 2000b.

_____. Four Darwinian themes on the origin, evolution and preservation of island life. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 37, p. 985-994, 2010.

MacARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967. 203 p.

MACHADO, P.A.L. **Direito ambiental brasileiro**. 13. ed. São Paulo: Malheiros, 2005. 1092 p.

MACK, R.N. et al. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. **Ecological Applications**, Tempe, v. 10, p. 689-710, 2000.

MACKEY, B.G.; LINDENMAYER, D.B. Towards a hierarchical framework for modelling the spatial distribution of animals. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 28, p. 1147-1166, 2001.

MAIORANO, L.; FALCUCCI, A.; BOITANI, L. Size-dependent resistance of protected areas to land-use change. **Proceedings of the Royal Society B, Biological Sciences**, London, v. 275, p. 1297-1304, 2008.

MARGULES, C.R.; PRESSEY, R.L. Systematic conservation planning. **Nature**, London, v. 405, p. 243-253, 2000.

MASON, P. **Tourism impacts, planning, and management**. 2nd. ed. Oxford: Elsevier, 2008. 289 p.

MITCHELL, A. **The ESRI guide to GIS analysis: geographical patterns and relationships**. Redlands: ESRI Press, 1999.

MICHALSKI, F.; PERES, C.A. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of Southern Amazonia. **Biological Conservation**, Essex, v. 124, p. 383-396, 2005.

MORAES, A.C.R. **Contribuições para a gestão da zona costeira do Brasil**: elementos para uma geografia do litoral brasileiro. São Paulo: Hucitec; Edusp, 1999.

MORRISON, M.L.; MARCOT, B.G.; MANNAN, R.W. **Wildlife-habitat relationships: concepts and applications**. Washington: Island Press, 2006. 493 p.

MUNROE, D.K.; SOUTHWORTH, J.; TUCKER, C.M. The dynamics of land-cover change in western Honduras: exploring spatial and temporal complexity. **Agricultural Economics**, Amsterdam, v. 27, p. 355-369, 2002.

NAUGHTON-TREVES, L.; BUCK, H.M.; BRANDON, K. The role of protected areas in conserving biodiversity and sustaining local livelihoods. **Annual Review of Environment and Resources**, Palo Alto, v. 30, p. 219-252, 2005.

NEWSOME, D.; MOORE, S.A.; DOWLING, R.K. **Natural area tourism: ecology, impacts and management**. Clevedon: Channel View Publications, 2002. 340 p.

NEWSOME, D.; DOWLING, R.K.; MOORE, S.A. **Wildlife Tourism**. Clevedon: Channel View Publications, 2005. 299 p.

NOSS, R.F.; O'CONNELL, M.A.; MURPHY, D.D. **The Science of conservation planning**. Washington: Island Press, 1997.

ORAMS, M.B. A conceptual model of tourist-wildlife interaction: the case for education as a management strategy. **Australian Geographer**, North Ryde, v. 27, p. 39-51, 1996.

_____. Feeding wildlife as a tourism attraction: a review of issues and impacts. **Tourism Management**, Guildford, v. 23, p. 281-293, 2002.

PERES, C.A.; LAKE, I.R. Extent of nontimber resource extraction in tropical forests: accessibility to game vertebrates by hunters in the Amazon Basin. **Conservation Biology**, Boston, v. 17, n. 2, p. 521-535, 2003.

PFAFF, A.S.P. What drives deforestation in the Brazilian Amazon? Evidence from satellite and socioeconomic data. **Journal of Environmental Economics and Management**, New York, v. 37, p. 25-43, 1999.

PIGRAM, J.J.; JENKINS, J.M. **Outdoor recreation management**. 2nd. ed. Oxford: Routledge, 2006. 329 p.

PINTO, N.; KEITT, T. Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 24, n. 2, p. 253-266, 2009.

PIRIE, G.H. Measuring accessibility: a review and proposal. **Environment and Planning A**, London, vol. 11, n. 3, p. 299-312, 1979.

PLOTKIN, J.B.; MULLER-LANDAU, H.C. Sampling the species composition of a landscape. **Ecology**, Tempe, v. 83, p. 3344-3356, 2002.

POMERANTZ, G.A. et al. Assessing impact of recreation on wildlife: a classification scheme. **Wildlife Society Bulletin**, Bethesda, v. 16, p. 58-62, 1988.

PULLIAM, H.R. On the relationship between niche and distribution. **Ecology Letters**, Oxford, v. 3, p. 349-361, 2000.

RAY, N.; LEHMANN, A.; JOLY, P. Modeling spatial distribution of amphibian populations: a GIS approach based on habitat matrix permeability. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 11, p. 2143-2165, 2002.

REDFORD, K.H.; ROBINSON, J.G. Subsistence and commercial uses of wildlife in Latin America. In: _____. **Neotropical wildlife use and conservation**. Chicago: University of Chicago Press, 1991. p. 6-23.

REDFORD, K.H. The empty forest. **BioScience**, Washington, v. 2, p. 412-422, 1992.

REDFORD, K.H.; STEARMAN, A.M. Forest-dwelling native Amazonians and the conservation of biodiversity: interests in common or in collision? **Conservation Biology**, Boston, v. 7, n. 2, p. 248-255, 1993.

REED, S.E.; MERENLENDER, A.M. Quiet, nonconsumptive recreation reduces protected area effectiveness. **Conservation Letters**, New York, v.1, p. 146-154, 2008.

REYNOLDS, P.C.; BRAITHWAITE, D. Towards a conceptual framework for wildlife tourism, **Tourism Management**, Guildford, v. 22, p. 31-42, 2001.

RIBEIRO, M.C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1144-1156, 2009.

RITCHIE M.E. Populations in a landscape context: sources, sinks and metapopulations. In: BISSONETTE J.A. (Ed.). **Wildlife and landscape ecology: effects of pattern and scale**. New York: Springer-Verlag, 1997. p. 160-184.

ROBINSON, J.G.; REDFORD, K.H.; BENNETT, E.L. Wildlife harvest in logged tropical forests. **Science**, Washington, v. 284, p. 595-596, 1999.

ROTHLEY, K.D.; RAE, C. Working backwards to move forwards: graph-based connectivity metrics for reserve network selection. **Environmental Modeling and Assessment**, Dordrecht, v. 10, p. 107-113, 2005.

ROTHLEY, K. Finding and filling the ‘cracks’ in resistance surfaces for least-cost modeling. **Ecology and Society**, v. 10, p. 4, 2005. Disponível em: <<http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art4>>. Acesso em: 25 nov. 2009.

RYAN, C. **Recreational tourism: demand and impacts**. 2nd. ed. Clevedon: Channel View Publications, 2003. 358 p.

SANCHEZ-AZOFEIFA, A. et al. Integrity and isolation of Costa Rica's national parks and biological reserves: examining the dynamics of land-cover change. **Biological Conservation**, Essex, v. 109, p. 123-35, 2003.

SANSON, F.E.G. **As Unidades de Conservação ambiental como vetores do ordenamento territorial**. Dissertação (Mestrado em Geografia Humana) – Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

SÃO PAULO (Estado). Decreto Estadual nº 25341, de 4 de junho de 1986. Aprova o regulamento dos Parques Estaduais Paulistas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo, Poder...**, São Paulo, 5 jun. 1986. Seção 1, p. 3-4.

SCHOENER, T.W. The ecological niche. In: CHERRETT, J.M. (Ed.). **Ecological concepts: the contribution of ecology to an understanding of the natural world**. Oxford: Blackwell Scientific, 1994. p. 79–113.

SCHWARTZMAN, S.; MOREIRA, A.; NEPSTAD, D. Rethinking tropical forest conservation: perils in parks. **Conservation Biology**, Boston, v. 14, p. 1351-1357, 2000.

SHACKLEY, M. **Wildlife tourism**. London: International Thomson Business Press, 1996. 152 p.

SCOTT, J.M. et al. Gap Analysis: a geographical approach to protection of biological diversity. **Wildlife Monographs**, Bethesda, v. 123, p. 1-41, 1993.

SELMÍ, S.; BOULINIER, T. Ecological biogeography of Southern Ocean islands: the importance of considering spatial issues. **The American Naturalist**, Chicago, v. 158, p. 426-437, 2001.

SOBERÓN, J. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distribution of species. **Ecology Letters**, Oxford, v. 10, p. 1115-1123, 2007.

SOULÉ, M.E.; SANJAYAN, M.A. Conservation targets: do they help? **Science**, Washington, v. 279, p. 2060, 1998.

SPELLERBERG, I.F.; SAWYER, J.W.D. **An introduction to applied biogeography**. Cambridge: Cambridge University Press, 243 p., 1999.

STAMPS, J.A.; BUECHNER, M. The territorial defense hypothesis and the ecology of insular vertebrates. **The Quarterly Review of Biology**, New York, v. 60, n. 2, p. 155-181, 1985.

STAR, J.L.; ESTES, J.E. **Geographic information systems: an introduction**. Englewood Cliffs: Prentice Hall. 1990. 303 p.

STRUHSAKER, T.T. A Biologist's perspective on the role of sustainable harvest in conservation. **Conservation Biology**, Boston, v. 12, n. 4, p. 930-932, 1998.

TABARELLI, M. et al. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 1, p. 132-138, 2005.

TERBORGH, J. Maintenance of diversity in tropical forests. **Biotropica**, Washington, v. 24, p. 283-292, 1992.

_____. **Requiem for Nature**. Washington: Island Press, 1999. 234 p.

_____. O problema das pessoas nos parques. In: TERBORGH, J.; VAN SCHAIK, C.; DAVENPORT, L.; RAO, M. (Org.). **Tornando os parques eficientes: estratégias para conservação da natureza nos trópicos**. Curitiba: UFPR; Fundação O Boticário, 2002. p. 334-346.

TERBORGH, J. et al. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. **Science**, Washington, v. 294, n. 5548, p. 1923-1926, 2001.

TERBORGH, J.; VAN SCHAIK, C. Por que o mundo necessita de parques. In: TERBORGH, J.; VAN SCHAIK, C.; DAVENPORT, L.; RAO, M. (Org.). **Tornando os parques eficientes: estratégias para conservação da natureza nos trópicos**. Curitiba: UFPR; Fundação O Boticário, 2002. p. 25-36.

THEOBALD, D.M. Exploring the functional connectivity of landscapes using landscape networks. In: CROOKS, K.R.; SANJAYAN, M.A. (Ed.). **Connectivity conservation: maintaining connections for nature**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006. p. 416-443.

THOMPSON, W.L.; WHITE, G.C.; GOWAN, C. **Monitoring vertebrate populations**. San Diego: Academic Press, 1998. 365 p.

TICKTIN, T. The ecological implications of harvesting non-timber forest products. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 41, p. 11-21, 2004.

_____. Applying a metapopulation framework to the management and conservation of a non-timber forest species. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 206, p. 249-261, 2005.

TILMAN, D. Niche tradeoffs, neutrality, and community structure: a stochastic theory of resource competition, invasion, and community assembly. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 101, p. 10854-10861, 2004.

VANDERMEER, J.K. Niche theory. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 3, p. 107-132, 1972.

VAN SCHAIK, C.; TERBORGH, J.; DUGELBY, B. The silent crisis: the state of rain forest nature preserves. In: KRAMER, R.; VAN SCHAIK, C.; JOHNSON, J. (Ed.). **Last stand: protected areas and the defense of tropical biodiversity**. New York: Oxford University Press, 1997. p. 64-90.

VERBURG, P.H.; OVERMARS, K.P.; WITTE, N. Accessibility and land-use patterns at the forest fringe in the northeastern part of the Philippines. **The Geographical Journal**, London, v. 170, p. 238-255, 2004.

VICKERY, J. Access. In: SUTHERLAND, W.J.; HILL, D.A. (Ed.). **Managing habitats for conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. p. 42-58.

WALLACE, A.R. **Island Life**. New York: Prometheus, 1998. 522 p.

WEAVER, D.B. **The encyclopedia of ecotourism**. Wallingford; New York: CABI Publishing, 2001. 668 p.

WHITTAKER, R.H.; LEVIN, S.A.; ROOT, R.B.; Niche, habitat and ecotope. **The American Naturalist**, Chicago, v. 107, p. 321-338, 1973.

WHITTAKER, D.; KNIGHT, R.L. Understanding wildlife response to humans. **Wildlife Society Bulletin**, Bethesda, v. 26, n. 2, p. 312-317, 1998.

WILLIAMSON, M. **Island populations**. Oxford: Oxford University Press, 1981. 286 p.

WRIGHT, S.J. The myriad consequences of hunting for vertebrates and plants in tropical forests. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, Jena, v. 6, p. 73-86, 2003.

3 INFLUÊNCIA ANTRÓPICA EM UM PARQUE ESTADUAL INSULAR, SP: MODELOS DE ACESSIBILIDADE APLICADOS AO MANEJO

3.1 INTRODUÇÃO

As áreas naturais protegidas em regiões tropicais são consideradas importantes refúgios de fauna e flora e os únicos remanescentes de habitat para muitas espécies. No entanto, no Brasil, parques e outras Unidades de Conservação ainda sofrem impacto humano, quer seja por caça ilegal, turismo ou desmatamento. Estes parques tornam-se, então, de suma importância para a conservação desta diversidade de espécies para a “perpetuidade” (TERBORGH, 1992; SOULÉ; SANJAYAN, 1998). As conseqüências das atividades humanas nas populações de vertebrados são questões importantes, com efeitos diretos na preservação das espécies.

O mapeamento de áreas de maior acesso humano e seu efeito potencial na vida selvagem (e.g. caça e turismo) deve ser considerado como estratégia para manejo de áreas protegidas. Por isso, é essencial compreender como as atividades humanas afetam a vida selvagem em tais áreas. Métodos para medir acessibilidade são bem desenvolvidos na área de serviço público (HARRIS, 1966; KOENING, 1980) e também na avaliação da mudança de uso/cobertura do solo (PFAFF, 1999; MUNROE ET AL., 2002). No entanto, são pouco utilizados para o planejamento da conservação da vida selvagem.

Nesta primeira parte do trabalho será apresentado um método para analisar o impacto das atividades antrópicas na população de vertebrados terrestres sob o efeito da acessibilidade humana na Ilha Anchieta, SP. Além disso, foi organizado um banco de dados cartográfico sobre a influência antrópica na Ilha. Este modelo de acessibilidade poderá servir como base para efetivar as recomendações que complementam os processos de gestão do parque além de ser aplicado em outras UCs, como forma de auxiliar em futuras estratégias de manejo destes parques.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Área de estudo

3.2.1.1 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO

O presente estudo foi realizado na Ilha Anchieta, localizada no litoral norte do estado de São Paulo (Figura 9), na costa do município de Ubatuba e com, aproximadamente, 828 hectares. Toda sua área pertence ao Parque Estadual da Ilha Anchieta (PEIA), criado oficialmente pelo Decreto Estadual nº 9.629/77 (SÃO PAULO, 1977). Atualmente, o parque é administrado pela Fundação para a Conservação e a Produção Florestal do Estado de São Paulo e, desde 2006, faz parte do Sistema Estadual de Florestas (SIEFLOR), de acordo com o Decreto Estadual nº 51.453/06¹⁵ (SÃO PAULO, 2006).

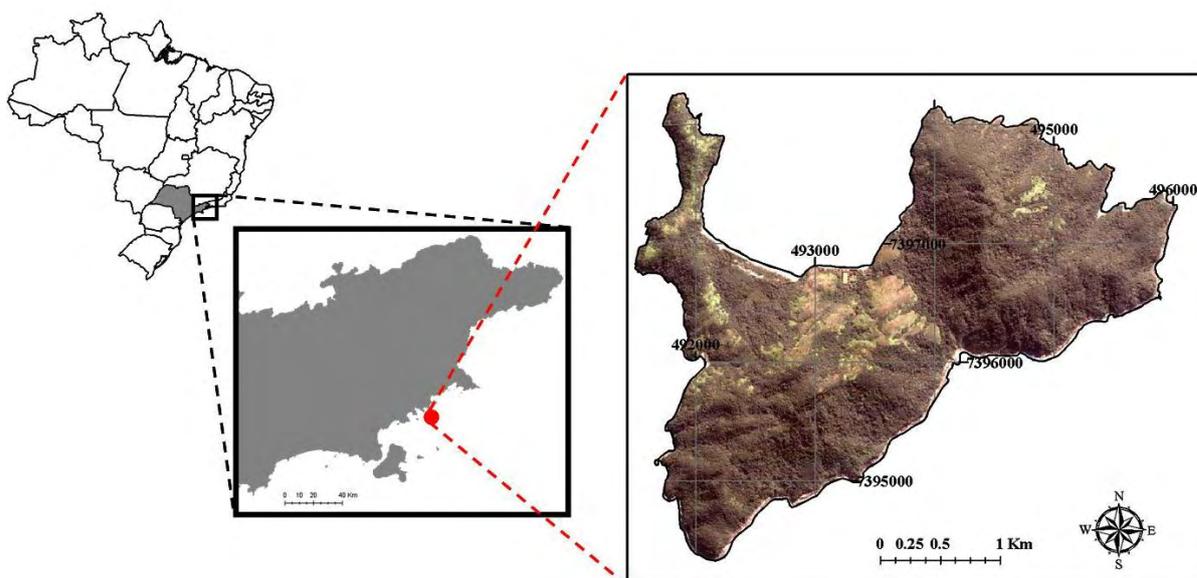


Figura 9 - Localização da Ilha Anchieta, município de Ubatuba, Estado de São Paulo, Brasil. Coordenadas em UTM, Datum Córrego Alegre, zona 23 S. (Fonte: elaborado pelo autor).

O principal acesso à ilha é pela Enseada das Palmas, no píer da praia do presídio, distante 8 km do continente (píer do Saco da Ribeira). O percurso é realizado, geralmente, por escunas de turismo, sendo o local de desembarque, a entrada e a permanência controlados (SÃO PAULO, 1998a, 2002). No entanto, embarcações particulares também são frequentes.

A Ilha Anchieta é a segunda maior ilha do litoral norte paulista e é um dos pontos turísticos mais atrativos da região, não apenas por suas belezas cênicas, mas também pelos aspectos históricos e ecológicos. Segundo a administração do PEIA, em 2009 o parque

¹⁵ Este Decreto foi regulamentado pelo Decreto Estadual nº 54.079/09 (SÃO PAULO, 2009).

recebeu perto de 51.000 turistas, apenas por escunas de passeio. Janeiro e fevereiro, geralmente, são os meses com maior frequência de turistas.

O PEIA possui cinco trilhas oficiais, permitidas ao uso de turistas: a trilha do Sul, a trilha do Saco Grande, a trilha do Engenho, a trilha da Represa e a trilha subaquática. As outras duas trilhas existentes são para uso de pesquisadores e de funcionários do parque. A Ilha Anchieta conta com cinco praias arenosas separadas por trechos de costão, sendo a praia das Palmas a mais extensa. A praia de fora possui uma piscina natural, muito procurada por turistas (Tabela 2).

Tabela 2 - Descrição das trilhas e das praias existentes na Ilha Anchieta, estado de São Paulo, Brasil.

Trilha¹	Extensão (m)	Uso	Praia²	Extensão (m)
Trilha da Pedra do Navio	1550	pesquisa e fiscalização	Praia do Presídio	183
Trilha do Saco Grande	1400	turismo e pesquisa	Praia das Palmas	966
Trilha do Engenho	1000	turismo	Praia do Leste	100
Trilha do Leste	2050	pesquisa e fiscalização	Praia do Sul	150
Trilha da Represa	730	turismo	Praia de fora	100
Trilha do Sul	1050	turismo e pesquisa		
Trilha subaquática	350	turismo		

¹ Fonte: administração do PEIA

² Fonte: LAMPARELLI; MOURA, 1998

A drenagem superficial da Ilha Anchieta é constituída por cerca de 10 rios perenes, além de inúmeros canais temporários. Como a superfície da ilha apresenta vários divisores de águas, não existem cursos de grande volume (SÃO PAULO, 1974).

Para que prevaleçam as diretrizes de manejo e conservação dos recursos naturais do PEIA, conciliando seu desenvolvimento turístico, foram adotadas quatro zonas de uso diferentes no Plano de Manejo, como mostra a figura 10 (GUILLAUMON et al., 1989): (1) zona intangível (abrange as áreas naturais que conservam algumas características primitivas; é dedicada à proteção integral dos ecossistemas e dos recursos genéticos e, também, ao monitoramento ambiental), (2) zona de uso extensivo (abrange áreas naturais, porém que já apresente alguma alteração antrópica; permite, em escala extensiva, a implantação de trilhas e algumas instalações para uso recreacional e educativo), (3) zona de recuperação (zona provisória com áreas de grande alteração antrópica e destinado àquelas atividades necessárias

para a recuperação da vegetação degradada e para proteção dos solos da erosão) e (4) zona de uso intensivo (abrange áreas bastante alteradas pela ação do homem, mas que mantêm grande beleza cênica; engloba a Área Histórico-Cultural e a Área de Uso Especial reservadas, respectivamente, para atividades de lazer e para manutenção do parque).

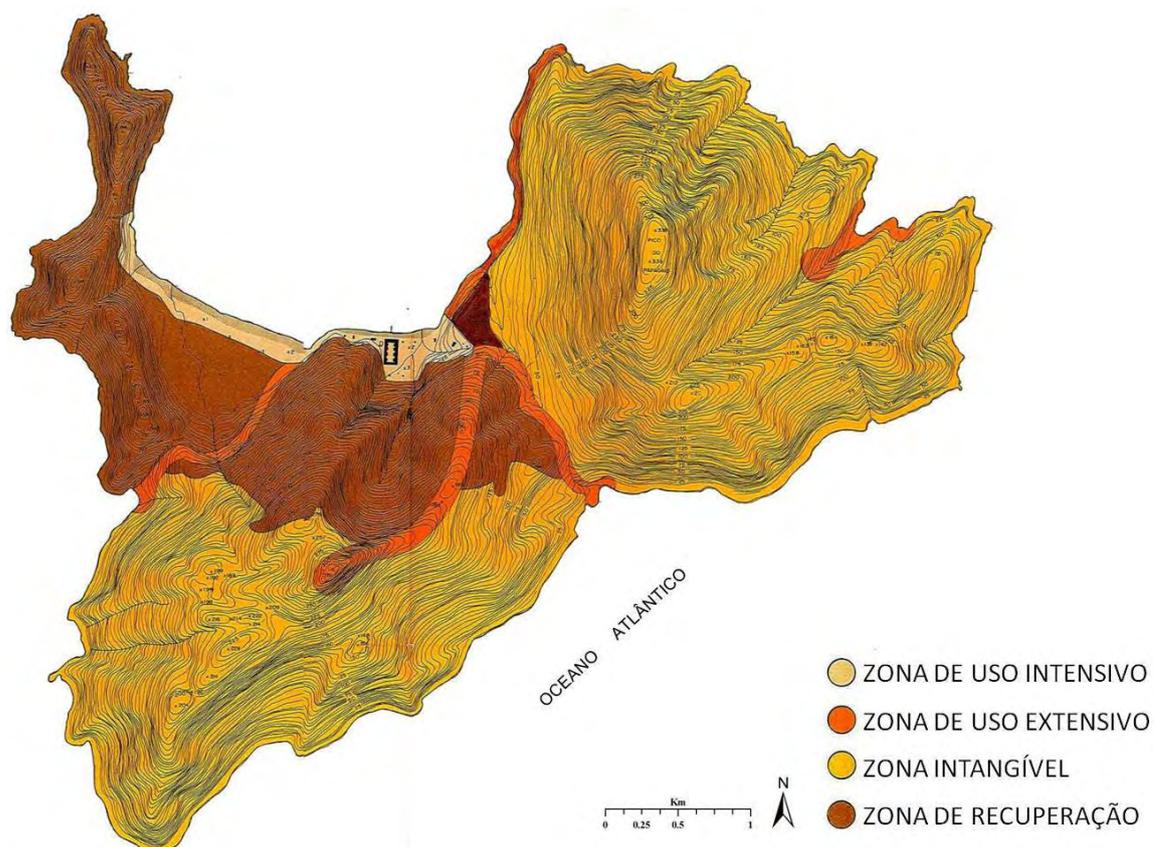


Figura 10 - Zoneamento da Ilha Anchieta, SP, especificando as quatro zonas adotadas pelo Plano de Manejo do PEIA (GUILLAUMON et al., 1989).

3.2.1.2 CLIMA E RELEVO

A região do litoral norte do Estado é formada por baías e enseadas que surgem entre escarpas e esporões florestados da Serra do Mar. Este litoral é considerado o mais recortado do país, estabelecido em rochas cristalinas decompostas (AB'SABER, 2007). A gênese geológica da Ilha Anchieta está relacionada com os esporões da Serra do Mar próximas ao oceano, formada por um rebaixamento que foi posteriormente preenchido pelo mar. É classificada como ilha continental, pois está ligada ao continente por meio da plataforma continental (ALMEIDA, 1974; CRUZ, 1974).

O relevo da Ilha é montanhoso e acidentado, constituído de rochas graníticas laminadas, atravessadas por diques de diabásio e falhas. A topografia é representada por três

compartimentos gerais, relacionados com a altitude da área. No primeiro compartimento predominam altitudes superiores a 300 m: o setentrional (Pico do Papagaio, com 339 m), e o meridional (Morro do Farol, com 319 m). O segundo compartimento abrange altitudes inferiores a 25 m e corresponde à planície costeira, como costões rochosos e pequenas praias distribuídas pela Ilha. As altitudes intermediárias, do terceiro compartimento, predominam entre 25 e 150 m. As declividades predominantes na Ilha são superiores a 24° e as declividades inferiores a 6° graus prevalecem, principalmente, junto à praia grande e praia do presídio (GUILLAUMON et al., 1989).

O clima na região é tropical úmido, sem estação seca definida e chuvas distribuídas ao longo do ano, do tipo *Af* segundo a classificação Köppen-Geiger (KOTTEK et al., 2006; PEEL; FINLAYSON; McMAHON, 2007). O clima é influenciado especialmente pela maritimidade e a média térmica anual é 22,4°C. Os meses mais quentes e chuvosos (verão) possuem médias máximas de 30°C a 33°C, e os mais frios (inverno), com menos chuvas, temperaturas mínimas absolutas entre 4°C e 8°C. A precipitação total anual é de 2104 mm e umidade relativa média anual é de 84,8% (GUILLAUMON et al., 1989). Para o período de janeiro a dezembro de 2009, fase de realização deste estudo, foram obtidas informações sobre a temperatura e pluviosidade da Ilha Anchieta. A temperatura média anual encontrada foi de 22,5°C, com média mensal mais alta ocorrendo em fevereiro (25,4°C) e média mensal mais baixa em junho (19,7°C). Para o mesmo período, a precipitação anual foi de 1573,5 mm, com o valor máximo mensal ocorrendo em abril (265,8 mm), e o valor mínimo em março (0,2 mm) (Figura 11).

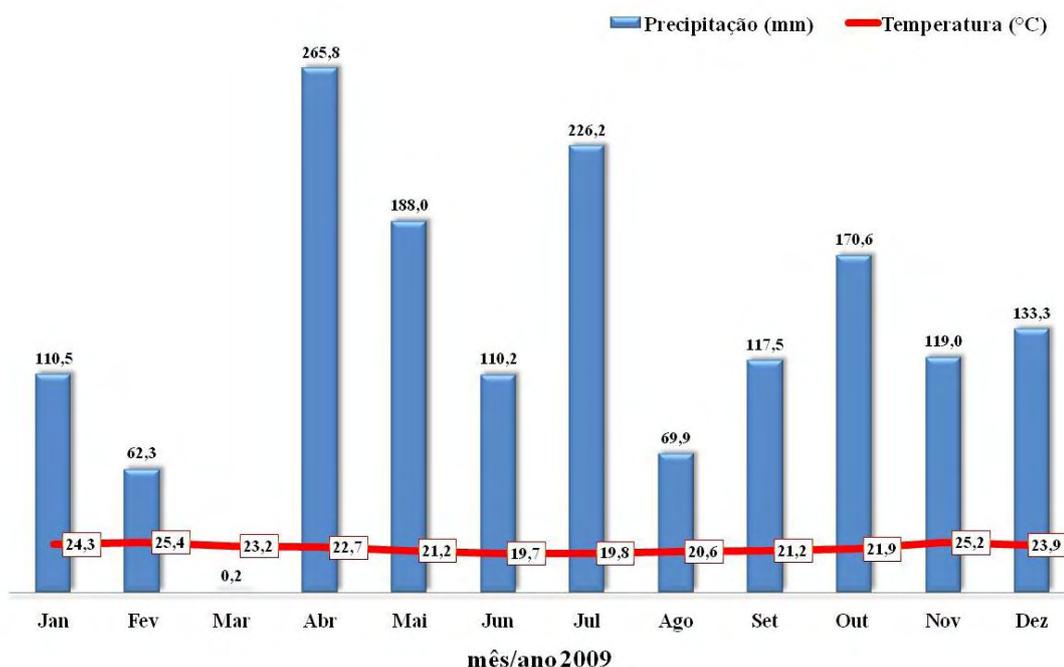


Figura 11 - Climograma mostrando a variação da precipitação e das temperaturas médias mensais entre janeiro e fevereiro de 2009, na Ilha Anchieta, SP, Brasil (Fonte: FUNCATE - Fundação de Ciência, Aplicações e Tecnologia Espaciais).

A Ilha Anchieta está localizada cerca de 10 quilômetros ao sul do Trópico de Capricórnio, fator que determina seu clima tipicamente tropical. O vento predominante é o de leste, que atinge principalmente a face da ilha oposta ao continente e levanta o mar em quase toda sua periferia (SÃO PAULO, 1974).

Foram registradas três unidades taxonômicas de solo na Ilha Anchieta, segundo Guillaumon et al., (1989): Latossolo vermelho-amarelo, nas áreas de relevo suave ondulado e ondulado; Litossolo fase substrato granito-gnaiss, em relevos mais acidentados; e Solos hidromórficos, nas áreas planas.

3.2.1.3 FLORA

Situada em região do domínio Mata Atlântica, a vegetação presente na Ilha Anchieta é constituída, principalmente, por Mata Pluvial Tropical de Planícies Costeiras (HUECK, 1972). A vegetação se encontra bastante alterada, especialmente em consequência do desmatamento para fornecimento de lenha e, também, para as construções naval e civil durante o período de funcionamento do presídio na Ilha (1902-1955) (ROBIM, 1999). Esta vegetação guarda características particulares em função de sua condição insular e da grande exposição aos aerossóis provenientes da arrebentação das ondas em seus costões rochosos,

condicionando o estabelecimento de uma vegetação saxícola e halófila que pode resistir à intensa exposição à salinidade. Além disso, possui características de floresta secundária, sendo possível diferenciar um estágio mais adiantado e outro menos adiantado de regeneração (GUILLAUMON et al., 1989).

Na elaboração do Plano de Manejo (GUILLAUMON et al., 1989) foram mapeadas seis unidades fisionômicas de vegetação: mata latifoliada densa, mata latifoliada rala, restinga, gleichenial, campo antrópico e vegetação saxícola. O mapa recente de cobertura do solo da ilha (base 2008) mostra vegetação alterada ainda em processo de regeneração (Figura 12). O Campo Antrópico refere-se às áreas de intenso pastoreio de cabras durante o período de exploração que sofreu a Ilha Anchieta.

As palmeiras encontradas na ilha são de grande destaque pela sua importância alimentar para os mamíferos roedores. O pati (*Syagrus pseudococos*) é muito abundante nas encostas, além de outras espécies ocorrentes na ilha, como o jerivá (*Syagrus rommanzoffiana*), o tucum (*Bactris setosa*), a palmeira indaiá (*Attalea humilis*), a brejaúva (*Astrocaryum aculeatissimum*) e o palmito juçara (*Euterpe edulis*). O coqueiro (*Cocos nucifera*) e o açai (*Euterpe oleracea*) ocorrem apenas nas proximidades das instalações humanas (FADINI, 2005).

Há muitas espécies introduzidas que se adaptaram à região, marcas do histórico de ocupação humana na ilha ao longo do tempo. Na enseada das Palmas, as praias são arborizadas por amendoeira (*Terminalia catappa*) e a parte frontal do edifício do antigo presídio é ornamentada pelo coco-da-baia (*Cocos nucifera*). A palmeira-leque (*Livistonia chinensis*) é encontrada por toda a Ilha, além de muitas árvores frutíferas, como a jaqueira (*Artocarpus integrifolia*), a mangueira (*Mangifera indica*), o jambeiro (*Eugenia jambo*) e a goiabeira (*Psidium guajaba*) (GENINI, 2006).

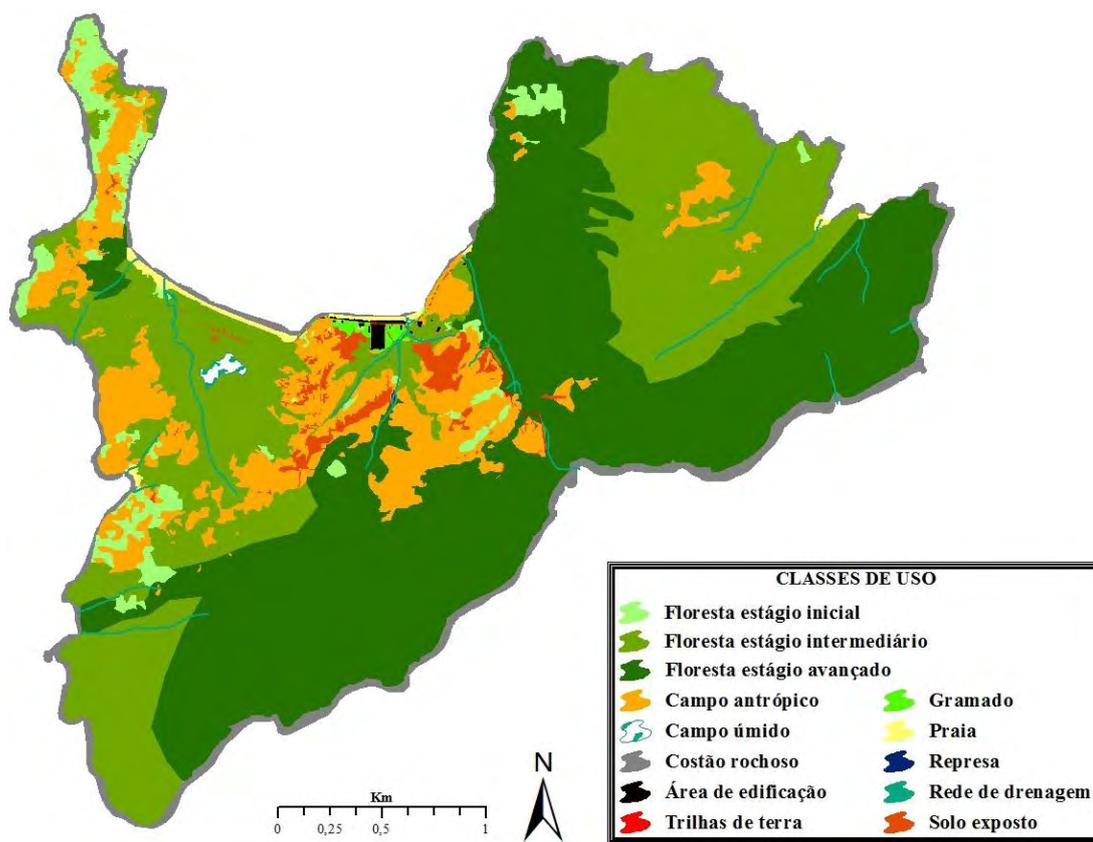


Figura 12 - Classificação do uso/cobertura do solo da Ilha Anchieta-SP, Brasil (Fonte: ARANHA, L. B., em fase de elaboração).¹⁶

3.2.1.4 FAUNA

Com relação à fauna terrestre, é importante ressaltar a introdução de mais de 140 indivíduos de 16 espécies de vertebrados em 1983, pelo Zoológico de São Paulo (FUNDAÇÃO PARQUE ZOOLOGICO DE SÃO PAULO, 1986) (Tabela 1). Os animais introduzidos afetam diretamente a regeneração natural da Ilha, bem como populações de aves por predação de ninhos (FADINI et al., 2009; ALVAREZ; GALETTI, 2007; BOVENDORP; GALETTI, 2007).

Um estudo recente sobre riqueza de avifauna registrou 75 espécies de aves no PEIA, porém com poucos representantes florestais (apenas 15 espécies). As maiores ocorrências foram detectadas para as famílias Thraupidae, Tyrannidae e Vireonidae (ALVES, 2008). Considerando a herpetofauna da Ilha Anchieta, Cicchi (2007) registrou, em seu estudo, 17 espécies de anfíbios e oito espécies de répteis. Detalhes sobre a fauna terrestre da Ilha Anchieta serão apresentados no item 3.2.1.4 do capítulo 3 desta dissertação.

¹⁶ ARANHA, L. B. **Modelagem da dinâmica da paisagem do Parque Estadual da Ilha Anchieta, Ubatuba, SP: subsídios para o plano de restauração.** Dissertação (Mestrado em andamento) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba.

3.2.1.5 HISTÓRICO DE OCUPAÇÃO

O histórico da Ilha Anchieta é marcado por momentos distintos de ocupação humana, desde a época em que índios a habitavam até a criação do PEIA. Os primeiros registros de ocupação da Ilha Anchieta datam do século XVI, por volta de 1530, quando era povoada por índios Tupinambás, grupo Tupi que há mais tempo estava instalada no litoral do Brasil (SAINT-ADOLPHE, 1845; OLIVEIRA, W., 1977). Nesta época, a ilha era conhecida como Tapira e tinha como governante o cacique Cunhambebe, o mais poderoso dos chefes da nação Tupinambá. Eram fiéis aliados dos franceses, e, portanto, inimigos dos portugueses. Cunhambebe ficou conhecido por levar em sua canoa o célebre Padre Anchieta à Capitania de São Vicente, na tentativa de conseguir encerrar a guerra entre os portugueses e os índios Tupinambás, por meio do tratado “Paz de Iperoig” (OLIVEIRA, W., 1977; OLIVEIRA, S., 2008).

A presença dos europeus no litoral paulista é bem antiga. O cronista espanhol Gonzalo Fernandes de Oviedo relatou que alguns deles viviam ali desde 1503, sobreviventes de um naufrágio ocorrido na Ilha dos Porcos, como era conhecida a Ilha Anchieta. Depois de alguns meses na Ilha, esses homens se transferiram para São Vicente, onde fundaram o vilarejo e deram início ao tráfico de escravos nativos em larga escala (BUENO, 1999). A Ilha tem seu nome derivado de várias versões quanto à sua origem. Uma delas corresponde à abundância em suas águas do que os caiçaras chamavam de ‘peixe porco’, pela sua analogia com o suíno. Ou ainda por ter sido imensa a criação de porcos para o abastecimento dos barcos que aportavam na região. Outra versão baseia-se na nomenclatura geográfica tupi *Pó-qua* (pontuda) correspondente aos dois principais picos existentes na Ilha (SÃO PAULO, 1998b).

No período compreendido entre os séculos XVII e XVIII há poucas referências à Ilha. Sabe-se que, nesta época, a Ilha dos Porcos foi um importante ponto de parada de navios da rota comercial litorânea da Capitania de São Paulo por causa de sua enseada protegida e profundidade adequada para ancoragem de barcos de porte (FRANCO, 2001). No século XIX, o aumento da população da Ilha levou a criação da Freguesia do Senhor Bom Jesus da Ilha dos Porcos ligada a Capela da Santa Cruz da Exaltação de Ubatuba. A lei provincial que regulamentou a freguesia, da comarca de Ubatuba, é a de nº 111, de 21 de abril de 1885 (SÃO PAULO, 1885). Com a criação da freguesia houve maior incremento da população e a Ilha sofreu alterações em sua paisagem natural, principalmente, nas áreas mais planas e de fácil acesso. Nestes locais, as matas nativas foram substituídas pelo cultivo de cana-de-açúcar, milho, feijão e café (GUILLAUMON et al., 1989; ROBIM, 1999).

A maior parte dos levantamentos históricos da Ilha Anchieta concentra-se no período da segunda metade do século XIX e no século XX. Em 10 de outubro de 1902 foi promulgada a Lei Estadual nº 844 (SÃO PAULO, 1902) autorizando o Governo a fundar um Instituto Disciplinar e uma Colônia Correccional, subordinados à Secretaria do Estado de Negócios do Interior e da Justiça. A Ilha dos Porcos foi considerada ponto ideal para instalação da referida Colônia e, a partir de 1904, foi totalmente desapropriada pelo Estado. Nesta fase de desapropriação, havia um total de 96 proprietários, com diversos imóveis e benfeitorias distribuídos pela Ilha, demonstrando uma ocupação bastante diversificada. O projeto de construção das edificações é atribuído ao Escritório Técnico Ramos de Azevedo (SÃO PAULO, 1998b; ROBIM et al., 2008).

Das atividades dos detentos, nesta época, constavam, principalmente, o cultivo de produtos agrícolas, a extração de lenha e a fabricação de vassouras. A pecuária era incipiente. Devido a dificuldade de cultivo (terreno acidentado) e às enormes despesas, a partir de 1914, a Ilha dos Porcos permaneceu semi-abandonada (SÃO PAULO, 1974). Em 1926, foram introduzidos dois mil colonos russos (bessarábios ou romenos) na Ilha, que ficou, então, conhecida como “Hospedaria de Imigrantes”. Enquanto aguardavam repatriação, muitos russos (cerca de 100) morreram no mesmo ano por causa da ingestão da mandioca brava e os que sobreviveram, foram devolvidos ao continente e repatriados. Nesta época, a Colônia foi transformada em fazenda para criação de gado. Somente em 1928, com a Lei nº 2347 (SÃO PAULO, 1929), a Colônia Correccional do Estado de São Paulo foi reativada (SÃO PAULO, 1998b; OLIVEIRA, S., 2008).

Com o Decreto nº 6.349/34 (SÃO PAULO, 1934), a Ilha dos Porcos passa a se denominar Ilha Anchieta, em homenagem ao IV centenário de nascimento do Padre José de Anchieta. Entre 1930 e 1942, durante o governo Getulino, a Ilha funcionou como Presídio Político. Depois disso, passou a se chamar Instituto Correccional da Ilha Anchieta (GUILLAUMON et al., 1989). No entanto, sua existência foi relativamente curta: em consequência de uma grande rebelião, em 1952, o Instituto foi extinto em 1955, por meio do Decreto nº 24.906 (SÃO PAULO, 1955).

Após a extinção do presídio, a Ilha ficou praticamente abandonada, com sua administração sendo transferida para vários órgãos do Estado, até ser transformada em Parque Estadual da Ilha Anchieta (PEIA) por meio do Decreto nº 9.629/77 (SÃO PAULO, 1977). O objetivo era conter o avanço imobiliário na região e preservar os remanescentes de Mata Atlântica. Após a criação do PEIA, foram retirados os rebanhos de cabras lá existentes,

introduzidos na época do presídio, o que permitiu a recomposição parcial da vegetação (GUILLAUMON et al., 1989; SÃO PAULO, 1998b).

3.2.2 Base cartográfica

Para a construção do modelo de acessibilidade da Ilha Anchieta, foram utilizadas cartas plani-altimétricas, na escala 1:10.000, da área de estudo, obtidas no Instituto Geográfico e Cartográfico (IGC). As cartas foram digitalizadas e disponibilizam as seguintes informações:

- Altimetria (curvas de nível e pontos cotados do terreno)
- Hidrografia
- Limites do parque
- Limites das edificações.

Outras informações referentes à ocupação antrópica foram obtidas por meio de visitas à Ilha e também pelo georreferenciamento dos pontos visitados, com auxílio do GPS Map 60CSx Garmin[®] (erro médio esperado de 15 metros), principalmente relacionados à:

- Área do presídio/administração
- Locais de desembarque
- Trilhas não oficiais

O modelo digital do terreno (MDT) foi produzido com base nos mapas de altimetria, utilizando o interpolador baseado em rede de triângulos irregulares (*TIN*). O propósito foi obter superfície de elevação para posterior conversão ao formato *raster*, com resolução de 5 metros. Em seguida, obteve-se os mapas de declividade e aspecto a partir do MDT (Figura 13).

Todos os mapas foram padronizados no sistema de projeção UTM zona 23S (Datum Córrego Alegre) e convertidos para o formato Geodatabase do *ArcGIS* 9.x, a plataforma padrão para a realização das análises espaciais.

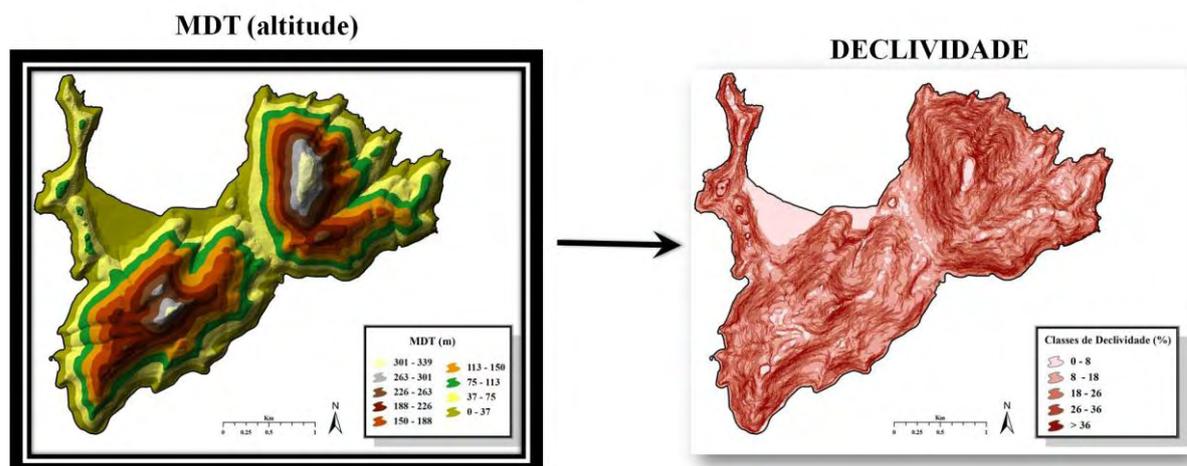


Figura 13 - Mapa de declividade extraído do Modelo Digital de Terreno (MDT) da Ilha Anchieta, SP, Brasil. (Fonte: elaborado pelo autor).

3.2.3 Modelagem de acessibilidade

A influência da presença humana na Ilha Anchieta foi avaliada por meio do conceito de acessibilidade, baseada na distância-custo (*cost-distance*). A medida da acessibilidade (*cost-distance*) foi analisada com o auxílio do programa *ArcGIS 9.x* (ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE, 2006). Essa medida leva em consideração a distância percorrida desde um ponto de origem, passando pelas áreas disponíveis para o movimento humano pelo acesso/caminho de menor resistência. Valores de acessibilidade baixos representam baixo custo de esforço para se alcançar as áreas de presença dos animais. Os valores altos representam o alto custo de esforço físico humano para alcançar estas áreas, influenciados por barreiras naturais (topografia) ou antrópicas (construções).

Neste estudo, o modelo da acessibilidade física humana foi construído levando em conta a distância do ponto mais próximo de acesso e as dificuldades de acesso. A distância do ponto de acesso mais próximo foi baseada na localização de trilhas e áreas de edificação (presídio, alojamentos). Enquanto que as dificuldades de acesso foram analisadas por meio dos mapas de declividade do terreno e vegetação (uso/cobertura do solo). A área de edificação na Ilha Anchieta é o ponto de entrada dos turistas, já as trilhas são as vias que facilitam o acesso. Na construção do modelo de acessibilidade humana, considerou-se que uma pessoa deve percorrer determinada distância na trilha (DPT) e, em seguida, percorrer determinada distância fora da trilha (DPFT), até o encontro do alvo. É o que demonstra o esquema da figura 14.

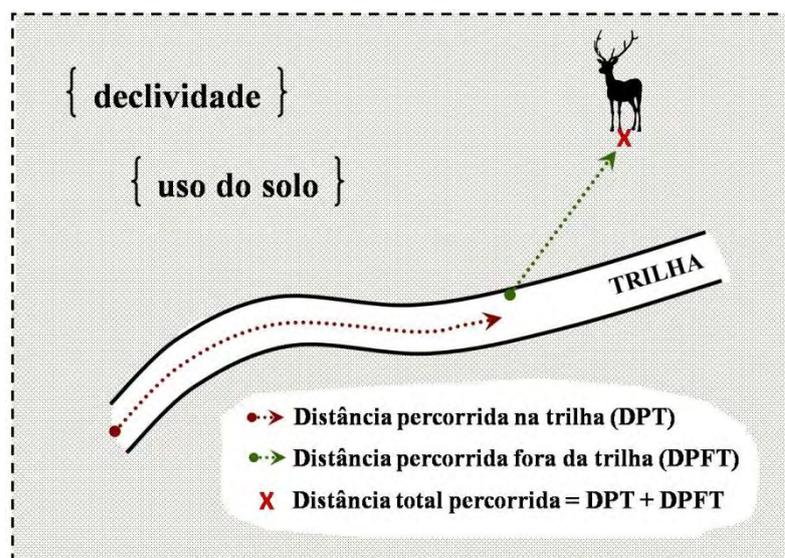


Figura 14 - Modelo esquemático mostrando as distâncias consideradas no modelo de influência antrópica (acessibilidade) na Ilha Anchieta-SP, Brasil. (Fonte: elaborado pelo autor).

O mapa de acessibilidade foi produzido no programa *ArcGIS 9.x* (ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE, 2006), seqüenciado nas etapas demonstradas na figura 15 abaixo:

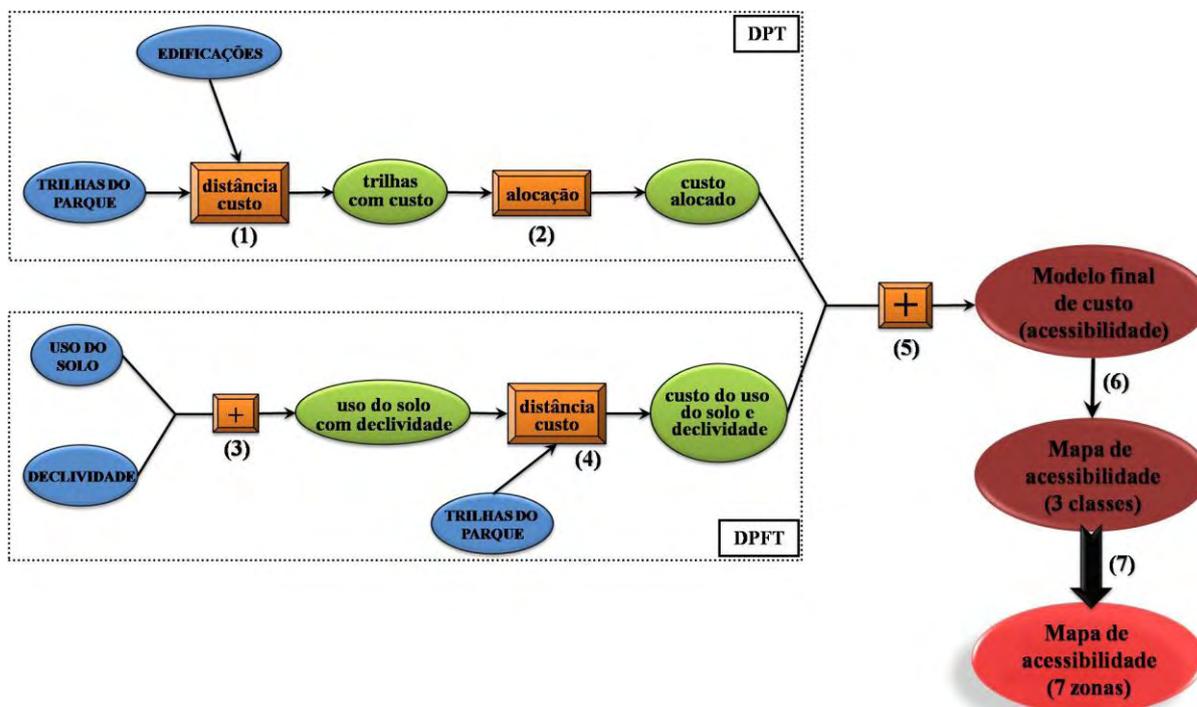


Figura 15 - Procedimentos no SIG para obtenção do modelo de influência antrópica (acessibilidade) na Ilha Anchieta, SP, com passos de 1 a 7 detalhados no texto. (Fonte: elaborado pelo autor).

1- Inicialmente, em DPT, foi calculada a distância-custo (*cost-distance*), considerando as trilhas do parque como vias de acesso intra Ilha e a área ocupada por edificações como fonte de entrada. Como as trilhas possuem diferentes graus de dificuldade de percurso, foram consignados pesos para cada trilha, seguindo o conceito de *Analytical Hierarchy Process* (AHP) (SAATY, 1977). Este é um método sistemático para auxiliar na tomada de decisões complexas e também na comparação de alternativas, justificando a escolha. Uma matriz foi montada comparando-se as trilhas, de acordo com uma escala de graus de dificuldade (Tabela 3). O peso final obtido para cada trilha foi calculado pela soma das linhas de cada uma delas, dividido pela soma total, multiplicado por 20 e convertidos em números inteiros (Tabela 4);

Tabela 3 - Escala de graus de dificuldades em cada trilha da Ilha Anchieta-SP, conforme proposto por Saaty (1977).

Classe de dificuldade	Escala	Grau
Maior	3	pouco
	6	médio
	9	muito
Menor	1	igual
	1/3	pouco
	1/6	médio
	1/9	muito

Fonte: elaborado pelo autor

Tabela 4 - Matriz de tomada de decisão adotada para os pesos nas trilhas da Ilha Anchieta-SP.

Trilhas \ Trilhas	Saco Grande	Sul	Pedra do navio	Leste	Represa	Soma	Peso final
Saco Grande	1	1	1/6	1/9	1/3	2,6	1
Sul	1	1	1/6	1/9	1/3	2,6	1
Pedra do navio	6	6	1	1/3	3	16,3	5
Leste	9	9	3	1	6	28,0	10
Represa	3	3	1/3	1/6	1	7,5	3
						57	

Fonte: elaborado pelo autor

2- em seguida foram alocados os valores obtidos das trilhas para as áreas adjacentes. Esta ferramenta do *ArcGIS 9.x* calcula, para cada célula (*pixel*), os dados da célula fonte mais próxima, tendo como base a distância Euclidiana (Figura 16).

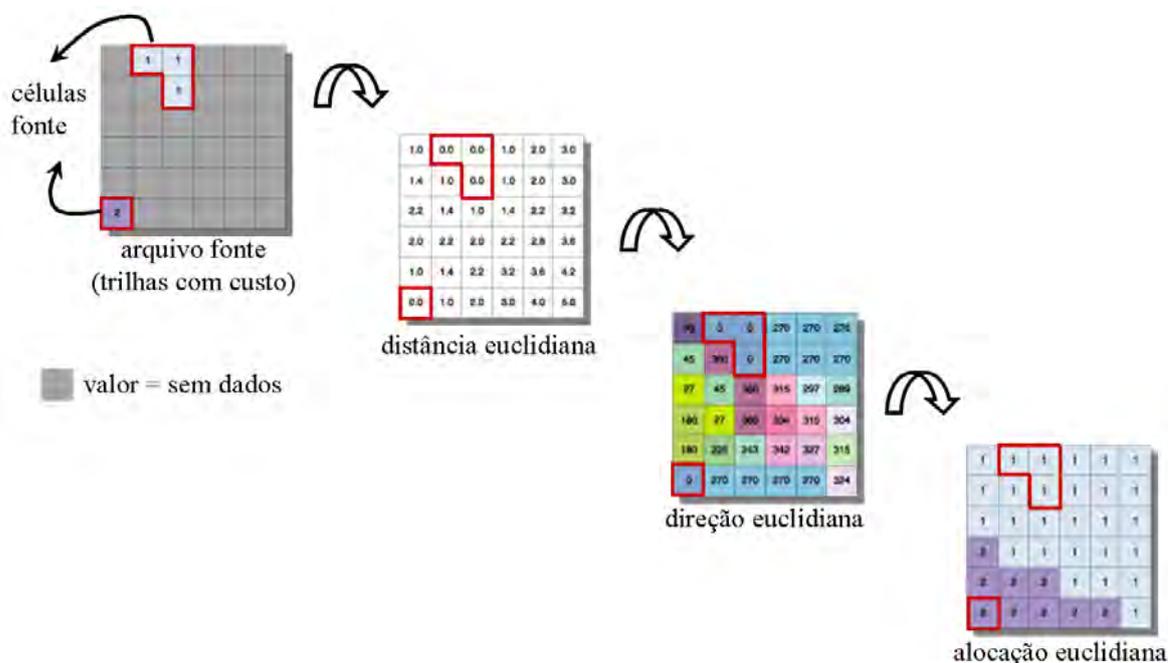


Figura 16 - Modelo esquemático mostrando o funcionamento da ferramenta "Euclidean allocation" do *ArcGIS 9.x* (adaptado de ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE, 2006). (Distância euclidiana = calcula, para cada célula, a distância euclidiana da célula fonte mais próxima; direção euclidiana = calcula, para cada célula, a direção em graus, da célula fonte mais próxima (varia de 0 a 360°, sendo 0° valor da célula fonte)).

3- Em DPFT, os mapas de uso/cobertura do solo e declividade da Ilha Anchieta foram combinados. Como cada classe de vegetação do mapa de uso/cobertura do solo possui diferentes graus de dificuldade de percurso, foram consignados pesos para cada uso, também seguindo o conceito de *Analytical Hierarchy Process* (AHP) (SAATY, 1977). Do mesmo modo, foi montada uma matriz (Tabela 5) por meio da comparação entre as classes de uso/cobertura do solo, de acordo com a escala de graus de dificuldade (Tabelas 3). O peso final obtido para cada uso do solo foi calculado pela soma das linhas de cada uma delas, dividido pela soma total, multiplicado por 20 e convertidos em números inteiros;

4- do arquivo resultante calculou-se a distância-custo (*cost-distance*), considerando as trilhas do parque como fonte de acesso;

5- os mapas de custo alocado em DPT, e de custo do uso/cobertura do solo e declividade em DPFT foram, então, combinados para gerar o mapa final de custo (acessibilidade), com áreas de maior e menor acesso na Ilha Anchieta;

Tabela 5 - Matriz de tomada de decisão para adotar pesos no uso do solo da Ilha Anchieta-SP (Edific. = Edificação, Florest. = Floresta e Samamb. = Samambaia)

Uso	Campo úmido	Costão rochoso	Edific.	Flor. estágio avançado	Flor. estágio interm.	Flor. estágio inicial	Miconia	Praia	Samamb.	Restinga	Soma	Peso final
Campo úmido	1	1/6	6	1/3	1/3	1/6	3	6	1/9	1	18,1	3
Costão rochoso	6	1	9	6	6	1	9	9	1/3	9	56,3	8
Edific.	1/6	1/9	1	1/9	1/9	1/9	1/3	1	1/9	1/6	3,2	1
Flor. estágio avançado	3	1/6	9	1	1/3	1/3	3	6	1/6	3	26,0	4
Flor. estágio interm.	3	1/6	9	3	1	1/3	6	6	1/6	3	31,7	5
Flor. estágio inicial	6	1	9	3	3	1	9	9	1/3	6	47,3	7
Miconia	1/3	1/9	3	1/3	1/6	1/9	1	3	1/6	3	11,2	2
Praia	1/6	1/9	1	1/6	1/6	1/9	1/3	1	1/9	1/6	3,3	1
Samamb.	9	3	9	6	6	3	6	9	1	9	61,0	8
Restinga	1	1/9	6	1/3	1/3	1/6	1/3	6	1/9	1	15,4	3
Fonte: elaborado pelo autor											273,6	

6- o mapa final de acessibilidade foi, então, classificado de acordo com três níveis, com o mesmo intervalo de valores: fácil, médio e difícil;

7- como cada nível de acesso possui diferentes tipos de vegetação, no final, a ilha foi dividida em sete zonas, considerando os graus de acesso e o tipo vegetacional.

3.2.4 Validação do modelo e análise dos dados

Para a validação do modelo de acessibilidade, registrou-se, em campo, o tempo de chegada a partir da área de entrada dos turistas do PEIA (área de edificação na figura 12) até pontos aleatórios distribuídos pela Ilha Anchieta. O percurso foi realizado, primeiramente, pelas trilhas do parque e posteriormente fora das trilhas até os pontos mencionados, para abranger todas as classes de acessibilidade. A análise de correlação de Pearson foi feita incluindo o tempo de chegada até os pontos específicos distribuídos na ilha e seus valores de distância-custo (do modelo de acessibilidade).

A fim de estabelecer uma relação entre o grau de uso destas trilhas e o acesso, foi medida a compactação do solo das trilhas presentes no PEIA para comparação entre quatro diferentes níveis de acessibilidade (classes de 1 a 4, do acesso mais fácil ao mais difícil, respectivamente). A resistência à penetração do solo foi medida com um penetrômetro eletrônico com ponta cônica de 30°, marca RIMIK modelo CP 20, inserido manualmente no solo até 20 cm de profundidade. Este aparelho mede a força (Kpa) aplicada ao cone, situado na ponta da haste, o qual transmite sinais elétricos a um sistema de aquisição de dados. Os dados foram coletados nas trilhas existentes do parque: trilha da Represa, trilha do Saco Grande, trilha do Sul, trilha da Pedra do Navio e trilha do Leste.

Inicialmente, foi realizada uma análise exploratória dos dados de profundidade (10 e 20 cm) para verificar sua normalidade e homogeneidade de variância. A normalidade foi analisada pelo teste de Shapiro-Wilk e a homogeneidade de variâncias pelo teste de Brown-Forsythe (Levene modificado). Estes dados também foram avaliados graficamente (*boxplots*) quanto à assimetria, homogeneidade de variância e presença de valores extremos (*outliers*). Na seqüência, foi utilizado o teste de Welch (Apêndice C) (versão modificada de ANOVA para variâncias desiguais) (ZAR, 1996), para verificar se os níveis de compactação do solo nas trilhas eram significativamente diferentes de uma classe de acesso para outra, para as duas profundidades. Posteriormente, aplicou-se o teste de contraste de médias (Apêndice C) ou comparações múltiplas, para verificar as diferenças significativas ($\alpha=0,05$) entre as profundidades (ZAR, 1996; DALGAARD, 2002). As análises foram conduzidas no programa R 2.11.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2010).

3.3 RESULTADOS

3.3.1 Modelos de acessibilidade e zoneamento

O modelo final de acessibilidade gerado para a Ilha Anchieta possui valores de custo físico que variam de 2 a 16, como mostra a figura 17. O mapa de acessibilidade da Ilha Anchieta reclassificado em sete zonas (Figura 18) mostra que as áreas de acesso mais fáceis coincidem com aquelas mais degradadas (Figura 12), fato ligado ao histórico de perturbação da Ilha durante o período de funcionamento do presídio. A classe com maior área é a de acessibilidade média (309 ha), seguida da classe de acesso difícil (280 ha) e a de acesso fácil (213 ha).

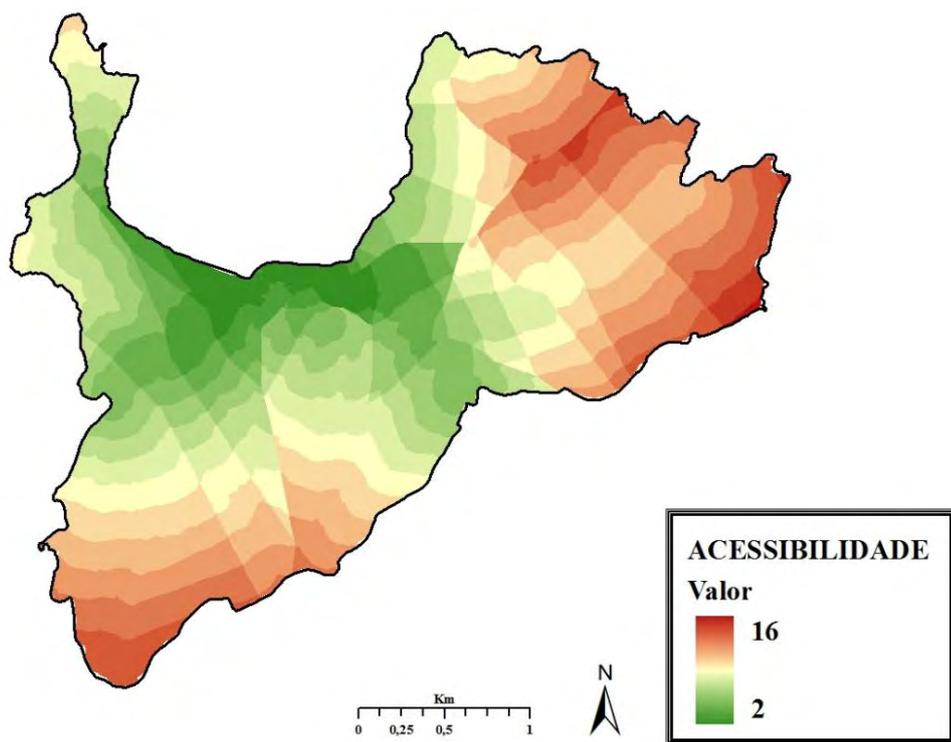


Figura 17 - Modelo final de acessibilidade da Ilha Anchieta, SP, baseado na distância-custo, com valores que variam de 2 (acesso mais fácil) a 16 (acesso mais difícil). (Fonte: elaborado pelo autor).

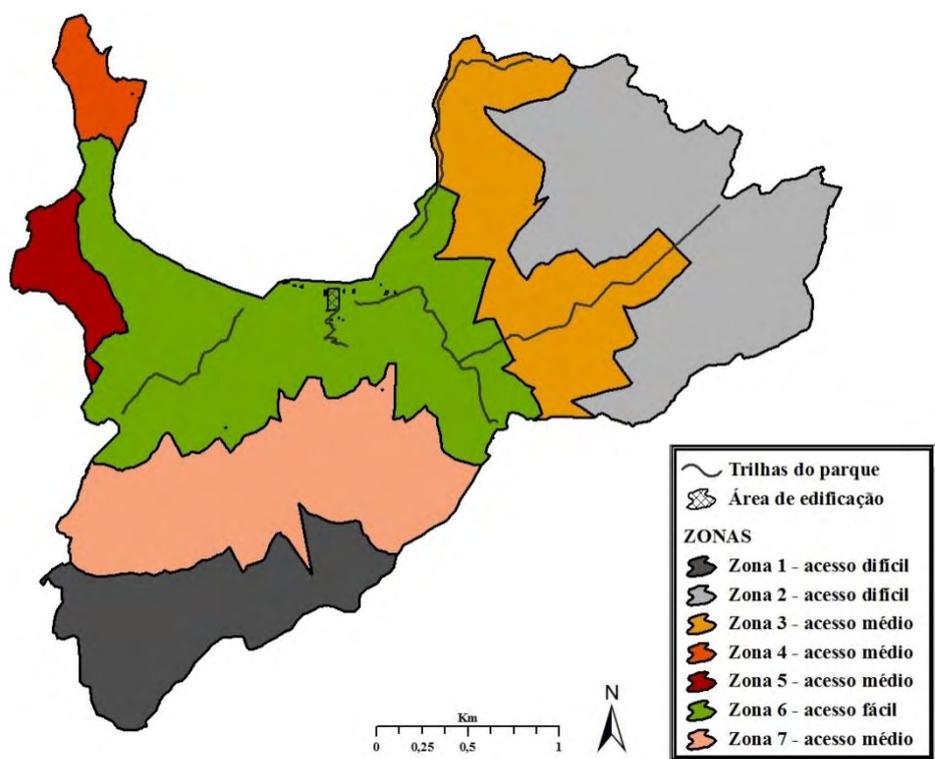


Figura 18 - Zoneamento da Ilha Anchieta, SP, classificado em sete zonas de acessibilidade, detalhando a área de edificação (antigo presídio) e as trilhas do PEIA. (Fonte: elaborado pelo autor).

Cada zona de acessibilidade mostrada na figura 18 possui características próprias quanto aos atributos da paisagem e proporções de uso/cobertura do solo (Tabela 6):

Tabela 6 - Percentagem de uso/cobertura do solo para cada zona de acessibilidade da Ilha Anchieta, SP.

Zonas	Campo Antrópico (%)	Floresta estágio inicial (%)	Floresta estágio intermediário (%)	Floresta estágio avançado (%)	Solo exposto (%)
1	0	0	31,91	59,34	0
2	3,10	0,20	47,18	44,28	0
3	1,08	2,57	25,32	69,94	0
4	32,44	43,62	14,76	0	0,19
5	35,23	7,81	46,70	1,33	0,25
6	30,02	4,64	30,94	22,97	5,79
7	10,34	3,21	19,74	64,98	0,08

Fonte: elaborado pelo autor

- Zona 1 (acesso difícil): possui a vegetação mais homogênea, com predominância de floresta em estágio avançado e uma porção de floresta em estágio intermediário de regeneração (Tabela 6), localizada no extremo sul do parque (Figura 18). É a única zona sem a presença de campo antrópico e de floresta em estágio inicial de regeneração. Possui declividade média de 25% e elevação média de 87 m. Com área de 98 ha, o acesso humano só é possível por veículo aquático, mesmo porque não há trilhas. É possível encontrar sobre o costão rochoso próximo a praia do sul, um barraco de um antigo pescador da Ilha Anchieta. Este barraco, apesar de abandonado há alguns anos, pode abrigar caçadores ilegais, já que foram encontrados vestígios de caça na floresta próximos a este local (Figura 20).

A zona 1 está inserida na Zona Intangível do Plano de Manejo do PEIA (Figura 10) (GUILLAUMON et al., 1989), ou seja, seu uso só é permitido para fins de fiscalização e monitoramento ambiental. No entanto, por se tratar de uma área distante do setor de infraestrutura do parque (difícil fiscalização), e apesar do seu acesso difícil, configura-se como local estratégico para caçadores, tanto que alguns vestígios de suas presenças foram encontrados nesta zona (Figura 19).

- Zona 2 (acesso difícil): observa-se nestes locais proporções semelhantes de florestas em estágio intermediário e avançado de regeneração (Tabela 6). Há pequenas manchas de

campo antrópico e pouca proporção de floresta em estágio inicial. Registrou-se altitude relativamente alta (média de 114 m) e declividade média de 24%. Com 182 ha, esta zona possui acessos pela praia do Leste e pela trilha não-oficial do Leste. Esta trilha é utilizada pelos caçadores para acessar o local, fato relatado pelos próprios funcionários do parque. A zona 2 também está inserida na Zona Intangível, e a área da praia do Leste pertence a Zona de Uso Extensivo do Plano de Manejo do PEIA (Figura 10). Nesta última, a presença do público é permitida para fins educativos, de pesquisa e lazer. Neste local há, também, sinais de caça. Colabora para a presença de caçadores sua localização relativamente distante da área de infraestrutura do parque.

- Zona 3 (acesso médio): há predomínio de floresta em estágio avançado, seguido de floresta em estágio intermediário (Tabela 6). Encontram-se pequenas manchas de floresta em estágio inicial e de campo antrópico. A declividade média registrada é de 26% e a elevação média, 141 m, as maiores da ilha. Esta zona tem 119 ha, com acesso possível por duas trilhas não-oficiais, a da Pedra do Navio e a do Leste. Nela, também, já foram encontrados indícios de caça próximos a costa, como mostra a figura 21. A zona 3 faz parte da Zona Intangível e a trilha da Pedra do Navio pertence a Zona de Uso Extensivo do Plano de Manejo do PEIA (Figura 10). Esta última dá acesso a prainha do Engenho e à piscina natural, muito procurada pelos turistas.

- Zona 4 (acesso médio): há nestas áreas proporções semelhantes de campo antrópico e floresta em estágio inicial, com manchas pequenas de floresta em estágio intermediário de regeneração (Tabela 6). É a única zona sem a presença de floresta em estágio avançado de regeneração. É a menor zona (19 ha) e também onde se observam as menores elevações (média de 33 m). Sua declividade média está entre as maiores da ilha (26%) e o acesso somente é possível pelo mar, já que não há trilhas. Esta é a parte da ilha mais próxima do continente, do qual é apartada por um estreito canal de 600 m de largura e 35 m de profundidade, denominado “Boqueirão”. Este é considerado o ponto mais crítico para acesso ao PEIA, via navegação. A zona 4 está inserida na Zona de Recuperação provisória do Plano de Manejo do PEIA, ou seja, é um local restrito às atividades de recuperação da vegetação degradada (Figura 10). É pequena, com vegetação bastante alterada.

- Zona 5 (acesso médio): pequena área (26 ha) com dimensões proporcionais entre campo antrópico e floresta em estágio intermediário de regeneração (Tabela 6). Há uma pequena mancha de floresta em estágio inicial e de floresta em estágio avançado. Sua altitude média está entre as menores da Ilha (41 m) e sua declividade média é 24%. A zona 5 também faz parte da Zona de Recuperação provisória do Plano de Manejo do PEIA (Figura 10) e é,

neste aspecto, semelhante a zona 4. É uma área com vegetação heterogênea que também sofreu grandes perturbações.

- Zona 6 (acesso fácil): possui a vegetação mais heterogênea da ilha, sem predominância de uso/cobertura do solo. Estão presentes, nesta zona, as três fases de regeneração de floresta, além do campo antrópico, do campo úmido e de solo exposto (Tabela 6). É a zona mais plana, com 18%, em média, de declividade e também a maior área (214 ha). Possui altitude média modesta, apenas 58 m. Nesta zona estão incluídas as edificações (as ruínas do antigo presídio, a administração do parque e o alojamento de funcionários/pesquisadores). Além disto, aqui se localiza o píer da praia do presídio, o principal acesso para turistas. Conta com três praias e todas as cinco trilhas de acesso. Há ainda três rios principais que nascem no interior da ilha e deságuam no mar. Nesta área localiza-se toda a infra-estrutura do parque e a maioria das praias, além de ser o principal local de uso dos turistas. A zona 6 está localizada na Zona de Recuperação, Zona Extensiva e Zona de Uso Intensivo do Plano de Manejo do PEIA (Figura 10). Nesta última zona são permitidas atividades recreacionais, educativas e de pesquisa. É, por conta da intensa atividade antrópica, a área mais degradada do parque.

- Zona 7 (acesso médio): há o predomínio de floresta em estágio avançado, seguida de floresta em estágio intermediário de regeneração, além de manchas espalhadas de campo antrópico e floresta em estágio inicial (Tabela 6). Com área de 145 ha, é a zona de maior altitude (média de 155 m) e uma das que tem menor declividade (média de 21%). Não há trilhas, portanto com acesso possível somente pelo mar. A zona 7 está inserida na Zona de Recuperação, Zona Extensiva e Zona Intangível do Plano de Manejo do PEIA (Figura 10). É, também, uma área em que a vegetação encontra-se em franca recuperação.



Figura 19 - Vestígio de caça (giral) encontrado no alto de uma árvore, dentro da zona 1 da Ilha Anchieta, SP. (Foto: Carolina F. Esteves).



Figura 20 - Barraco abandonado de antigo pescador da Ilha Anchieta, SP, próximo à praia do Sul. (Foto: Carolina F. Esteves).



Figura 21 - Vestígios de caça encontrados (pregos nas árvores e restos de colchão no chão) dentro da zona 3 da Ilha Anchieta, SP. (Foto: Carolina F. Esteves).

3.3.2 Validação do modelo de acessibilidade

A análise de correlação mostrou uma relação significativa entre o modelo de acessibilidade e o tempo de percurso observado em campo ($r=0,714$; $p<0,01$) (Figura 22). Quanto maior o valor de custo (físico) apresentado no modelo, maior foi o tempo gasto para acessar o local desejado. Este resultado corrobora e enfatiza o sucesso do modelo adotado para representação da acessibilidade real humana na Ilha Anchieta.

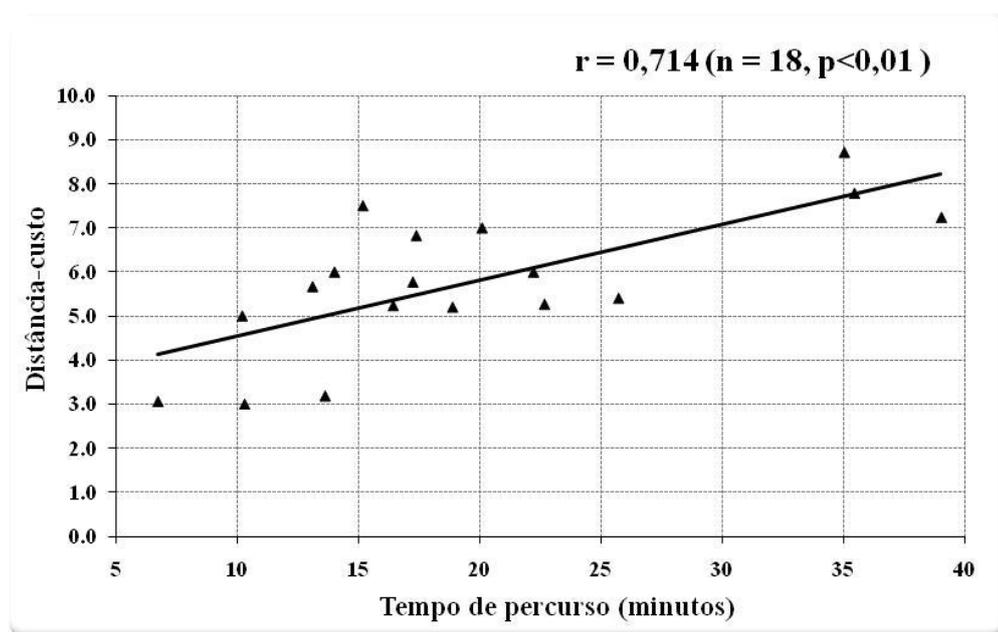


Figura 22 - Relação entre a distância-custo (modelo de acessibilidade) e o tempo real de percurso gasto para se chegar, a partir da área de entrada dos turistas, aos pontos localizados na Ilha Anchieta, SP.

3.3.3 Relação acessibilidade-compactação

Em relação à compactação do solo das trilhas do PEIA, os gráficos *box-plot* da figura 23 ilustram a distribuição dos dados de compactação para ambas as profundidades (10 e 20 cm), considerando a mediana, a amplitude e as distribuições de frequências do segundo e terceiro quartis de cada classe de acesso analisada.

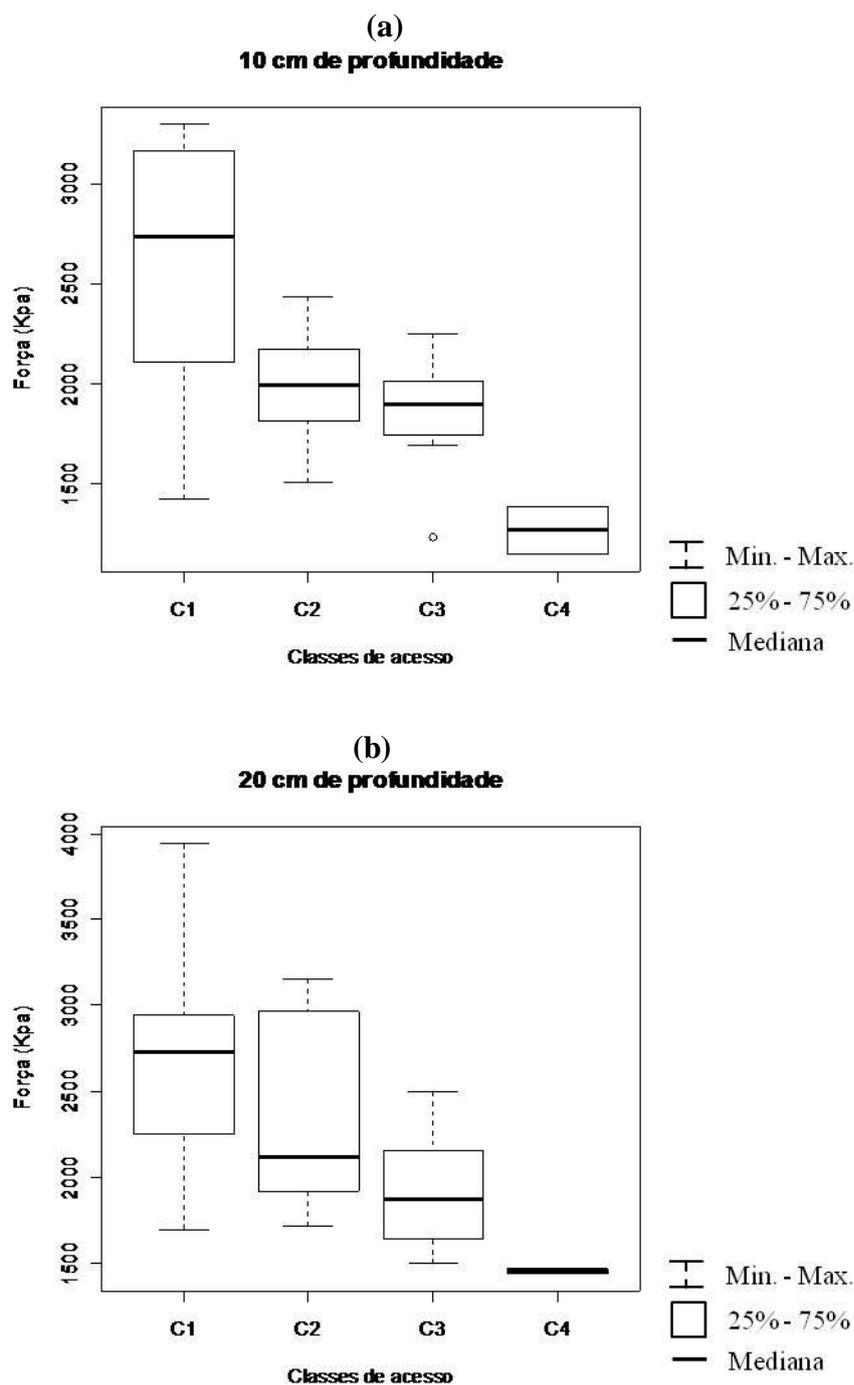


Figura 23 - Gráficos *box-plot* para as medidas de compactação nos quatro níveis de acessibilidade (classes C1 a C4, do acesso mais fácil ao mais difícil, respectivamente), ilustrado nas profundidades de (a) 10 cm e (b) 20 cm.

O teste de Shapiro-Wilk retornou que os dados apresentam distribuição estatisticamente diferente de uma normal padrão ($W = 0,875$, $p < 0,01$). Como os dados não apresentaram distribuição normal, utilizou-se o teste de Brown-Forsythe para testar a homogeneidade de variância dos dados. Este revelou que os dados de 20 cm de profundidade

do solo são heterogêneos ($p>0,05$), enquanto que para os dados de 10 cm de profundidade o teste foi marginalmente significativo ($p=0,064$).

Os resultados da análise exploratória mostraram que os dados não apresentam normalidade e nem homogeneidade de variâncias. Considerando este resultado, optou-se pelo teste de Welch para testar diferenças nos dados de compactação entre as classes de acessibilidade. Este apontou diferença significativa entre o grau de compactação do solo e as classes de acessibilidade nas diferentes profundidades estudadas (Tabela 7).

Tabela 7 - Resumo das estatísticas da análise de variância (teste de Welch) e da análise de contraste para duas diferentes profundidades, considerando a compactação do solo das trilhas em quatro classes de acessibilidade da Ilha Anchieta, SP.

Variável resposta	Média ± Desvio-padrão				Teste de Welch			Comparação Múltipla ($\alpha=0,05$)
	C1	C2	C3	C4	gl	F	p	
Compactação 10 cm	2576±721 n=6	1986±310 n=7	1844±322 n=7	1271±168 n=2	3	7,88	0,01	C1 > C4
Compactação 20 cm	2715±757 n=6	2393±612 n=7	1922±394 n=7	1454±16 n=2	3	12,47	0,001	C1 > C4 C2 > C4

Nota: gl = graus de liberdade; C1, C2, C3 e C4 = classes de acessibilidade, do acesso mais fácil ao mais difícil, respectivamente.

De acordo com a análise de contraste (Tabela 7), para a profundidade do solo de 10 cm, houve diferença significativa entre C1 e C4 (classe de acesso mais fácil e mais difícil). Em relação à profundidade do solo de 20 cm, houve diferenças entre C1 e C4 e também entre C2 e C4. A diferença foi marginalmente significativa entre C3 e C4. Os resultados apontam que as trilhas situadas em áreas de maior acessibilidade são mais compactadas em relação às trilhas em áreas de menor acesso.

3.4 DISCUSSÃO

Poucos são os estudos sobre acessibilidade utilizados diretamente no planejamento de conservação. A maioria se concentra na abordagem sobre conectividade entre fragmentos e dispersão de animais (e.g. RAY; LEHMANN; JOLY, 2002; ADRIAENSEN et al., 2003; PINTO; KEITT, 2009). Peres e Lake (2003), como exceção, estudaram o efeito da acessibilidade física humana na extração de produtos florestais não madeireiros e na densidade de mamíferos (caça) na Amazônia. A distância entre o destino e o ponto de origem considerada pelos autores foi Euclidiana. Este estudo encontrou uma relação positiva entre distância e abundância de espécies de grandes vertebrados, enquanto que a abundância de espécies de pequeno porte, geralmente ignoradas pelos caçadores, mostrou tendência inversa. Além disso, os autores enfatizam que o acesso potencial humano a parques e reservas existentes só podem ser uma ameaça se forem mal defendidos. Isto quer dizer que as reservas com maior quantidade de pontos de acessos (e.g. estradas e rios) e de entradas terão mais dificuldade em se salvaguardar.

A construção de modelos de acessibilidade humana pode ser considerada uma valiosa ferramenta para inserção no zoneamento ambiental, como forma de maximizar as estratégias de manejo das UCs de proteção integral. Cada área da Ilha Anchieta possui características específicas sobre uso, histórico de ocupação e atributos físicos da paisagem. As particularidades delimitadas em cada zona neste estudo podem possibilitar o manejo eficiente de seus recursos.

De maneira geral, em função de sua localização, áreas com vegetação exaustivamente perturbadas (campo antrópico e florestas em estágios iniciais) poderiam ser recuperadas a partir do reflorestamento, com plantio de mudas nativas ou sementes, quando localizadas em áreas mais declivosas (para evitar erosão do solo) (SÃO PAULO, 2004). A recuperação também é indicada em áreas planas, de trânsito intenso de turistas, com o propósito de acelerar a regeneração. O problema com erosão, geralmente, é menor nestas áreas mais planas (GUERRA; SILVA; BOTELHO, 2007). Assim, a aplicação de medidas que permitam a regeneração natural seria mais adequada, porque, além do custo financeiro menor, há a restrição ao trânsito de turistas em áreas específicas. Nas zonas com vegetação menos perturbadas e em estágio mais avançado de regeneração, a restrição ao acesso de turistas, quando necessário, é medida adequada de manejo para preservar o ecossistema. A tabela 8 mostra as recomendações e objetivos de conservação propostos para cada zona descrita no presente estudo.

Tabela 8 - Zonas do PEIA descritas no presente estudo com suas respectivas recomendações de manejo.

(continua)

Zonas PEIA	Acesso humano	Recomendações
1	Difícil	<p>Por ser uma área de difícil acesso e em franca recuperação da vegetação, é necessário que a fiscalização se intensifique e seja eficaz contra a caça ilegal e a destruição de habitat. A condução da regeneração natural é a mais indicada nesta zona, visto que há menor grau de perturbação e os processos ecológicos ainda estão atuantes (SÃO PAULO, 2004). Os objetivos para esta zona seriam: (1) preservação do ecossistema e do potencial genético, funcionando como uma matriz de repovoamento, (2) isolamento da área contra fatores de perturbação, (3) área destinada somente à pesquisa e ao monitoramento.</p>
2	Difícil	<p>Nesta zona, a condução da regeneração natural também é a mais indicada, visto que há menor grau de perturbação e é capaz de manter as condições de autoperpetuação, como banco de sementes e de plântulas. Nas áreas ocupadas por samambaias, com baixo potencial de regeneração, recomenda-se o reflorestamento (plantio de sementes, plantio em ilhas ou adensamento) (SÃO PAULO, 2004). Os objetivos para esta zona seriam: (1) local destinado somente à pesquisa e ao monitoramento, (2) atividades recreacionais ficam restritas à área da praia, (3) proteção contra caça da fauna (fiscalização eficiente por trilha e mar), (4) isolamento da área contra fatores de perturbação.</p>
3	Médio	<p>Como também já foram encontrados vestígios de caça nesta zona, é importante que se intensifique a fiscalização no local. Nas áreas de floresta em estágio intermediário e avançado, aconselha-se a autoperpetuação, como banco de sementes e de plântulas, com isolamento das trilhas. Nas áreas ocupadas por campo antrópico (samambaias e miconias), com baixo potencial de regeneração, recomenda-se o reflorestamento (plantio de sementes, plantio em ilhas ou adensamento) (SÃO PAULO, 2004). Os objetivos para esta zona seriam: (1) preservação do ecossistema e do potencial genético (florestas) para que funcione como matriz de repovoamento, (2) restrição de uso das trilhas pelos visitantes, com permissão somente acompanhados por monitores ambientais, (3) proteção contra caça de exemplares da fauna.</p>
4	Médio	<p>Como se trata de uma área de médio acesso, a regeneração natural não seria prejudicada pelo trânsito de turistas. Nas áreas com baixa taxa de regeneração e sem cobertura florestal, recomenda-se o plantio de sementes ou o plantio em ilhas (SÃO PAULO, 2004). Os objetivos para esta zona são: (1) isolamento da área contra fatores de perturbação, (2) prevenção contra erosão do solo.</p>
5	Médio	<p>Medidas que permitam a recuperação natural, sem intervenção direta nas áreas florestadas são recomendáveis. Nas áreas com baixa taxa de regeneração e sem cobertura florestal, recomenda-se o plantio de sementes ou o plantio em ilhas (SÃO PAULO, 2004). Os objetivos para esta zona seriam: (1) isolamento da área contra fatores de perturbação, (2) proteção com objetivo de proteger o solo contra erosões.</p>

Tabela 8 - Zonas do PEIA descritas no presente estudo com suas respectivas recomendações de manejo.

(conclusão)

Zonas PEIA	Acesso humano	Recomendações
6	Fácil	Esta é a zona de intensa atividade antrópica e a área mais degradada do parque. Por isso, aconselha-se o reflorestamento (plantio de sementes ou plantio em ilhas) em áreas de baixa regeneração, como nos campos antrópicos, com manejo das samambaias. Além disso, em áreas florestadas sugere-se a condução da regeneração natural, visto que há presença de dispersores nestas áreas. Para isso, também é necessário o isolamento das áreas de recuperação por cercas ou aceiros (SÃO PAULO, 2004). Os objetivos para esta zona seriam: (1) manejo adequado das trilhas interpretativas, (2) atividades recreacionais restritas às praias, as trilhas interpretativas monitoradas e aos edifícios histórico-culturais, (3) isolamento da área contra fatores de perturbação, (4) conservação dos rios.
7	Médio	Sugere-se para esta zona a condução da regeneração natural nas áreas florestadas, visto que os processos ecológicos ainda estão atuantes. Além disso, aconselha-se o reflorestamento (plantio de sementes ou plantio em ilhas) em áreas de baixa regeneração, como nos campos antrópicos (SÃO PAULO, 2004). Os objetivos para esta zona são: (1) isolamento da área contra fatores de perturbação, (2) destino exclusivo para pesquisa e monitoramento.

Fonte: elaborado pelo autor

Em relação à caça, as diferentes zonas deveriam ser fiscalizadas e monitoradas com a frequência em função da dificuldade de acesso e também em relação ao ponto turístico (local de infra-estrutura do parque). Neste caso, as zonas de difícil acesso seriam mais bem fiscalizadas, pois tanto o acesso dos turistas, quanto dos guardas estariam dificultadas, facilitando a ação dos caçadores. Ação esta evidenciada neste estudo, já que foram encontrados sinais de caça, principalmente nas zonas de difícil acesso (zonas 1 e 2).

A regeneração natural da vegetação na Ilha Anchieta seria intensificada se houvesse efetiva integração animal-plantas no que diz respeito à dispersão de sementes e recrutamento de plantas. Este fator está associado principalmente à ausência de aves dispersoras e elevada abundância de mamíferos herbívoros, que acarreta alta taxa de mortalidade de sementes (>70%) por predação (FADINI et al., 2009; FLEURY, 2009). Além disso, algumas espécies presentes na ilha e consideradas importantes dispersoras de sementes, como o gambá-de-orelha-preta (*Didelphis aurita*) e a cutia (*Dasyprocta* spp.) (GALETTI et al., 2006; CÁCERES et al., 2009), são também, em contrapartida, predadoras de ninhos de aves no solo (ALVAREZ; GALETTI, 2007). Assim, a comunidade de aves frugívoras do PEIA está representada por espécies mais generalistas e que dispersam sementes menores (ALVES, 2008; FADINI et al., 2009), dificultando a regeneração natural da Ilha Anchieta.

Constatou-se que as áreas com maior necessidade de proteção, devido ao acesso fácil, estão situadas, principalmente, ao longo dos locais mais visitados (zona 6). Desde 1998, o local de desembarque, a entrada e o tempo de permanência de visitantes são controlados (SÃO PAULO, 1998a, 2002), o que configura um grande passo conquistado. Mesmo assim, ainda há a necessidade da criação de normas para o parque que possibilitem a estruturação ordenada de visitação, com restrição às áreas específicas a serem restauradas e permissão monitorada às trilhas interpretativas.

Importante considerar que o zoneamento seria aprimorado com a inclusão do mapeamento das comunidades de vegetação mais vulneráveis e das espécies animais mais sensíveis. Um exemplo seria a restrição de acesso a possíveis locais de nidificação. Estudos futuros, a este respeito, são necessários. Além disso, o zoneamento permite a temporalidade ou sazonalidade do acesso a determinadas áreas, dependendo da dinâmica e comportamento das espécies (VICKERY, 1995). Em épocas de pico de visitação ao PEIA, dezembro e janeiro, o acesso a algumas áreas do parque poderiam ser mais restritos para garantir a preservação de algumas espécies.

Outro fator significativo, porém pouco mencionado em zoneamentos e planos de manejo é a disponibilidade de água. Um trabalho realizado na década de 70 sobre o plano de exploração turística da Ilha antes da criação do parque delimitou 28 sub-bacias, das quais 11 apresentam boas possibilidades de aproveitamento. Apesar da baixa vazão de água, o plano concluiu que os recursos hídricos da Ilha são suficientes para atender o consumo de água potável para uma exploração turística de grande porte (SÃO PAULO, 1974). Considerando a estrutura turística atual da Ilha Anchieta, esta possui, pelo menos, quatro importantes rios permanentes que abastecem o parque. Todos, de algum modo, com fácil acesso aos turistas. Por isso, a pesca ilegal, a recreação e a poluição destes corpos d'água devem ser consideradas na estratégia de manejo do parque.

O PEIA possui grande potencial turístico, tanto por suas belezas cênicas, como também pelos aspectos históricos e ecológicos. Aliado a essas potencialidades, encontra-se o frágil ambiente insular, mais susceptível a distúrbios humanos e a estabilidade da fauna e flora, principalmente em razão da área pequena e do isolamento geográfico (ÂNGELO, 1989). Por essas limitações ambientais e estruturais, o manejo do PEIA torna-se ainda mais difícil. Certamente a cooperação entre turistas e gestores é fundamental para o manejo adequado do parque.

O principal objetivo dos parques estaduais paulistas é preservar os ecossistemas, no entanto, são utilizados também para fins culturais, educativos e recreativos (SÃO PAULO,

1986). Por isso, a utilização do parque pelos visitantes necessita ser o foco principal no planejamento de manejo destas áreas. Estimulá-lo para que se envolva diretamente na estratégia de conservação.

Segundo Magro (1990), metade dos turistas do PEIA não sabem que a Ilha Anchieta é um parque. Esta informação é vital para as ações e atitudes dos visitantes no sentido de evitar danos culturais e ambientais. A grande maioria dos turistas chega ao PEIA de escuna de passeio (cerca de 51.000 em 2009 de acordo com a administração do PEIA). Para a autora este fato pode ser grande aliado para divulgação da Ilha Anchieta como parque pelas agências de turismo, além de possibilitar que o turista seja informado sobre conservação. Além disso, monitores, vigilantes e funcionários do parque também têm papel importante na orientação dos visitantes. No entanto, para uma campanha educativa eficaz, não basta restringir e mostrar apenas o que não se pode fazer. O visitante do parque precisa entender os motivos pelos quais não deve desenvolver determinados comportamentos e quais as conseqüências dos seus atos (BLANGY; WOOD, 1995).

O impacto humano tratado neste estudo refere-se principalmente ao turismo e às atividades recreacionais no PEIA. No entanto, é importante considerar outras formas de “presença humana” no parque, igualmente impactantes, como funcionários e pesquisadores, por exemplo. O impacto da pesquisa em UCs é pouco discutido atualmente, apesar da sua relevância. Ferreira (1997) destaca que a forma como as pesquisas são conduzidas nas UCs, muitas vezes, acaba causando impactos e resultam em comportamentos antiéticos por parte dos pesquisadores. Segundo a autora, não há informações disponíveis que indiquem o quanto os trabalhos científicos contribuem ou prejudicam as próprias áreas ou comunidades. É necessário que os pesquisadores conscientizem-se sobre a importância da preservação ambiental, para que se estabeleçam trabalhos, cujos retornos, sejam sempre positivo em favor da área estudada.

Os resultados obtidos no presente estudo foram conferidos em campo e devidamente corroborados. Para isso, levou-se em consideração os graus de acesso, a partir da área de entrada dos turistas do PEIA e o tempo de chegada. Além disso, a compactação observada nas trilhas também confirma as zonas de acessibilidade propostas pelo modelo gerado neste estudo. Com a análise de compactação do solo nas trilhas do parque, pode-se verificar que as trilhas situadas em áreas de maior acessibilidade, são também as trilhas de maior uso humano, devido ao pisoteio e conseqüente compactação do solo. Assim, se existem impactos nas trilhas, outros poderão existir, inclusive sobre a fauna local.

3.5 CONCLUSÕES

O modelo de acessibilidade criado para a Ilha Anchieta permitiu identificar medidas mais adequadas de manejo e proteção, em função das características físicas locais da área, do uso/cobertura do solo atual e do uso dessas áreas para o turismo. Este resultado deverá servir como base para efetivar as recomendações que complementam os processos de gestão do parque. O modelo apresentado neste estudo poderá ser aplicado em outras UCs, como forma de auxiliar em futuras estratégias de manejo destes parques, conforme as características particulares de cada um.

REFERÊNCIAS

- AB'SABER, A.N. **Brasil: paisagens de exceção: o litoral e o Pantanal Mato-Grossense: patrimônios básicos**. 2. ed. Cotia: Ateliê. 2007. 182 p.
- ADRIAENSEN, F. et al. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 64, p. 233-247, 2003.
- ALMEIDA, F.F.M. **Fundamentos geológicos do relevo paulista**. São Paulo: IPT, 1974. 110 p.
- ALVAREZ, A.D.; GALETTI, M. Predação de ninhos artificiais em uma ilha na Mata Atlântica: testando o local e o tipo de ovo. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 24, n. 4, p. 1011-1016, 2007.
- ALVES, K.J.F. **Composição da avifauna e frugivoria por aves em um mosaico sucessional na Mata Atlântica**. 107 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas - Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2008.
- ÂNGELO, S. **Ilhas do litoral paulista**. São Paulo: SMA; Secretaria da Cultura. 1989. 52 p.
- BLANGY, S.; WOOD, M.E. Desenvolvendo e implementando diretrizes ecoturísticas para áreas naturais e comunidades vizinhas. In: LINDENBERG, K.; HAWKINS, D.E. (Ed.). **Ecoturismo: um guia para planejamento e gestão**. São Paulo: SENAC. Cap. 2, 1995. p. 59-93.
- BOVENDORP, R.S.; GALETTI, M. Density and population size of mammals introduced on a land-bridge island in southeastern Brazil. **Biological Invasions**, Dordrecht, v. 9, p. 353-357, 2007.
- BUENO, E. **Capitães do Brasil: a saga dos primeiros colonizadores**. Rio de Janeiro: Objetiva, v. 3., 1999. 288 p.
- CÁCERES, N. et al. Frugivory by the black-eared opossum *Didelphis aurita* in the Atlantic Forest of southern Brazil: roles of sex, season and sympatric species. **Biotemas**, Florianópolis, v. 22, p. 303-211, 2009.
- CICCHI, P.J.P. **Dados ecológicos da herpetofauna do Parque Estadual da Ilha Anchieta, Ubatuba, São Paulo, Brasil**. 84 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas - Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2007.
- CRUZ, O. **A Serra do Mar e o litoral na área de Caraguatatuba, SP: contribuição à geomorfologia litorânea e tropical**. São Paulo: IGEOG; USP, 1974. 181 p. (Série Teses e Monografias).
- DALGAARD, P. **Introductory statistics with R**. New York: Springer, 2002. 267p.
- ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE [ESRI]. Redlands: ESRI, 2006. **GIS and Mapping Software**. Disponível em: <<http://esri.com>>. Acesso em: 11 mar. 2008.

FADINI, R.F. **Limitações bióticas afetando o recrutamento da palmeira *Euterpe edulis* em uma ilha continental da mata Atlântica.** 78 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas - Biologia Vegetal) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2005.

FADINI, R.F. et al. Effects of frugivore impoverishment and seed predators on the recruitment of a keystone palm. **Acta Oecologica**, Paris, v. 35, p. 188-196, 2009.

FERREIRA, L.M. Pesquisa biológica e cultural nas unidades de conservação: as necessidades e os limites. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 1., 1997, Curitiba. **Anais...** Curitiba: IAP; UNILIVRE; RNPUC, v. 1, 1997. p. 167-180.

FLEURY, M.H. **Interações ecológicas entre plantas e animais: implicações para a conservação e restauração de uma ilha pluvial Atlântica.** 126 f. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

FRANCO, A.M.P. **Ilha Anchieta: memórias de um herói relegado.** Pouso Alegre: [s.n.], 2001. 114 p.

FUNDAÇÃO PARQUE ZOOLOGICO DE SÃO PAULO. **Processo S/A nº 83.154/86.** Telex – CPRN-014/83 26 f., 1986.

GALETTI, M. et al. Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: the combined effects of defaunation and forest fragmentation. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 151, p. 141-149, 2006.

GENINI, J. **Reproductive phenology and fruit production on a land bridge island in the Brazilian Atlantic Forest.** 48 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas - Biologia Vegetal) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2006.

GUERRA, A.J.T.; SILVA, A.S.; BOTELHO, R.G.M. (Org.). **Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações.** 3. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2007. 340 p.

GUILLAUMON, J.R. et al. **Plano de manejo do Parque Estadual da Ilha Anchieta.** São Paulo: Instituto Florestal, 1989. 130 p. (Série Registros).

HARRIS, B. **Notes on accessibility.** Philadelphia: Institute for Environmental Studies, University of Pennsylvania, 1966. 13 p.

HUECK, K. **As florestas da América do Sul: ecologia, composição e importância econômica.** Tradução de H. Reichardt. São Paulo: EDUSP; Polígono, 1972. 466 p.

KOENING, J.G. Indicators of urban accessibility: theory and application. **Transportation**, Amsterdam, v. 9, n. 2, p. 145-172, 1980.

KOTTEK, M. et al. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated, **Meteorologische Zeitschrift**, Berlin, v. 15, n. 3, p. 259-263, 2006.

LAMPARELLI, C.C.; MOURA, D.O. (Coord.) **Mapeamento dos ecossistemas costeiros do estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente; CETESB. 1998. 108p.

MAGRO, T.C.; GRANJA, C.M.; MENDES, F.B.G. Características do usuário do Parque Estadual da Ilha do Anchieta: subsídios para o plano interpretativo. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., São Paulo. **Anais...** Campos do Jordão: SBS, 1990. p. 766-772.

MUNROE, D.K.; SOUTHWORTH, J.; TUCKER, C.M. The dynamics of land-cover change in western Honduras: exploring spatial and temporal complexity. **Agricultural Economics**, Amsterdam, v. 27, p. 355-369, 2002.

OLIVEIRA, W. **Ubatuba**: documentário. São Paulo: Escritor, 1977. 216 p.

OLIVEIRA, S.M. **Ilha Anchieta**: rebelião, fatos e lendas. Pindamonhangaba: São Benedito, 2008. 164 p.

PEEL, M.C.; FINLAYSON, B.L.; McMAHON, T.A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth Systems Sciences Discussions**, Göttingen, v. 4, p. 439-473, 2007.

PERES, C.A.; LAKE, I.R. Extent of nontimber resource extraction in tropical forests: accessibility to game vertebrates by hunters in the Amazon Basin. **Conservation Biology**, Boston, v. 17, n. 2, p. 521-535, 2003.

PFAFF, A.S.P. What drives deforestation in the Brazilian Amazon? Evidence from satellite and socioeconomic data. **Journal of Environmental Economics and Management**, New York, v. 37, p. 25-43, 1999.

PINTO, N.; KEITT, T. Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 24, n. 2, p. 253-266, 2009.

RAY, N.; LEHMANN, A.; JOLY, P. Modeling spatial distribution of amphibian populations: a GIS approach based on habitat matrix permeability. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 11, p. 2143-2165, 2002.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R 2.11.1**: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2010. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 23 mar. 2010.

ROBIM, M.J. **Análise das características do uso recreativo do Parque Estadual da Ilha Anchieta: uma contribuição ao manejo**. 161f. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1999.

ROBIM, M.J. et al. Caminhos para a conservação do patrimônio cultural em unidades de conservação. O caso do Parque Estadual da Ilha Anchieta. **Revista OLAM - Ciência & Tecnologia**, Rio Claro, v. 8, p. 104-130, 2008.

SAATY, T.L. A scaling method for priorities in hierarchical structures. **Journal of Mathematical Psychology**, New York, v. 15, p. 234-281, 1977.

SAINT-ADOLPHE, J.C.R.M. **Diccionario geographico, historico e descriptivo do Império do Brasil**. Paris: [s.n.], 1845. 795 p.

SÃO PAULO (Estado). Lei Provincial nº 111, de 21 de abril de 1885. Fica elevada à freguezia, a capella da Ilha dos Portos, municipio do Ubatuba. **Imprensa Oficial do Estado de São Paulo**, Poder..., São Paulo, 21 abr. 1885. p. 51-52.

_____. Lei Estadual nº 844, de 10 de outubro de 1902. Auctoriza o Governo a fundar um instituto disciplinar e uma Colonia Correccional. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, Poder..., São Paulo, 14 out. 1902. p. 2181.

_____. Lei Estadual nº 2347, de 31 de dezembro de 1928. Transfere para a Ilha dos Porcos do Instituto Correccional de Taubaté, com a denominação de Colonia Correccional do Estado de São Paulo. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, Poder..., São Paulo, 5 jan. 1929. p. 191-192.

_____. Decreto Estadual nº 6349, de 19 de março de 1934. Muda para Ilha Anchieta a atual denominação da Ilha dos Porcos, deste Estado. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, Poder..., São Paulo, 21 mar. 1934. p. 1.

_____. Decreto Estadual nº 24906, de 3 de setembro de 1955. Dispõe sobre extinção do estabelecimento penal localizado na Ilha Anchieta. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, Poder..., São Paulo, 4 set. 1955. p. 1.

_____. Secretaria de esportes e turismos do Governo do Estado de São Paulo. **Ilha Anchieta: Plano geral de exploração turística**. São Paulo: Fomento de Urbanização e Melhoria das Estâncias [FUMEST], 1974. 69 p.

_____. Decreto Estadual nº 9629, de 29 de março de 1977. Cria o Parque Estadual da Ilha Anchieta e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, Poder..., São Paulo, 30 mar. 1977. p. 1.

_____. Decreto Estadual nº 25341, de 4 de junho de 1986. Aprova o regulamento dos Parques Estaduais Paulistas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, Poder..., São Paulo, 5 jun. 1986. Seção 1, p. 3-4.

_____. Resolução SMA nº 87, de 11 de dezembro de 1998. Disciplina o acesso e a permanência de turistas no Parque Estadual da Ilha Anchieta e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, Poder..., São Paulo, 12 dez. 1998a. Seção 1, p. 23.

_____. Secretaria do Meio Ambiente. **Projeto Museológico do Parque Estadual da Ilha Anchieta – Relatórios: Fase I, II, III e IV**. São Paulo: Marcos Carrilho Arquitetos S/C Ltda. Convênio MMA/PNMA/PED 97 CV047, 1998b.

_____. Portaria do diretor geral do IF, de 18 de dezembro de 2002. Dispõe sobre o cadastro de empresas ou pessoas físicas que operam o turismo e/ou transporte de visitantes no Parque Estadual da Ilha Anchieta, e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, Poder..., São Paulo, 19 dez. 2002. Seção 1, p. 50.

_____. Secretaria do Meio Ambiente. **Recuperação florestal**: da muda à floresta. São Paulo: Fundação para a Conservação e a Produção Florestal do Estado de São Paulo, 2004. 112 p.

_____. Decreto Estadual nº 51453, de 29 de dezembro de 2006. Cria o Sistema Estadual de Florestas – SIEFLOR e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo, Poder...**, São Paulo, 30 dez. 2006. Seção 1, p. 37-38.

_____. Decreto Estadual nº 54079, de 04 de março de 2009. Altera os artigos 5º, 6º e 9º, acrescenta o artigo 9ºA e modifica os Anexos do Decreto nº 51453, de 2006, que cria o Sistema Estadual de Florestas – SIEFLOR. **Diário Oficial do Estado de São Paulo, Poder...**, São Paulo, 5 mar. 2009. Seção 1, p. 3.

SOULÉ, M.E.; SANJAYAN, M.A. Conservation targets: do they help? **Science**, Washington, v. 279, p. 2060, 1998.

TERBORGH, J. Maintenance of diversity in tropical forests. **Biotropica**, Washington, v. 24, p. 283-292, 1992.

VICKERY, J. Access. In: SUTHERLAND, W.J.; HILL, D.A. (Ed.). **Managing habitats for conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. p. 42-58.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. Upper Saddle River: Prentice Hall, 1996. 662 p.

4 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DOS MAMÍFEROS EM FUNÇÃO DA ACESSIBILIDADE E ESTRUTURA DA PAISAGEM NO PEIA, SP

4.1 INTRODUÇÃO

A composição e o arranjo das espécies em escalas locais, regionais e globais é um importante atributo do ambiente que varia de acordo com padrões geográficos distintos. As características da paisagem (e.g. declividade, barreiras naturais) exercem forte influência sobre a estrutura espacial e dinâmica das populações (RITCHIE, 1997). O movimento dos animais entre paisagens é um processo necessário, pois permite que os organismos estabeleçam seus territórios e áreas de vida, e garante recursos como alimento e abrigo (FORMAN, 1995).

Devido às influências do uso/cobertura do solo e aos padrões de perturbação, a distribuição e qualidade do habitat de muitas espécies não são estáticas e nem uniformes no espaço e no tempo (FELIX et al., 2007). Deste modo, o homem passou a apresentar papel determinante no padrão de distribuição de espécies. As áreas protegidas são consideradas como últimos refúgios de habitat natural para muitas espécies e, mesmo assim, sofrem com a ação humana (SOULÉ; SANJAYAN, 1998; TERBORGH, 2002). É essencial, portanto, entender como as atividades humanas afetam a vida silvestre nestes locais.

O principal objetivo desta parte do trabalho foi analisar o impacto da presença humana na distribuição e abundância da comunidade de mamíferos de médio e grande porte (> 1 kg) da Ilha Anchieta, São Paulo. Neste estudo, a influência humana sobre os mamíferos na Ilha Anchieta foi analisada por meio do conceito de *acessibilidade*. Ele foi analisado pela distância do ponto mais próximo de acesso, levando em conta as dificuldades de acesso. Além disso, foi feita a modelagem da presença das espécies em função dos atributos da paisagem e da acessibilidade e o mapeamento da distribuição espacial dos mamíferos na Ilha Anchieta.

Com isso, buscou-se responder algumas questões pertinentes, tais como: 1) Há regiões de maior riqueza de espécies de mamíferos na Ilha Anchieta? Em caso positivo, qual o padrão de distribuição destes animais? 2) Os mamíferos ocorrem em áreas de menor presença humana na Ilha? 3) Qual fator tem maior influência na distribuição espacial dos mamíferos na Ilha, a presença humana (acessibilidade) ou os atributos físicos da paisagem?

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Área de estudo

O presente estudo foi realizado na Ilha Anchieta. Detalhes sobre a área de estudo foram previamente apresentados no item 3.2.1 do capítulo 3 desta dissertação.

4.2.1.1 FAUNA

Com relação à fauna terrestre, é importante ressaltar a introdução de mais de 140 indivíduos de 17 espécies de vertebrados (maioria mamíferos herbívoros), em 1983, pelo Zoológico de São Paulo (FUNDAÇÃO PARQUE ZOOLOGICO DE SÃO PAULO, 1986). As espécies de mamíferos que conseguiram sobreviver, atingiram alta densidade por causa da ausência de predadores naturais, a maior registrada na Mata Atlântica atualmente (BOVENDORP; GALETTI, 2007) (Tabela 9). Os animais introduzidos afetam diretamente a regeneração natural da Ilha, bem como populações de aves por predação de ninhos (FADINI et al., 2009; ALVAREZ; GALETTI, 2007; BOVENDORP; GALETTI, 2007).

Tabela 9 - Espécies de mamíferos introduzidos e nativos, com seus respectivos tamanhos populacionais atuais na Ilha Anchieta, São Paulo, Brasil.

Nome	Espécie	Nº indivíduos introduzidos ¹	Situação atual (tamanho populacional) ² (min-max)
Capivara	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	7	272,51 (151-492)
Cutia	<i>Dasyprocta</i> spp.	8	1292,43 (1026-1595)
Macaco-prego	<i>Cebus apella</i>	33	27,48 (22-34)
Ouriço-cacheiro	<i>Sphiggurus villosus</i>	7	Sem informação
Paca	<i>Cuniculus paca</i>	6	Sem informação
Preguiça	<i>Bradypus variegatus</i>	1	Extinto
Quati	<i>Nasua nasua</i>	13	163,96 (96-279)
Ratão-do-banhado	<i>Myocastor coypus</i>	11	Provavelmente extinto
Sagüi-de-tufo-preto	<i>Callithrix penicillata</i>	5	721,62 (545-954)
Tamanduá-mirim	<i>Tamandua tetradactyla</i>	1	3
Tatu-galinha	<i>Dasytus novemcinctus</i>	1	295,93 (192-454)
Tatu-peba	<i>Euphractus sexcinctus</i>	2	Provavelmente extinto
Tatu-de-rabo-mole	<i>Cabassous unicinctus</i>	2	Provavelmente extinto
Veado-catingueiro	<i>Mazama gouazoubira</i>	3	Extinto
Gambá-de-orelha-preta	<i>Didelphis aurita</i>	-	450,15 (272-743)

¹ Fonte: FUNDAÇÃO PARQUE ZOOLOGICO DE SÃO PAULO, 1986.

² Fonte: BOVENDORP; GALETTI, 2007.

O primeiro inventário da quiropterofauna da Ilha Anchieta constatou a presença de 17 espécies, 14 gêneros e 3 famílias. As espécies mais registradas foram as de hábito frugívoro, importantes na dispersão e recuperação de áreas com interferência humana. O ambiente insular mostrou-se particular quanto à composição e abundância de algumas espécies, quando comparado com estudos realizados na Mata Atlântica continental. Como exemplo, *Chiroderma doriae* é uma espécie considerada rara pela maioria dos inventários e mostrou-se comum na Ilha. A espécie mais incomum encontrada na Ilha é o morcego-vampiro (*Desmodus rotundus*), com hábito alimentar hematófago (AIRES, 1998).

O levantamento preliminar de avifauna da Ilha citado no Plano de Manejo (GUILLAUMON et al., 1989) detectou 53 espécies, sem nenhum registro de aves terrestres de grande porte, salvos urubu (*Coragyps atratus*) e urubu-de-cabeça-vermelha (*Cathartes aura*). A composição da avifauna da Ilha Anchieta foi substancialmente modificada pela ação humana ao longo do tempo, fato evidenciado pela ausência total de representantes das famílias Tinamidae, Cracidae, Phasianidae, Psittasidae e Ramphastidae. Apesar disso, há a

presença de espécies importantes para a polinização e dispersão de sementes, como beija-flores, saíras e sanhaços, além de bandos de aves que utilizam ilhas para nidificação e pernoite (GUILLAUMON et al., 1989).

Um estudo recente sobre riqueza de avifauna registrou 75 espécies de aves no PEIA, porém com poucos representantes florestais (apenas 15 espécies). As maiores ocorrências foram detectadas para as famílias Thraupidae, Tyrannidae e Vireonidae (ALVES, 2008). Espécies de maior porte como tucanos, jacuguaços e jacutingas, nativas da Mata Atlântica, são pouco representativos na Ilha Anchieta (FADINI, 2005).

Considerando a herpetofauna da Ilha Anchieta, Cicchi (2007) registrou, em seu estudo, 17 espécies de anfíbios e 8 espécies de répteis, listados na tabela 10. Segundo o autor, a baixa diversidade de espécies encontrada na Ilha Anchieta pode estar associada a três fatores principais: (1) ambiente insular e pequena área; (2) histórico de perturbação antrópica na ilha; (3) introdução dos mamíferos na ilha em 1983.

Tabela 10 - Lista de espécies de anfíbios anuros e répteis registrados no Parque Estadual da Ilha Anchieta, Ubatuba, SP.

(continua)

ANUROS	
Família	Espécie
AMPHIGNATHODONTIDAE	<i>Flectonotus fissilis</i>
	<i>Flectonotus cf. goeldii</i>
BRACHYCEPHALIDAE	<i>Eleutherodactylus binotatus</i>
	<i>Eleutherodactylus bolbodactylus</i>
	<i>Eleutherodactylus parvus</i>
BUFONIDAE	<i>Chaunus ornatus</i>
	<i>Dendrophryniscus brevipollicatus</i>
CYCLORAMPHIDAE	<i>Thoropa miliaris</i>
	<i>Hypsiboas albomarginatus</i>
HYLIDAE	<i>Scinax hayii</i>
	<i>Scinax sp. (gr. perpusillus)</i>
HYLODIDAE	<i>Hylodes asper</i>
	<i>Hylodes phyllodes</i>
LEPTODACTYLIDAE	<i>Leptodactylus cf. marmoratus</i>
	<i>Leptodactylus ocellatus</i>
MICROHYLIDAE	<i>Chiasmocleis carvalhoi</i>
	<i>Myersiella microps</i>

Tabela 10 - Lista de espécies de anfíbios anuros e répteis registrados no Parque Estadual da Ilha Anchieta, Ubatuba, SP.

(conclusão)

RÉPTEIS	
Família	Espécie
GEKKONIDAE	<i>Gymnodactylus darwinii</i> <i>Hemidactylus mabouia</i>
TEIIDAE	<i>Tupinambis merianae</i>
GYMNOPHTHALMIDAE	<i>Placosoma glabellum</i>
SCINCIDAE	<i>Mabuya caissara</i>
COLUBRIDAE	<i>Spilotes pullatus</i> <i>Chironius bicarinatus</i>
VIPERIDAE	<i>Bothrops jararacussu</i>

Fonte: CICCHI, 2007

4.2.2 Análise da estrutura da paisagem

Foram selecionadas variáveis físicas da paisagem para analisar a distribuição das espécies de mamíferos em função da paisagem na Ilha Anchieta. A tabela 11 mostra o resumo das variáveis geradas com auxílio do programa *ArcGIS 9.x* (ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE, 2006):

Tabela 11 - Variáveis utilizadas para analisar a distribuição das espécies de mamíferos em função da paisagem na Ilha Anchieta, estado de São Paulo, Brasil.

Variável	Descrição
Altitude (m)	Elevação do terreno, extraída do MDT (Figura 13)
Declividade (%)	Declividade do terreno, derivada do MDT (Figura 13)
Aspecto (graus)	Ângulo de exposição do terreno em relação aos pontos cardeais, derivada do MDT (Figura 25)
NDVI	<i>Normalized Difference Vegetation Index</i> , obtida pela combinação de bandas nas faixas espectrais do vermelho e do infravermelho próximo (Figura 24)
Acessibilidade	Mapa baseado na distância-custo (esforço físico), leva em conta a distância do ponto mais próximo de acesso e as dificuldades de acesso (Figura 17)
Diversidade da paisagem	Diversidade da paisagem (Simpson) segundo as classes de uso/cobertura do solo (figura 25)
Distância de rios (m)	Gradiente de distância dos cursos d'água (figura 25)
Distância da costa (m)	Gradiente de distância da faixa litorânea (figura 25)
Uso/cobertura do solo	Variável categórica de acordo com as classes de uso/cobertura do solo: campo antrópico (1), área de edificação (2), floresta em estágio inicial (3), floresta em estágio intermediário (4), floresta em estágio avançado (5), campo úmido (6), costão rochoso (7), solo exposto (8), gramado (9), praia (10), represa (11), trilhas de terra (12) e rede de drenagem (13) (Figura 12).

Fonte: elaborado pelo autor

Para o cálculo do *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) foram utilizadas imagens do satélite QuickBird 2 (INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2007), com resolução de 2,5 metros, nas faixas espectrais do vermelho (banda 3) e do infravermelho próximo (banda 4), transformadas em imagem NDVI (Figura 24).

O NDVI indica o vigor da vegetação (e.g. biomassa, estado fenológico), e seus valores variam de -1 a +1. Em geral, pode-se dizer que quanto maior o NDVI, maior a quantidade de vegetação na área. Deste modo, uma vegetação densa, úmida e bem desenvolvida apresenta os maiores valores de NDVI; valores baixos, mas positivos, indicam vegetação rasteira ou solo nu; e valores negativos indicam ausência de vegetação (e.g. área urbana, rede hidrográfica) (MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA, 2007). Este índice é apontado como um bom indicador de vegetação viva e calculado pela expressão (PONZONI; SHIMABUKURO, 2007):

$$NDVI = \frac{\text{infravermelho (b4)} - \text{vermelho (b3)}}{\text{infravermelho (b4)} + \text{vermelho (b3)}}$$

Onde:

b3 = banda 3, referente à faixa no vermelho;

b4 = banda 4, referente à faixa no infravermelho próximo.

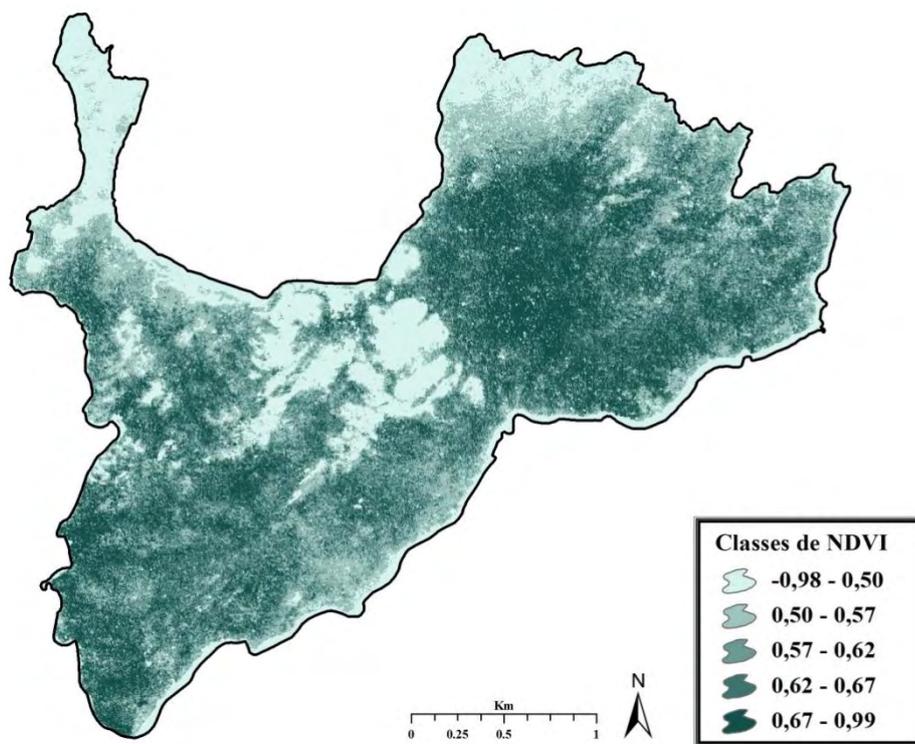


Figura 24 - Classes de NDVI gerado a partir da imagem de satélite QuickBird 2 da Ilha Anchieta, SP, com valores que variam de -1 a 1. (Fonte: elaborado pelo autor).

Para o cálculo do Índice de Diversidade da paisagem (Figura 24), foi construído uma grade de pontos de 200 m de distância entre eles por toda ilha e criado uma faixa (*buffer*) de 100 m de raio em volta de cada ponto da grade. Em seguida, foi calculada a proporção de uso/cobertura do solo (base 2008) dentro de cada faixa. A partir disso, foi calculado o Índice de Diversidade Simpson (McGARIGAL et al., 1995), de acordo com a equação:

$$D = \frac{\sum n(n - 1)}{N(N - 1)}$$

Onde:

n = percentagem de uma classe de uso/cobertura do solo;

N = percentagem total de uso/cobertura do solo.

O mapa de aspecto (Figura 25) foi gerado a partir do modelo digital de terreno (MDT) (Figura 13). Esta variável pode ser definida, basicamente, como a direção em relação aos pontos cardeais em que as vertentes se opõem, ou seja, a direção das encostas em uma superfície. O aspecto, medido em graus, varia de zero (devido ao norte) a 360 (novamente devido ao norte) no sentido horário. O valor de cada célula (*pixel*) em uma grade de aspecto indica a direção em que a célula da vertente se opõe. Áreas planas e sem inclinação não possuem direção e são designadas com valor de -1.

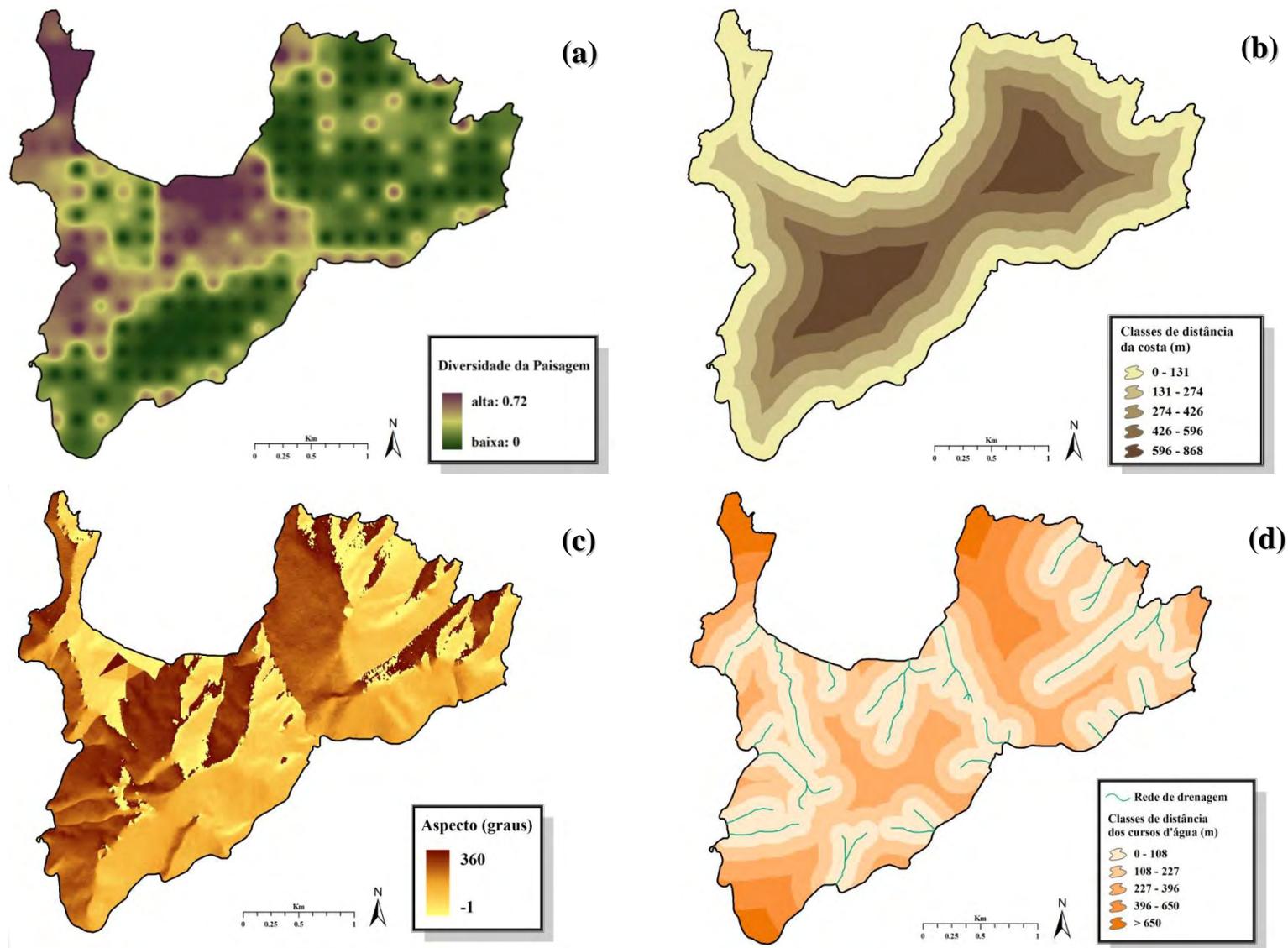


Figura 25 - Variáveis físicas da paisagem da Ilha Anchieta, SP: (a) índice de diversidade (Simpson) da paisagem; (b) gradiente de distância da faixa litorânea; (c) aspecto; (d) gradiente de distância dos cursos d'água. (Fonte: elaborado pelo autor).

4.2.3 Delineamento amostral

Para a amostragem dos mamíferos, a área da Ilha Anchieta foi dividida em estratos, com base nos mapas de uso/cobertura do solo e de acessibilidade. Como resultado, obteve-se quatro estratos finais, áreas onde foram marcadas trilhas para coleta de dados dos mamíferos. O seguinte seqüenciamento foi configurado para gerar os estratos amostrais, com auxílio do programa *ArcGIS 9.x* (ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE, 2006) (Figura 26):

1) O mapa final de custo (acessibilidade) gerado (Figura 17) foi reclassificado em duas classes (acesso fácil e difícil) e o mapa de uso/cobertura do solo em três classes (floresta em estágio avançado, floresta em estágio intermediário e campo antrópico – miconias e samambaias). Nas classes sem análise, agruparam-se as áreas de edificação (presídio, administração e alojamentos), o costão rochoso, as praias e a floresta em estágio inicial. Esta última previamente excluída em razão da área diminuta, impossibilitando a amostragem.

2) Da combinação destes dois mapas, um terceiro foi gerado, ainda preliminar e com seis estratos: a) floresta em estágio avançado com acesso fácil, b) floresta em estágio avançado com acesso difícil, c) floresta em estágio intermediário com acesso fácil, d) floresta em estágio intermediário com acesso difícil, e) campo antrópico com acesso fácil e f) campo antrópico com acesso difícil.

3) Considerando o esforço amostral e o tempo de campo para coleta de dados, as classes de campo antrópico com acesso fácil e campo antrópico com acesso difícil foram excluídas, restando quatro estratos finais: a) floresta em estágio avançado com acesso fácil, b) floresta em estágio avançado com acesso difícil, c) floresta em estágio intermediário com acesso fácil, d) floresta em estágio intermediário com acesso difícil.

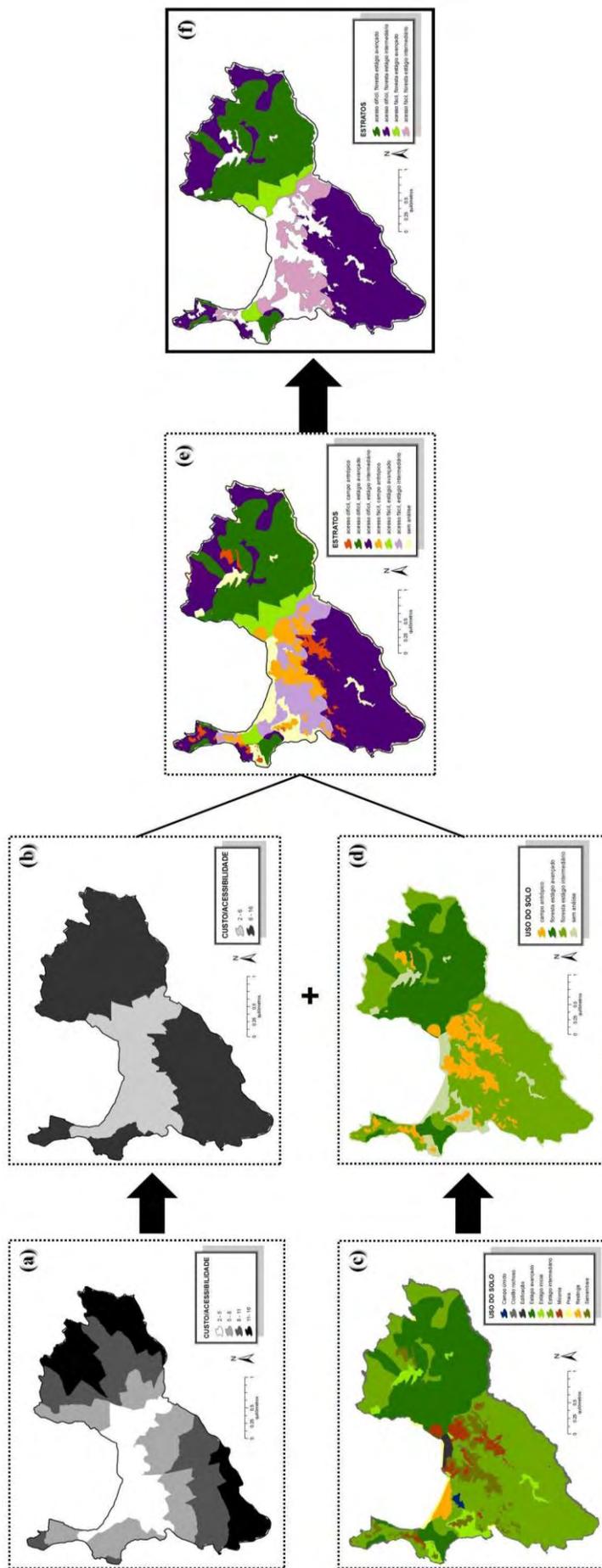


Figura 26 - Modelo esquemático mostrando os passos seguidos para a obtenção do mapa final dos estratos amostrais da Ilha Anchieta, SP: mapa final de acessibilidade (a); mapa de acessibilidade reclassificado em duas classes (b); mapa de uso/coertura do solo (c); mapa de uso/coertura do solo reclassificado em três classes (d); mapa preliminar com seis estratos amostrais (e); mapa preliminar com quatro estratos amostrais (f). (Fonte: elaborado pelo autor).

Com a finalidade de registrar a ocorrência dos mamíferos em cada estrato locado no mapa, foram traçadas trilhas a serem percorridas. Para padronizar o esforço amostral, tendo como base a área de cada estrato, foram planejadas trilhas de 400 m, totalizando percurso de 1600 m/estrato. Quando não foi possível desenhar trilhas de 400 m, foram planejadas duas trilhas de 200 m com a finalidade de não prejudicar a padronização. No campo, estas trilhas foram delimitadas com o auxílio de trena e fitas de marcação. Ao todo, foram demarcadas 17 trilhas, distribuídas nas áreas dos estratos amostrais (Figura 27).

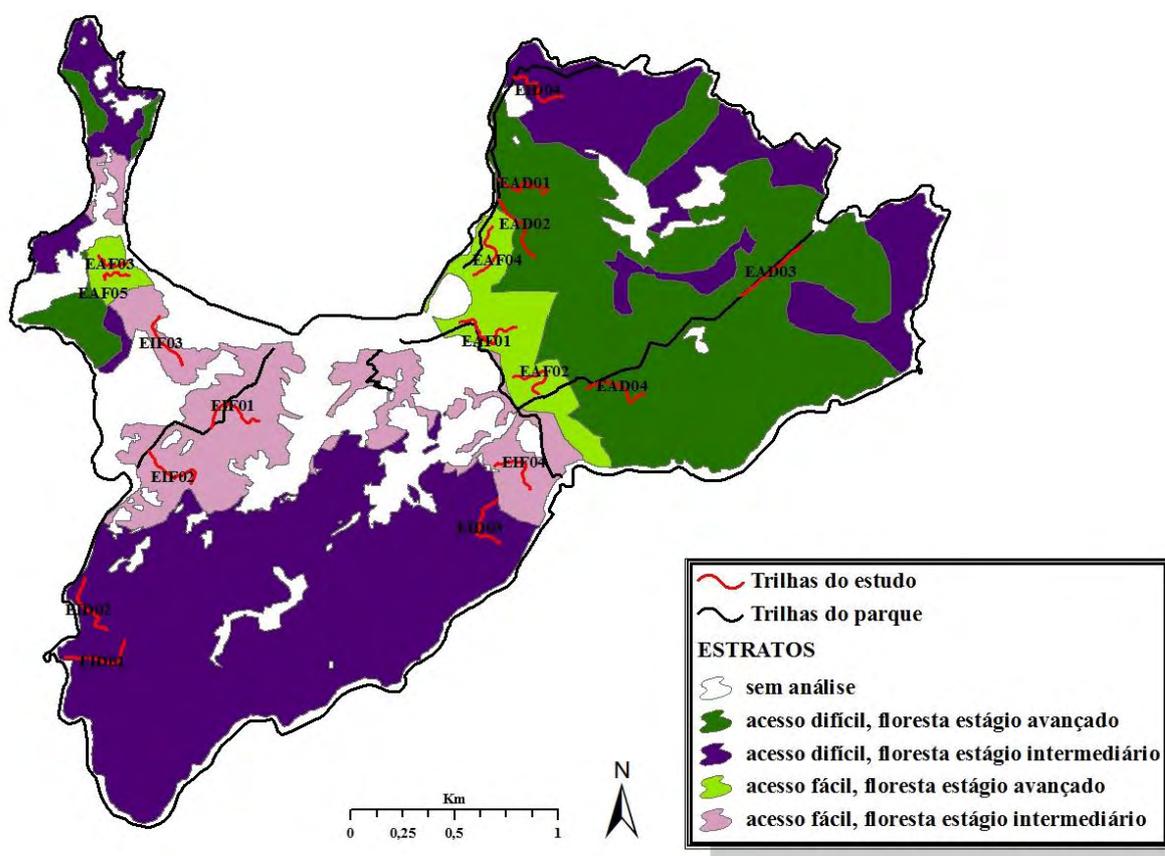


Figura 27 - Delineamento amostral com quatro estratos, as trilhas pré-existentes do Parque Estadual da Ilha Anchieta, SP, e as trilhas demarcadas para este estudo. (Fonte: elaborado pelo autor).

4.2.4 Mapeamento da ocorrência de mamíferos

4.2.4.1 TRANSECTOS LINEARES

O mapeamento da distribuição dos mamíferos na Ilha Anchieta foi baseado em dados de ocorrência coletados em campo, obtidos por meio de observações visuais, ao longo de transectos lineares dispostos nas 17 trilhas (SUTHERLAND, 1996; CULLEN, 1997; KREBS, 1999) abertas nos estratos (Tabela 12, figura 27). As trilhas foram percorridas entre os meses de fevereiro e outubro de 2009. Foram considerados registros diretos (contato visual) e

indiretos. Durante suas várias atividades, os mamíferos, freqüentemente, deixam sinais típicos no ambiente, como pegadas, fezes, tocas, carcaças, além de outras marcas características (BUCKLAND et al., 1993; DOLBEER; HOLLER; HAWTHORNE, 1996; CULLEN; RUDRAN, 2004), o que permite o registro de espécies diurnas, crepusculares e noturnas (VOSS; EMMONS, 1996; WILSON et al., 1996). A velocidade percorrida foi constante, de aproximadamente 0,5 km/h com paradas breves a cada 50 m para melhor observação. O registro dos animais (visualização e vestígios) foram georreferenciados no sistema de coordenadas UTM zona 23S (Datum Córrego Alegre), o mesmo utilizado pelos demais mapas de referência e plotados com o auxílio do programa *ArcGIS 9.x* (ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE, 2006).

O levantamento foi realizado durante o dia, com saídas na parte da manhã às 6:00 e na parte da tarde às 17:00. Cada trilha foi intercalada entre os períodos do dia, de modo que uma trilha percorrida no período da manhã na primeira campanha foi percorrida no período da tarde na campanha seguinte. As anotações necessárias foram registradas em uma ficha de campo, tais como: coordenadas da localização do registro (com auxílio do GPS Map 60CSx Garmin[®]), horário e estrato amostral. Foram utilizados guias de campo para auxiliar na identificação de pegadas (BECKER; DALPONTE, 1991; BORGES; TOMÁS, 2004; MAMEDE; ALHO, 2008). Além disso, os vestígios foram fotografados (câmera digital *Sony Cyber Shot DSC-S40*) com um objeto de referência de escala para registro visual de suas características.

Tabela 12 - Descrição das trilhas percorridas para registro dos mamíferos de médio e grande porte na Ilha Anchieta, SP, Brasil.

Trilha	Estrato	Extensão (m)
EAF01	Vegetação em estágio avançado com acesso fácil	400
EAF02	Vegetação em estágio avançado com acesso fácil	400
EAF03	Vegetação em estágio avançado com acesso fácil	200
EAF04	Vegetação em estágio avançado com acesso fácil	400
EAF05	Vegetação em estágio avançado com acesso fácil	200
EAD01	Vegetação em estágio avançado com acesso difícil	400
EAD02	Vegetação em estágio avançado com acesso difícil	400
EAD03	Vegetação em estágio avançado com acesso difícil	400
EAD04	Vegetação em estágio avançado com acesso difícil	400
EIF01	Vegetação em estágio intermediário com acesso fácil	400
EIF02	Vegetação em estágio intermediário com acesso fácil	400
EIF03	Vegetação em estágio intermediário com acesso fácil	400
EIF04	Vegetação em estágio intermediário com acesso fácil	400
EID01	Vegetação em estágio intermediário com acesso difícil	400
EID02	Vegetação em estágio intermediário com acesso difícil	400
EID03	Vegetação em estágio intermediário com acesso difícil	400
EID04	Vegetação em estágio intermediário com acesso difícil	400

Fonte: elaborado pelo autor

4.2.4.2 ARMADILHAS FOTOGRÁFICAS

Para auxiliar na observação das espécies foram instaladas armadilhas fotográficas passivas. Elas apresentam um sistema de sensor que aciona o disparo por calor ou movimento de algum animal. Atualmente, esta técnica é utilizada com sucesso para integrar o método de transectos lineares na detecção de mamíferos elusivos e elaboração de inventários (GRIFFITHS; VAN SCHAİK, 1993; SRBEK-ARAUJO; CHIARELLO, 2005, 2007; TROLLE; KÉRY, 2005). Objetivando o registro das espécies em sua distribuição natural, optou-se por não utilizar iscas ou cevas para atração dos animais, pois os indivíduos podem reagir de forma diferenciada à presença das iscas e a amostragem pode tornar-se seletiva (CUTLER; SWANN, 1999; TROLLE, 2003).

Foram instaladas 42 armadilhas fotográficas dispostas nos quatro estratos amostrais (sete armadilhas no mês de outubro de 2008 e 35 entre os meses de fevereiro e julho de 2009). Como só haviam 18 câmeras disponíveis para uso, sendo 17 da marca *Leaf River* (modelo C-1 *Trail Scan*) e 1 do modelo digital *Tigrinus*[®], elas foram periodicamente alternadas entre os sítios nos estratos amostrais. As armadilhas fotográficas foram presas em árvore, com altura aproximada de 50 cm do solo para registrar as espécies-alvo de médio e grande porte (Figura 28). Cada uma continha um filme fotográfico Fuji ASA 200 de 36 poses, com registro de data e hora do disparo, e foram programadas para funcionar 24 horas/dia. As armadilhas foram checadas a cada três dias para troca de baterias e de filme, quando necessário. Todos os sítios de armadilha fotográfica foram georreferenciados com base no mesmo sistema de coordenadas UTM utilizado pelos demais mapas de referência.



Figura 28 - Armadilha fotográfica instalada na trilha EAF01 na Ilha Anchieta, SP, para registros de mamíferos de médio e grande porte. (Foto: Carolina F. Esteves).

As fotos consecutivas da mesma espécie foram definidas como registros independentes se os indivíduos pudessem ser claramente distinguidos ou se o intervalo entre as fotos fosse maior do que 1 hora. O esforço de captura das câmeras foi obtido por: [(número de armadilhas fotográficas)*(número de dias de amostragem)] (1 dia = 24h).

4.2.5 Análise dos dados

4.2.5.1 OCORRÊNCIA E ABUNDÂNCIA

Cada registro (armadilhas fotográficas + transecto) de uma espécie foi considerado um número de ocorrência, utilizado para calcular a frequência relativa de ocorrência para cada metodologia, transecto (FRT) e armadilha fotográfica (FRC): [(número de ocorrência da espécie/número total de ocorrências em cada estrato amostral)*100] e para o total (FRTot.). A frequência relativa de ocorrência também foi calculada apenas para avistamentos dos mamíferos. (FR).

A abundância relativa (AR) foi calculada considerando o número de avistamentos e vestígios de cada espécie nos transectos e expressa como detecções a cada 10 km percorridos em cada estrato e no total: [(número de ocorrência/quilometragem percorrida)*10]. O índice de abundância relativa (ARA) também foi calculado apenas para avistamentos dos mamíferos.

A abundância relativa das armadilhas fotográficas (ARC) foi analisada considerando o número de fotos independentes a cada 10 dias de armadilhamento e foi obtida por: [número de registros independentes de cada espécie/número de armadilhas-dia*10] (TOMAS; MIRANDA, 2004; MICHALSKI; PERES, 2007). Os índices de abundância são freqüentemente utilizados para suprir a deficiência da estimativa acurada de tamanho populacional absoluto ou de suas densidades (CHEIDA; RODRIGUES, 2010).

O índice de Jaccard foi utilizado para testar a similaridade de espécies entre os registros de cada armadilha fotográfica no programa EstimateS 8.2 (COLWELL, 2009). Em seguida, foi realizado um teste de Mantel cruzando a matriz de similaridade de riqueza (Jaccard) com a de distância geográfica (m) de cada câmera no programa XLSTAT (ADDINSOFT, 2010). Assim, pode-se testar a autocorrelação espacial entre as câmeras instaladas.

4.2.5.2 ANÁLISE DA INFLUÊNCIA HUMANA E VARIÁVEIS DA PAISAGEM

A influência antrópica sobre a presença dos mamíferos na Ilha Anchieta foi analisada por meio da Análise de Variância (procedimento GLM, para modelos desbalanceados com amostras desiguais) no programa estatístico SAS (STATISTICAL ANALYSIS SYSTEM INSTITUTE, 2001), para verificar se a riqueza de espécies entre os estratos amostrais diferiam significativamente. Foi realizada uma análise exploratória e gráfica precedente sobre as estatísticas descritivas das variáveis-resposta. O teste de Shapiro-Wilk foi utilizado para verificar a distribuição dos dados quanto a sua normalidade. Quando a suposição de normalidade não foi atendida, optou-se por fazer a transformação da variável a fim de aproximar sua distribuição da distribuição normal e de estabilizar a sua variância. Posteriormente, aplicou-se o teste de Tukey para comparações múltiplas, com nível de significância de 0,05 (SOKAL; ROHLF, 1995; ZAR, 1996). As análises foram realizadas separadamente para as duas metodologias: armadilhas fotográficas e transectos lineares.

Para analisar a ocorrência e abundância das espécies de mamíferos em função da paisagem foram extraídos os valores das variáveis da paisagem (Tabela 11) nas trilhas percorridas e nos pontos de armadilhas fotográficas. No caso das armadilhas fotográficas, foi criada uma faixa (*buffer*) de 25 m de raio em volta de cada ponto de armadilhamento para a extração dos valores. Em seguida, foi utilizada a matriz de correlação de Pearson para avaliar o grau de associação entre as variáveis nas duas metodologias consideradas. Aceitou-se $r > 0,7$ como indicativo de forte correlação, e que pode afetar a análise de regressão (QUINN;

KEOUGH, 2002). Segundo Selmi e Boulinier (2001) é importante investigar a autocorrelação espacial das variáveis consideradas, e este passo deve ser preliminar quando se trata de estudos ecológicos de larga-escala, para não levar a interpretações e conclusões errôneas.

A influência das variáveis da paisagem e da acessibilidade sobre a presença dos mamíferos na Ilha Anchieta foi analisada por meio do Modelo Linear Generalizado de Regressão Múltipla (*GLM*), com auxílio do programa R 2.11.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2010), seguindo as informações descritas por Burnham e Anderson (2002). As variáveis independentes são relativas à estrutura da paisagem, enquanto que as variáveis dependentes se constituíram na ocorrência e abundância das espécies. Foi realizado o teste de Shapiro-Wilk para testar a normalidade da distribuição dos valores das variáveis da paisagem e das abundâncias. Quando a suposição de normalidade não foi atendida, optou-se por fazer a transformação logarítmica da variável a fim de aproximar sua distribuição da distribuição normal e de estabilizar a sua variância. Além disso, foi feita uma matriz de correlação simples (Pearson) com nível de significância de 5% para explorar possíveis relações entre as espécies de mamíferos e as variáveis, que posteriormente, foram analisadas a partir da regressão.

Para a construção dos modelos de regressão GLM (Apêndice C) usou-se o procedimento *stepwise selection* (modo automático, com função *stepAIC*) (Apêndice C), que seleciona modelos adequados, adicionando e removendo as variáveis e preservando as hierarquias. Quinn e Keough (2002) recomendam comparar modelos repletos e reduzidos, para preditores contínuos e categóricos, para se testar condições individuais ao invés de comparar o ajuste de todos possíveis modelos e tentar eleger o “melhor”.

A seleção automática dos modelos se baseou no Critério de Informação de Akaike (AIC), calculado por $AIC = -2 \log(\text{likelihood}) + 2K$, onde K é o número de parâmetros de cada modelo (AKAIKE, 1973). O critério AIC foi escolhido, pois é mais indicado como protocolo de seleção de modelos, alternativo aos protocolos de seleção das variáveis em função da significância estatística (com seus vieses) (WHITTINGHAM et al., 2006). Os valores de AIC de todos os modelos gerados foram corrigidos para amostras pequenas, conforme a equação:

$$AICc = AIC + \frac{2K(K + 1)}{n - K - 1}$$

Onde:

n = tamanho da amostra;

K = número de parâmetros.

Em seguida, os modelos foram ordenados de acordo com sua importância, utilizando $\Delta_i = \text{AICc}_{(i)} - \text{AICc}_{(\text{min})}$. Os modelos com $\Delta_i > 10$ foram suprimidos das análises, pois não têm suporte para explicar algumas variações substanciais nos dados (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Os modelos candidatos foram, então, avaliados pelo AICc e pelo peso de Akaike (w_i) (que varia de 0 a 1) para determinar a probabilidade do melhor modelo, conforme a equação:

$$w_i = \frac{\exp(-0,5\Delta_i)}{\sum_{r=1}^R \exp(-0,5\Delta_i)}$$

Onde:

$$\Delta_i = \text{AICc}_{(i)} - \text{AICc}_{(\text{min})}.$$

O modelo com menor valor de AICc e maior peso (w_i) foi considerado o mais explanatório. Os valores de w_i fornecem um peso relativo da evidência para cada modelo, e pode ser interpretado como a probabilidade do modelo i ser o melhor para as informações observadas, dados os conjuntos dos modelos candidatos. Também fornecem um meio de estimar a importância relativa de uma ou mais variáveis preditoras (JOHNSON; OMLAND, 2004). Por último, foram aplicados métodos de diagnósticos e análises gráficas nos modelos finais de regressão. Todas as análises foram realizadas separadamente para as duas metodologias: armadilhas fotográficas e transectos lineares.

4.3 RESULTADOS

4.3.1 Distribuição e abundância

Foram registradas 623 ocorrências de oito espécies de mamíferos de médio e grande porte, nos quatro estratos amostrados na Ilha Anchieta considerando as duas metodologias, transecto e armadilhas fotográficas. Do total de registros, a cutia (*Dasyprocta* spp.) obteve a maior frequência relativa de ocorrências (46,93%) (n=290), seguida pelo tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*) (19,26%) (n=119) e sagüi-de-tufo-preto (*Callithrix penicillata*) (11,33%) (n=70) (Tabela 14). Das oito espécies identificadas, apenas a paca (*Cuniculus paca*) está na lista de espécies de vertebrados quase ameaçadas no estado de São Paulo (BRESSAN; KIERULFF; SUGIEDA, 2009). O maior número de espécies detectadas foi por meio de vestígios e avistamentos (n= 355), seguido por armadilhamento fotográfico (n=268). Como os registros de mamíferos por vestígios foram mais comuns (75%) quando comparados com registros por avistamentos (25%) (Tabela 13), foram consideradas conjuntamente dados de vestígios e avistamentos para as análises subseqüentes da metodologia de transectos. *Dasyprocta* spp. (n=173), *Didelphis aurita* (n=28) e *C. paca* (n=16) obtiveram mais registros de ocorrência por armadilha fotográfica, quando comparados com registros em transecto (vestígios e avistamentos), com n=117, n=2 e n=1, respectivamente. Cinco ocorrências não puderam ser identificadas, sendo um vestígio de predação de ave e quatro registros nas armadilhas fotográficas. Deste modo, estas ocorrências não entraram nas análises.

Tabela 13 - Espécies de mamíferos detectadas, comparação entre número de avistamentos e vestígios de mamíferos encontrados, abundância e frequência relativa das espécies em cada estrato amostral e no total considerando apenas os avistamentos de mamíferos na Ilha Anchieta, SP.

Espécie	NOA	NOV	ESTRATOS								FT	ART
			EIF		EAF		EID		EAD			
			ARA	FR	ARA	FR	ARA	FR	ARA	FR		
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	2	50	1,0	5,9	1,0	4,7	-	-	-	-	2,6	0,5
<i>Dasyprocta</i> spp.	34	83	6,3	35,3	11,5	52,4	7,3	30,4	10,4	35,7	38,2	8,9
<i>Cuniculus paca</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dasyopus novemcinctus</i>	6	93	1,0	5,9	-	-	1,0	4,35	4,2	14,3	6,7	1,6
<i>Nasua nasua</i>	7	6	2,1	11,8	1,0	4,8	3,1	13,0	1,0	3,6	7,9	1,8
<i>Didelphis aurita</i>	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cebus apella</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	1,0	3,6	1,1	0,3
<i>Callithrix penicillata</i>	39	30	7,3	41,2	8,3	38,1	12,5	52,2	12,5	42,9	43,8	10,2
indef.	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Total	89	266	-	19,1	-	23,6	-	25,8	-	31,5	100	-

Nota: NOA = número de avistamentos das espécies em todos os estratos; NOV = número de vestígios das espécies em todos os estratos FR = frequência relativa de avistamentos obtida por transecto linear (%); ARA = abundância relativa obtida por transectos (avistamentos/10km percorridos); FT = frequência relativa total de avistamentos (%); ART = abundância relativa total obtida por transectos (avistamentos/10km percorridos); EID = estrato Floresta Estágio Intermediário com Acesso Difícil; EIF = estrato Floresta Estágio Intermediário com Acesso Fácil; EAD = estrato Floresta Estágio Avançado com Acesso Difícil; EAF = estrato Floresta Estágio Avançado com Acesso Fácil.

Durante seis campanhas, foram percorridos 38,4 km nas trilhas distribuídas pelos estratos na Ilha Anchieta, entre os meses de fevereiro e outubro de 2009. *Dasyprocta* spp. (33%), *D. novemcinctus* (27,97%) e *C. penicillata* (19,49%) foram as espécies com maior frequência relativa de ocorrência por esta metodologia (vestígios e avistamentos). A abundância relativa total obtida por vestígios e visualizações foi de 92,19 detecções/10 km percorridos. EIF apresentou maior abundância (23,18 detecções/10 km percorridos) entre os estratos. Em relação à abundância relativa das espécies nos transectos, *Dasyprocta* spp. foi mais abundante em praticamente todos os estratos, como no geral: em EIF (32,29 detecções/10 km percorridos), em EID (29,17 detecções/10 km percorridos), em EAD (31,25 detecções/10 km percorridos) e no total (30,47 detecções/10 km percorrido). A exceção é o estrato EAF, em que *D. novemcinctus* apresentou maior abundância (31,25 detecções/10 km percorridos) (Tabela 14).

Tabela 14 - Espécies de mamíferos detectadas, abundância relativa das espécies em cada estrato amostral e no total com base nos vestígios e avistamentos, frequência relativa de ocorrência das espécies em cada estrato amostral e no total com base nas armadilhas fotográficas e nos vestígios e avistamentos e número de ocorrências das espécies por transecto linear e armadilhas fotográficas na Ilha Anchieta, SP.

Categoria	Método	NO	ESTRATOS											FT ¹	ART ²	
			EIF			EAF			EID			EAD				
			FRT	FRC	AR	FRT	FRC	AR	FRT	FRC	AR	FRT	FRC			AR
Rodentia																
<i>H. hydrochaeris</i>	CVA	67	15,7	11,1	14,6	13,5	8,9	12,5	23,9	1,5	22,9	4,8	-	4,2	10,8	13,5
<i>Dasyprocta</i> spp.	CVA	290	34,8	66,7	32,3	31,5	73,1	29,2	30,4	55,1	29,2	35,7	66,7	31,3	46,9	30,5
<i>C. paca</i>	CV	17	-	12,7	-	1,1	5,1	1,0	-	1,5	-	-	5,6	-	2,8	0,3
Cingulata																
<i>D. novemcinctus</i>	CVA	119	23,6	-	21,9	33,7	7,7	31,3	21,7	14,5	20,8	33,3	7,4	29,2	19,3	25,8
Carnivora																
<i>N. nasua</i>	CVA	24	4,5	4,8	4,2	4,5	1,3	4,2	3,3	7,3	3,1	2,4	3,7	2,1	3,9	3,4
Didelphimorphia																
<i>D. aurita</i>	CV	30	-	4,8	-	1,1	2,6	1,0	-	20,3	-	1,2	16,7	1,0	4,9	0,5
Primates																
<i>C. apella</i>	A	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,2	-	1,0	0,2	0,3
<i>C. penicillata</i>	CVA	70	21,4	-	19,8	14,6	1,3	13,5	20,7	-	19,8	21,4	-	18,8	11,3	17,9
indef.	CV	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Total	-	623	25,1	23,9	-	25,1	29,6	-	26,0	26,1	-	23,7	20,5	-	100	-

Nota: NO = número de ocorrências das espécies em todos os estratos; FRT = frequência relativa de ocorrência obtida por transecto linear (%); FRC = frequência relativa de ocorrência obtida por armadilhas fotográficas (%); AR = abundância relativa obtida por transectos (detecções/10 km percorridos); FT = frequência relativa de ocorrência obtida pelas duas metodologias (%); ART= abundância relativa total obtida por transectos (detecções/10 km percorridos); EID = estrato Floresta Estágio Intermediário com Acesso Difícil; EIF = estrato Floresta Estágio Intermediário com Acesso Fácil; EAD = estrato Floresta Estágio Avançado com Acesso Difícil; EAF = estrato Floresta Estágio Avançado com Acesso Fácil; C=câmera; V=vestígio; A=avistamento.

¹ considerando os registros independentes das armadilhas fotográficas, dos vestígios e avistamentos nos transectos.

² considerando avistamentos e vestígios encontrados nos transectos.

Os vestígios encontrados e considerados no presente estudo foram: pegadas, vocalização, tocas, fuçado, carcaça, sinais de forrageio, predação e marcas em árvore, descritas na tabela 15. Alguns exemplos de vestígios registrados podem ser observados na figura 29.

Tabela 15 - descrição do tipo de vestígio encontrado para cada espécie de mamífero de médio e grande porte da Ilha Anchieta, SP.

Espécie	Nome popular	Tipo de vestígio
<i>H. hydrochaeris</i>	Capivara	Fezes, sinais de forrageio, pegadas
<i>Dasyprocta</i> spp.	Cutia	Fezes, fuçado, pegadas, vocalização
<i>C. paca</i>	Paca	Pegadas
<i>D. novemcinctus</i>	Tatu-galinha	Fuçado, pegadas, carcaça, toca
<i>N. nasua</i>	Quati, coati	Fezes, marcas em árvore
<i>D. aurita</i>	Gambá-de-orelha-preta	Fezes
<i>C. penicillata</i>	Sagui-de-tufo-preto	Vocalização

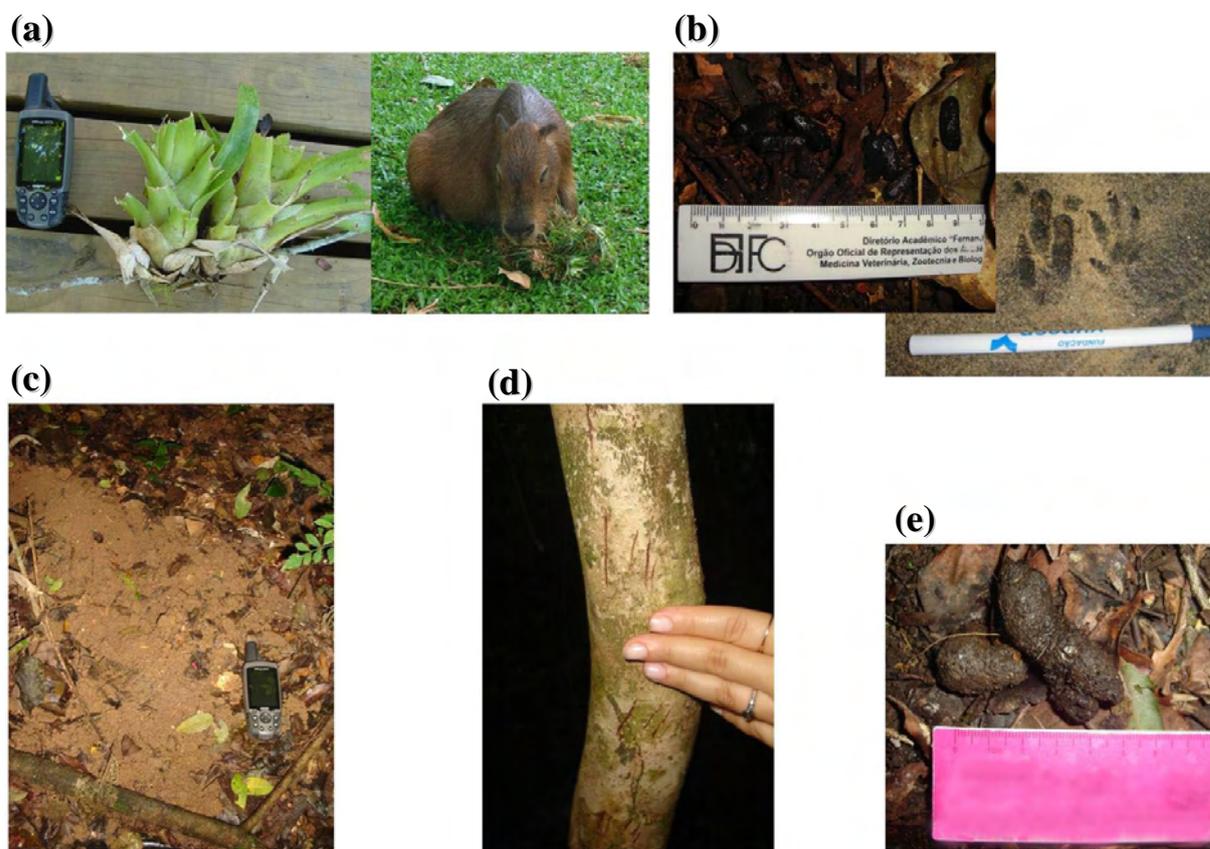


Figura 29 - Registros de vestígios de (a) capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) (sinais de forrageio); (b) cutia (*Dasyprocta* spp.) (fezes e rastros); (c) tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*) (fuçado); (d) quati (*Nasua nasua*) (marcas em árvore) e (e) gambá-de-orelha-preta (*Didelphis aurita*) (fezes), obtidos na Ilha Anchieta, SP. (Fotos: Carolina F. Esteves)

Foram instaladas 42 armadilhas fotográficas nos estratos amostrais. No entanto, o teste de Mantel revelou que existiu correlação significativa entre certos conjuntos de armadilhas. O coeficiente de correlação (-0,139) entre as distância geográfica e os dados de riqueza foi negativo e significativo ($p=0,002$). Deste modo, com base nas matrizes de similaridade (Jaccard) e de distância geográfica, optou-se por unir as armadilhas com valores de Jaccard $> 0,7$ e distância geográfica < 500 m. Foram unidos quatro conjuntos de armadilhas, restando no final, 36 pontos amostrais de armadilhas fotográficas. Por causa de restrições climáticas e logísticas, o esforço de captura não foi igual para cada estrato.

O esforço total para os sete meses de amostragem com 36 armadilhas fotográficas foi de 257 armadilhas-dia e o sucesso de amostragem obtido foi de 1,04, ou seja, em 257 dias de amostragem, pelo menos um animal foi registrado pelas câmeras (Tabela 16). As armadilhas fotográficas detectaram sete espécies de mamíferos de médio e grande porte e destas, quatro ocorrências não foram passíveis de identificação. As espécies registradas foram: cutia (*Dasyprocta* spp.) ($n=173$), paca (*C. paca*) ($n=16$), tatu-galinha (*D. novemcinctus*) ($n=20$),

gambá-de-orelha-preta (*D. aurita*) (n=28), capivara (*H. hydrochaeris*) (n=15), quati (*N. nasua*) (n=11) e sagüi-de-tufo-preto (*C. penicillata*) (n=1) (Figura 30).

Dasyprocta spp. (65,53%), *D. aurita* (10,61%) e *D. novemcinctus* (7,58%) foram as espécies com maior frequência de ocorrência por esta metodologia. Uma espécie de pequeno roedor (*Trinomys iheringi*) também foi detectada pelas câmeras, mas foi desconsiderada das análises, por ser de pequeno porte. Não houve registro de macaco-prego (*C. apella*) por armadilha fotográfica. Das 36 câmeras consideradas, 10 não registraram nenhuma espécie de mamífero de médio e grande porte. Destas câmeras sem registro, sete não dispararam nenhuma foto, e uma câmera disparou em falso as 36 poses do filme, provavelmente provocado por alta temperatura, chuva e umidade interna do equipamento.

Tabela 16 - Esforço amostral do armadilhamento fotográfico e distância percorrida nos transectos dos quatro estratos amostrais na Ilha Anchieta, SP.

Estrato	Número câmeras	Esforço¹ (Câmera-dia)	Número de fotos	Fotos efetivas	Registros independentes	Distância percorrida² (Km)
EIF	10	67	141	86	63	9,60
EAF	10	60	165	113	78	9,60
EID	8	68	180	110	70	9,60
EAD	8	62	125	70	57	9,60
Total	36	257	611	379	268	38,40

Nota: EID = estrato Floresta Estágio Intermediário com Acesso Difícil; EIF = estrato Floresta Estágio Intermediário com Acesso Fácil; EAD = estrato Floresta Estágio Avançado com Acesso Difícil; EAF = estrato Floresta Estágio Avançado com Acesso Fácil, fotos efetivas: mamíferos silvestres de médio e grande porte; registros independentes: intervalo entre as fotos > 1 hora.

¹ armadilhas fotográficas instaladas no mês de outubro de 2008 e de fevereiro a julho de 2009;

² transectos percorridos de fevereiro à outubro de 2009.

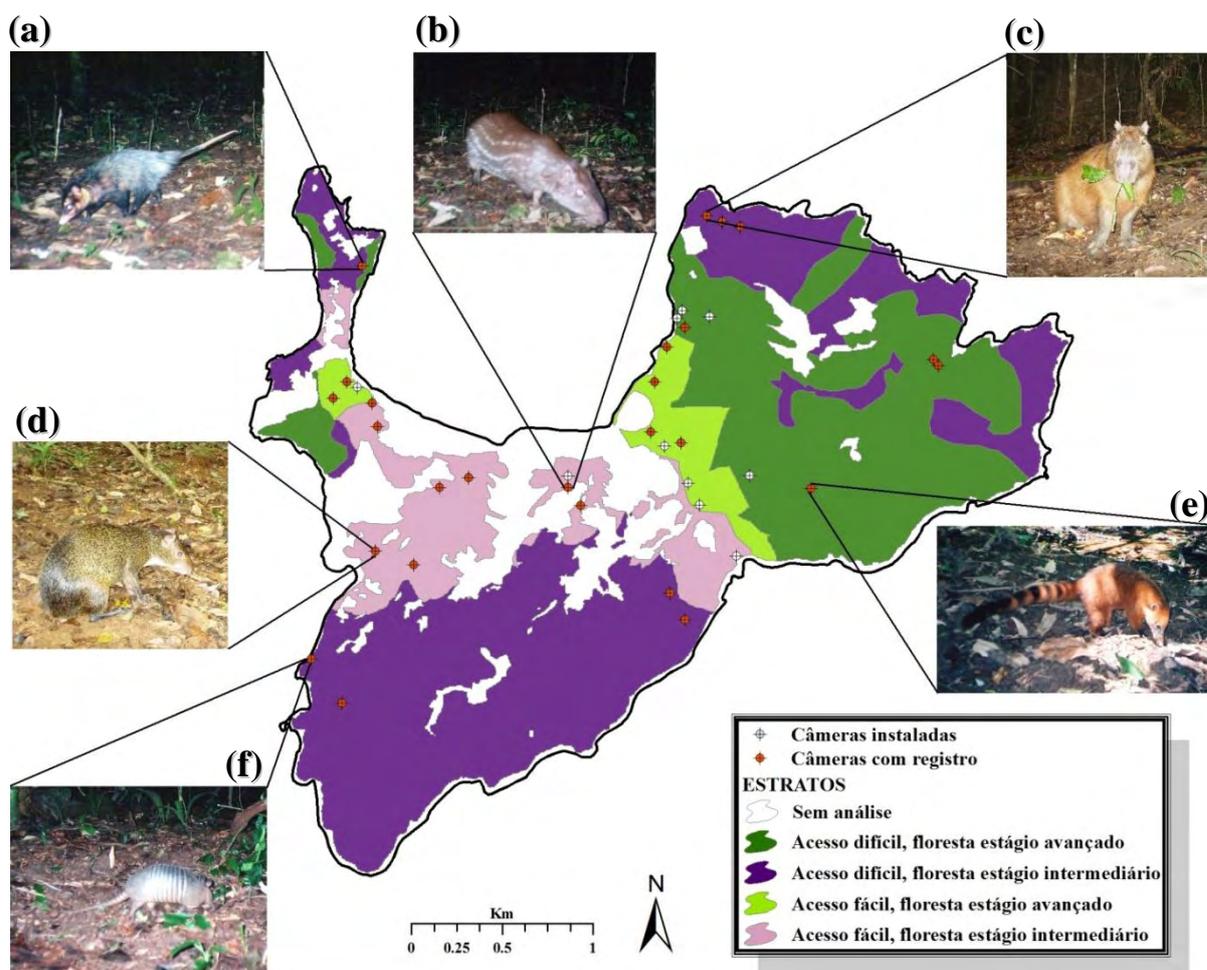


Figura 30 - Distribuição das armadilhas fotográficas instaladas e das armadilhas com registro de espécies de mamíferos de médio e grande porte nos estratos amostrais na Ilha Anchieta, SP. ((a) gambá-de-orelha-preta (*D. aurita*); (b) paca (*C. paca*); (c) capivara (*H. hydrochaeris*); (d) cutia (*Dasyprocta* spp.); (e) quati (*N. nasua*) e (f) tatu-galinha (*D. novemcinctus*)). (Fotos: Carolina F. Esteves).

A abundância relativa total dos registros fotográficos foi de 10,27 registros/10 dias de amostragem. Entre as espécies de mamíferos de médio e grande porte, a abundância total foi maior para *Dasyprocta* spp. (6,73 registros/10 dias) e para *D. aurita* (1,09 registros/10 dias). EAF apresentou maior abundância (3,04 registros/10 dias) entre os estratos. Em relação à abundância relativa das espécies, *Dasyprocta* spp. foi mais abundante em todos os estratos: em EIF (6,27 registros/10 dias), em EID (9,50 registros/10 dias), em EAD (5,59 registros/10 dias) e em EAF (5,81 registros/10 dias) (Tabela 17).

Tabela 17 - Abundância relativa (ARC) (registros/10 dias de armadilhamento) dos registros fotográficos das espécies de mamíferos de médio e grande porte detectadas nos quatro estratos amostrais na Ilha Anchieta, SP, durante o período de outubro de 2008 e fevereiro a outubro de 2009.

Categoria	Estratos				Total
	EIF	EAF	EID	EAD	
Rodentia					
<i>H. hydrochaeris</i>	1,04	1,17	0,15	-	0,58
<i>Dasyprocta spp.</i>	6,27	9,50	5,59	5,81	6,73
<i>C. paca</i>	1,19	0,67	0,15	0,48	0,62
Cingulata					
<i>D. novemcinctus</i>	-	1,00	1,47	0,65	0,78
Carnivora					
<i>N. nasua</i>	0,45	0,17	0,74	0,32	0,43
Didelphimorphia					
<i>D. aurita</i>	0,45	0,33	1,67	1,45	1,09
Primates					
<i>C. penicillata</i>	-	0,17	-	-	0,04
<i>C. apella</i>	-	-	-	-	-
Total					10,27

Nota: EID = estrato Floresta Estágio Intermediário com Acesso Difícil; EIF = estrato Floresta Estágio Intermediário com Acesso Fácil; EAD = estrato Floresta Estágio Avançado com Acesso Difícil; EAF = estrato Floresta Estágio Avançado com Acesso Fácil.

Os registros dos mamíferos de médio e grande porte na Ilha Anchieta, no presente estudo, ficaram assim distribuídos: 52% em áreas de fácil acesso e 48% em áreas de difícil acesso. Com relação às fitofisionomias, as ocorrências também se distribuíram proporcionalmente. Foram 51% dos registros em áreas de floresta em estágio intermediário e 49% em áreas de floresta em estágio avançado. Em relação à percentagem de ocorrência de mamíferos em cada estrato amostrado, há proporção similar de mamíferos detectados em EIF (n=152) (24,60%) e EAF (n=167) (27,02%). No estrato EID foram registradas 161 ocorrências (26,05%) e em EAD, foram registradas 138 ocorrências (22,33%) (Figura 31).

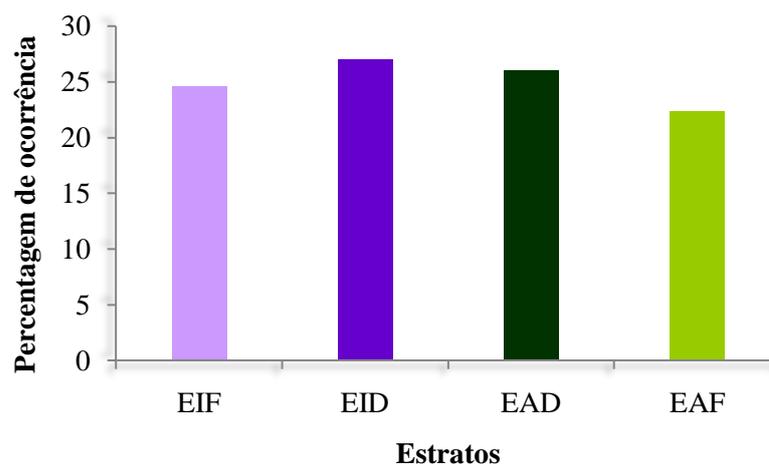


Figura 31 - Proporção de ocorrências dos mamíferos em cada estrato amostral na Ilha Anchieta, SP. (EID = estrato Floresta Estágio Intermediário com Acesso Difícil; EIF = estrato Floresta Estágio Intermediário com Acesso Fácil; EAD = estrato Floresta Estágio Avançado com Acesso Difícil; EAF = estrato Floresta Estágio Avançado com Acesso Fácil).

Das oito espécies identificadas, apenas o macaco-prego (*C. apella*) não foi registrado em todos os estratos amostrais, presente apenas em EAD. A cutia (*Dasyprocta* spp.) e o sagui-de-tufo-preto (*C. penicillata*) tiveram sua ocorrência registrada proporcionalmente em todos os estratos, como mostra a figura 32.

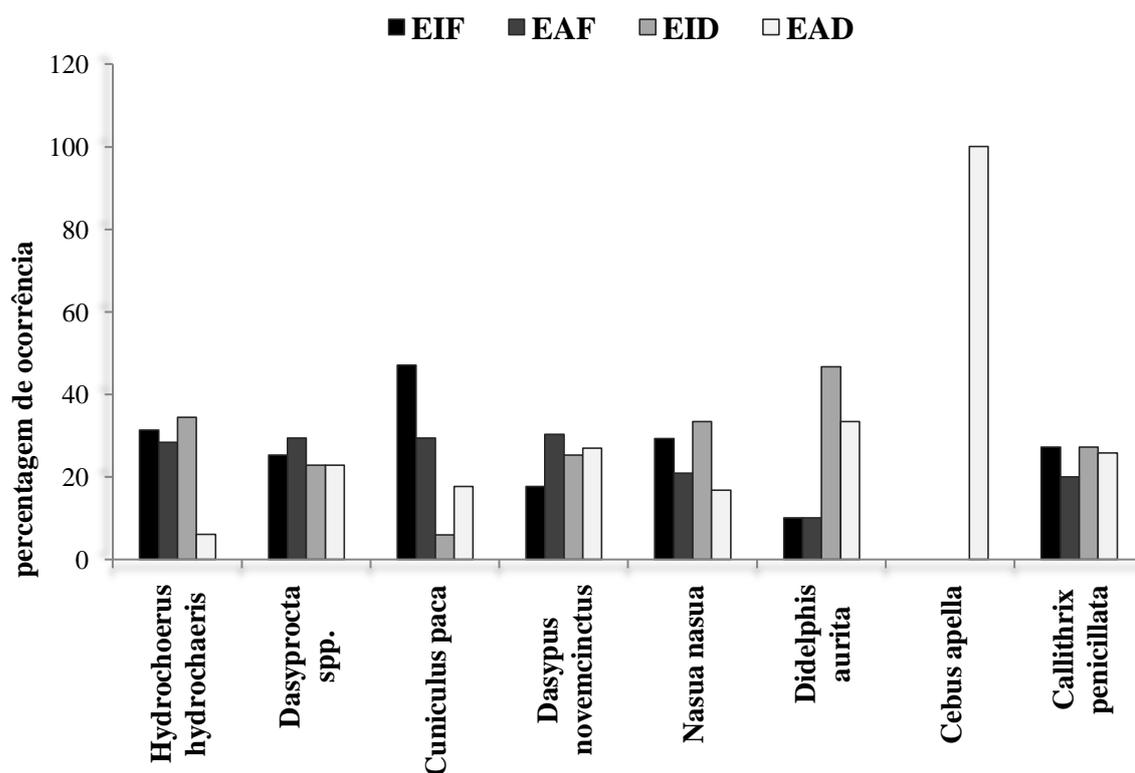


Figura 32 - Percentagem de ocorrência dos mamíferos de médio e grande porte nos estratos amostrais registrados na Ilha Anchieta, SP, durante o período de outubro de 2008 e fevereiro a outubro de 2009. (EID = estrato Floresta Estágio Intermediário com Acesso Difícil; EIF = estrato Floresta Estágio Intermediário com Acesso Fácil; EAD = estrato Floresta Estágio Avançado com Acesso Difícil; EAF = estrato Floresta Estágio Avançado com Acesso Fácil).

A distribuição de *C. penicillata* estende-se por toda a Ilha Anchieta, com igual ocorrência nos estratos de estágio intermediário (EIF e EID) (n=19 em cada) (Tabela 14, figura 33b). *D. aurita* obteve baixo número de registros (n=30), possivelmente por ser de hábito noturno, visto que 93% da detecção desta espécie aconteceram por armadilhamento fotográfico e não houve censo noturno nas trilhas. Sua distribuição se apresentou semelhante nos estratos EID e EAD (n=14 e n=19, respectivamente), com menos ocorrências nos estratos EIF e EAF (n=3 em cada) (Figura 33c).

Os registros de quati (*N. nasua*) também foram de baixa frequência relativa (3,88%), comparados com outras espécies e sua presença distribuiu-se similarmente por todos os estratos amostrais. Houve maior registro de sua ocorrência nos estratos de estágio intermediário (EIF e EID) (n=7, n=8, respectivamente), como mostra a figura 33c. *Dasyprocta* spp. foi a espécie com maior registro de ocorrência na Ilha Anchieta (n=290), com igual registro de ocorrências nos estratos com acesso difícil (EID e EAD) (n=66 cada) (Figura 33a).

Outro primata detectado na Ilha foi o macaco-prego (*C. apella*), com apenas um registro de avistamento no estrato EAD (Tabela 14, figura 33b). Esta espécie foi avistada em duas outras ocasiões em pontos esporádicos na Ilha, fora dos locais e das horas de amostragem. Por estes motivos, estas duas ocorrências não foram consideradas nas análises. Houve poucos registros de paca (*C. paca*) (n=17) na área de estudo, apesar de sua detecção acontecer em todos os estratos amostrais (Figura 33a). As menores ocorrências foram nos estratos de acesso difícil (EID e EAD) (n=1 e n=3, respectivamente). Esta foi a segunda espécie menos detectada neste estudo, atrás somente de *C. apella* (n=1).

A capivara (*H. hydrochaeris*) também se distribui por toda a Ilha Anchieta (Figura 33a), com maiores registros de ocorrência em estratos de estágio intermediário de floresta (EIF e EID) (n=21 e n=23, respectivamente). O estrato com menor detecção desta espécie foi EAD (n=4). O tatu-galinha (*D. novemcinctus*) foi registrado com proporções semelhantes nos estratos amostrais, com menor ocorrência em EIF (n=21).

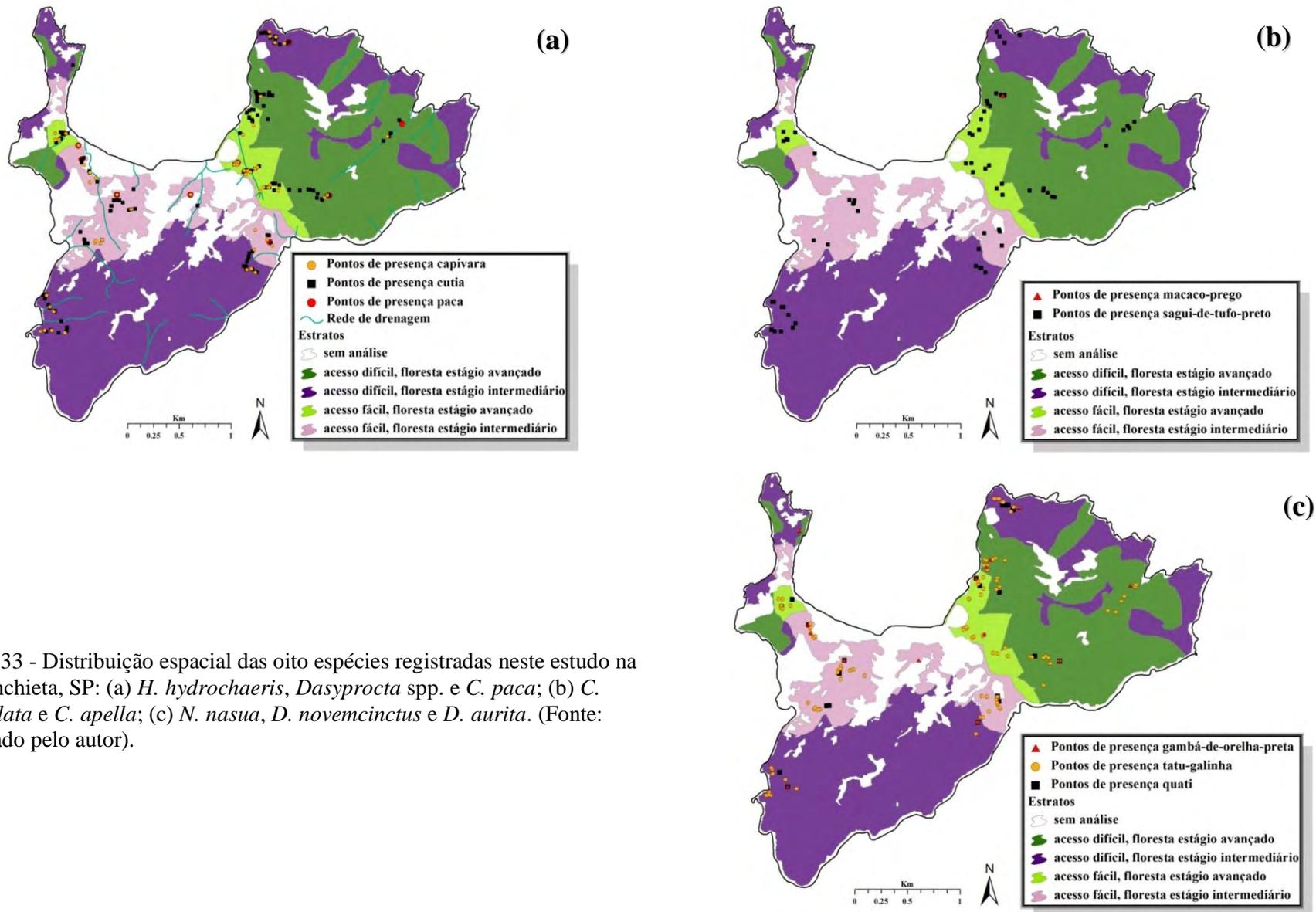


Figura 33 - Distribuição espacial das oito espécies registradas neste estudo na Ilha Anchieta, SP: (a) *H. hydrochaeris*, *Dasyprocta* spp. e *C. paca*; (b) *C. penicillata* e *C. apella*; (c) *N. nasua*, *D. novemcinctus* e *D. aurita*. (Fonte: elaborado pelo autor).

4.3.2 Influência humana e variáveis da paisagem

Em relação à influência antrópica sobre a presença dos mamíferos na Ilha Anchieta, o teste de Shapiro-Wilk e a análise gráfica (histogramas) retornaram que os dados apresentam distribuição estatisticamente diferente de uma normal padrão para as duas metodologias: transectos e armadilhas fotográficas ($W = 0,892$, $p < 0,001$ e $W = 0,883$, $p < 0,01$, respectivamente). A análise de variância (procedimento GLM) testada para as duas metodologias revelou que em nenhuma delas houve diferença estatisticamente significativa de riqueza de espécies entre os estratos amostrais (Tabela 18). Além disso, o teste de Tukey não revelou diferença significativa e não diferenciou os pares.

Tabela 18 - Resultado da Análise de Variância (procedimento GLM) para a riqueza de mamíferos nos estratos amostrais considerando as armadilhas fotográficas e os transectos lineares.

Variação	Graus de liberdade	Soma dos quadrados	Quadrados médios	F	p
Armadilha	3	3,73	1,12	0,60	0,62
Resíduo	21	39,67	1,89		
Total	24	43,4			
Trilha	3	0,34	0,11	0,11	0,95
Resíduo	77	78,72	1,02		
Total	80	79,06			

A análise de correlação de Pearson entre as variáveis da paisagem revelou que para os valores extraídos das faixas (*buffers*) dos pontos das armadilhas fotográficas, não houve forte relação entre nenhuma das variáveis ($r < 0,7$). Considerando as variáveis extraídas nas trilhas percorridas, apenas declividade e altitude demonstraram forte correlação positiva, com coeficiente de Pearson $r = 0,71$ (Apêndices A e B). Dentre estas duas, a variável altitude foi suprimida das análises das espécies nas trilhas percorridas, com base na matriz de correlação de Pearson da tabela 19 (das sete espécies, cinco possuem valor de r maior para declividade do que para altitude).

A matriz de correlação simples utilizada para explorar possíveis relações entre as espécies de mamíferos (abundância nos pontos das armadilhas fotográficas) e as variáveis indicou que, ao nível de 5%, o valor do coeficiente de correlação de Pearson ($r >$ valor tabelado) de pelo menos uma variável foi significativa para três espécies (Tabela 20). No caso da abundância das espécies nas trilhas, essa relação mostrou significância para algumas variáveis (Tabela 19).

Tabela 19 - Matriz de Correlação de Pearson entre as variáveis da paisagem e as espécies de mamíferos (abundância nas trilhas). Valores em negrito são estatisticamente significantes ao nível de 5%. A variável Alt foi suprimida das análises.

Variável Independente	Tatu	Gambá	Capivara	Quati	Sagüi	Cutia
Asp	-0,443	0,164	-0,219	-0,323	-0,541	-0,373
Acess	-0,044	0,232	-0,481	-0,359	-0,050	0,343
Log ₁₀ Costa	-0,387	-0,239	0,370	0,089	-0,113	-0,461
Log ₁₀ Água	0,106	0,637	-0,096	-0,609	-0,273	0,082
Dec	0,143	0,378	-0,306	-0,396	-0,503	0,382
Alt	-0,162	0,222	-0,167	-0,545	-0,446	0,164
Log ₁₀ Div	-0,161	-0,046	0,033	0,403	-0,017	0,257
NDVI	-0,394	-0,506	0,163	-0,134	-0,240	-0,482

Nota: Asp = aspecto, Daces = dificuldade de acesso, Costa = distância da costa, Água= distância da rede de drenagem, Dec = declividade, Div = diversidade da paisagem, NDVI = *Normalized Difference Vegetation Index*; tatu = *D. novemcinctus*, gambá = *D. aurita*, capivara = *H. hydrochaeris*, quati = *N. nasua*, cutia = *Dasyprocta* spp., sagüi = *C. penicillata*.

Tabela 20 - Matriz de Correlação de Pearson entre as variáveis da paisagem e as espécies de mamíferos (abundância nos pontos de armadilha fotográfica). Valores em negrito são estatisticamente significantes ao nível de 5%.

Variável Independente	Paca	Tatu	Gambá	Capivara	Quati	Cutia
Asp	-0,112	-0,067	-0,101	0,060	-0,020	0,061
Log ₁₀ Daces	-0,176	0,130	0,231	-0,366	0,025	-0,104
Log ₁₀ Costa	0,044	0,074	0,095	0,171	0,023	0,038
Log ₁₀ Água	-0,019	-0,030	0,114	0,053	0,147	-0,095
Dec	-0,414	0,223	0,192	-0,379	-0,370	-0,070
Log ₁₀ Alt	-0,389	0,208	0,195	-0,057	-0,136	-0,075
Div	-0,096	0,005	0,008	-0,018	-0,074	0,010
NDVI	0,119	-0,243	-0,327	0,183	-0,230	-0,158

Nota: Asp = aspecto, Daces = dificuldade de acesso, Costa = distância da costa, Água= distância da rede de drenagem, Dec = declividade, Alt = altitude, Div = diversidade da paisagem, NDVI = *Normalized Difference Vegetation Index*; paca = *C. paca*, tatu = *D. novemcinctus*, gambá = *D. aurita*, capivara = *H. hydrochaeris*, cutia = *Dasyprocta* spp., quati = *N. nasua*.

As análises de regressão GLM mostraram que diversidade da paisagem e declividade foram duas das variáveis mais importantes sobre a ocorrência e abundância dos mamíferos de médio e grande porte, respectivamente, na Ilha Anchieta (Tabelas 21 e 22). Para determinadas espécies, os diagnósticos de alguns modelos (normalidade dos resíduos,

homogeneidade de variância dos resíduos, entre outros fatores) não retornaram resultado satisfatório, e por isso estes modelos foram desconsiderados. Além disso, para as espécies que foram registradas em todas as trilhas e armadilhas fotográficas não foi possível realizar o modelo de regressão logística.

No caso do sagüi-de-tufo-preto (*C. penicillata*), só foi possível realizar o modelo de regressão linear múltipla para abundância nas trilhas, pois houve um registro desta espécie por armadilha fotográfica, aparentemente ocasional, visto que é uma espécie arborícola. Além disso, o sagüi foi detectado em todas as trilhas percorridas. O modelo de regressão revelou que houve relação direta entre abundância e diversidade da paisagem, com maior abundância de sagüis em regiões mais heterogêneas quanto à cobertura do solo na Ilha. Dificuldade de acesso (humano) e uso/cobertura do solo também foram preditores importantes com relação direta para a abundância da espécie (Tabela 22).

O modelo de regressão da capivara (*H. hydrochaeris*) considerado foi da abundância nas trilhas percorridas, que também retornou uma relação direta com a diversidade da paisagem, ou seja, há uma tendência de maior abundância da espécie em áreas mais heterogêneas, com mais interface de uso/cobertura do solo na Ilha. Aspecto e declividade também foram preditores importantes para esta espécie, ambos com relação inversa para abundância (Tabela 22).

Como só houve dois registros do gambá-de-orelha-preta (*D. aurita*) nas trilhas percorridas, foi possível analisar o modelo de regressão de ocorrência do gambá pelas armadilhas fotográficas (Tabela 21). Este retornou que a presença da espécie está relacionada com áreas de maior altitude e em regiões de menor biomassa vegetal (NDVI) na Ilha Anchieta.

No caso da ocorrência da cutia (*Dasyprocta* spp.) detectada pelas armadilhas fotográficas, o aspecto foi um preditor importante (Tabela 21). Esta variável não afeta diretamente a espécie, sua influência pode ser indireta, por meio da maritimidade ou da insolação sobre a vegetação. O modelo de abundância de *Dasyprocta* spp. pelas armadilhas fotográficas revelou uma relação inversa com diversidade da paisagem. Maior abundância da espécie em áreas mais homogêneas, ou com menos interfaces e também em áreas com cobertura florestal em estágio intermediário e avançado de regeneração. O último modelo analisado para a cutia mostrou que a abundância da espécie (registrada nas trilhas) está relacionada a regiões mais distantes da rede de drenagem na Ilha Anchieta.

Em relação à paca (*C. paca*), houve apenas um registro nas trilhas percorridas, e deste modo, os modelos de regressão relacionados às trilhas não foram realizados. A ocorrência da

espécie (registrada nas câmeras) na Ilha Anchieta está predominantemente relacionada a áreas mais planas (Tabela 21).

O modelo de regressão de abundância nas trilhas do tatu-galinha (*D. novemcinctus*) retornou que a abundância da espécie na Ilha está relacionada com áreas menos declivosas, mais distantes de corpos d'água e com presença de cobertura florestal em estágio intermediário e avançado de regeneração (Tabela 22). No caso das detecções por armadilhas fotográficas, o diagnóstico do modelo de abundância não foi satisfatório. Foi considerado apenas o modelo de ocorrência do tatu pelas câmeras. Este modelo mostrou que houve uma relação inversa entre dificuldade de acesso e a presença da espécie, com maior ocorrência em áreas de maior acesso (humano) (Tabela 21).

De acordo com o modelo de ocorrência do quati (*N. nasua*) (com registro pelas câmeras), os preditores mais importantes para a presença da espécie na Ilha foram declividade, NDVI (com relação inversa) e uso/cobertura do solo (relação direta). No caso da ocorrência do quati detectado nas trilhas percorridas, o modelo retornou que a distância da costa é um preditor importante, com maior presença da espécie em áreas mais próximas a costa (Tabela 21). A abundância de *N. nasua* na Ilha Anchieta (registrado nas trilhas) também está relacionada a áreas mais próximas a costa, além de regiões mais heterogêneas quanto seu uso/cobertura do solo e mais distantes de corpos d'água (Tabela 22).

Tabela 21 - Conjunto de modelos de Regressão GLM (logística e linear múltipla) para ocorrência dos mamíferos de médio e grande porte detectados pelas armadilhas fotográficas e nos transectos lineares na Ilha Anchieta, SP. Valores em negrito representam os modelos mais explanatórios baseado no w_i .

(continua)

TRANSECTOS LINEARES					
Preditores	Modelos	AICc	Δ_i	w_i	
-	<i>N. nasua</i>	-	-	-	
1	$-\log_{10}\text{costa}$	42,36	0,00	0,289	
2	$\text{daces} + \log_{10}\text{costa}$	42,39	0,03	0,285	
3	$\text{daces} + \log_{10}\text{costa} + \log_{10}\text{água}$	43,36	1,00	0,175	
4	$\text{daces} + \log_{10}\text{costa} + \log_{10}\text{água} + \log_{10}\text{div}$	44,37	2,01	0,106	
5	$\text{daces} + \log_{10}\text{costa} + \log_{10}\text{água} + \log_{10}\text{div} + \text{ndvi}$	44,72	2,36	0,089	
6	$\text{daces} + \log_{10}\text{costa} + \log_{10}\text{água} + \log_{10}\text{div} + \text{ndvi} + \text{Uso}$	46,46	4,10	0,037	
7	$\text{asp} + \text{daces} + \log_{10}\text{costa} + \log_{10}\text{água} + \log_{10}\text{div} + \text{ndvi} + \text{Uso}$	48,44	6,08	0,014	
8	$\text{asp} + \text{daces} + \log_{10}\text{costa} + \log_{10}\text{água} + \text{dec} + \log_{10}\text{div} + \text{ndvi} + \text{Uso}$	50,42	8,06	0,005	
ARMADILHAS FOTOGRÁFICAS					
Preditores	Modelos	AICc	Δ_i	w_i	
-	<i>N. nasua</i>	-	-	-	
3	$-\text{dec} - \text{ndvi} + \text{Uso}$	42,90	0,00	0,474	
4	$\text{dec} + \log_{10}\text{alt} + \text{ndvi} + \text{Uso}$	43,92	1,02	0,285	
5	$\log_{10}\text{daces} + \text{dec} + \log_{10}\text{alt} + \text{ndvi} + \text{Uso}$	45,16	2,26	0,153	
6	$\log_{10}\text{daces} + \log_{10}\text{água} + \text{dec} + \log_{10}\text{alt} + \text{ndvi} + \text{Uso}$	47,11	4,21	0,058	
7	$\text{asp} + \log_{10}\text{daces} + \log_{10}\text{água} + \text{dec} + \log_{10}\text{alt} + \text{ndvi} + \text{Uso}$	49,10	6,20	0,045	
8	$\text{asp} + \log_{10}\text{daces} + \log_{10}\text{água} + \text{dec} + \log_{10}\text{alt} + \text{div} + \text{ndvi} + \text{Uso}$	51,08	8,18	0,008	
-	<i>D. aurita</i>	-	-	-	
2	$\log_{10}\text{alt} - \text{ndvi}$	54,01	0,00	0,408	
3	$\text{asp} + \log_{10}\text{alt} + \text{ndvi}$	54,91	0,90	0,260	
4	$\text{asp} + \log_{10}\text{alt} + \text{ndvi} + \text{Uso}$	55,78	1,77	0,168	
5	$\text{asp} + \log_{10}\text{água} + \log_{10}\text{alt} + \text{ndvi} + \text{Uso}$	57,16	3,15	0,085	
6	$\text{asp} + \log_{10}\text{água} + \text{dec} + \log_{10}\text{alt} + \text{ndvi} + \text{Uso}$	58,35	4,34	0,047	
7	$\text{asp} + \log_{10}\text{costa} + \log_{10}\text{água} + \text{dec} + \log_{10}\text{alt} + \text{ndvi} + \text{Uso}$	60,04	6,03	0,020	
8	$\text{asp} + \log_{10}\text{daces} + \log_{10}\text{costa} + \log_{10}\text{água} + \text{dec} + \log_{10}\text{alt} + \text{ndvi} + \text{Uso}$	61,83	7,82	0,008	
9	$\text{asp} + \log_{10}\text{daces} + \log_{10}\text{costa} + \log_{10}\text{água} + \text{dec} + \log_{10}\text{alt} + \text{div} + \text{ndvi} + \text{Uso}$	63,83	9,82	0,003	
-	<i>C. paca</i>	-	-	-	
1	$-\text{dec}$	46,60	0,00	0,472	
2	$\log_{10}\text{costa} + \text{dec}$	47,56	0,96	0,292	
3	$\text{asp} + \log_{10}\text{costa} + \text{dec}$	48,96	2,36	0,145	
4	$\text{asp} + \log_{10}\text{costa} + \log_{10}\text{água} + \text{dec}$	50,86	4,26	0,056	
5	$\text{asp} + \log_{10}\text{costa} + \log_{10}\text{água} + \text{dec} + \text{ndvi}$	52,74	6,14	0,022	
6	$\text{asp} + \log_{10}\text{costa} + \log_{10}\text{água} + \text{dec} + \log_{10}\text{alt} + \text{ndvi}$	54,64	8,04	0,009	
7	$\text{asp} + \log_{10}\text{costa} + \log_{10}\text{água} + \text{dec} + \log_{10}\text{alt} + \text{div} + \text{ndvi}$	56,52	9,82	0,004	

Tabela 21 - Conjunto de modelos de Regressão GLM (logística e linear múltipla) para ocorrência dos mamíferos de médio e grande porte detectados pelas armadilhas fotográficas e nos transectos lineares na Ilha Anchieta, SP. Valores em negrito representam os modelos mais explanatórios baseado no w_i .

(conclusão)

ARMADILHAS FOTOGRÁFICAS				
Preditores	Modelos	AICc	Δ_i	w_i
-	<i>D. novemcinctus</i>	-	-	-
1	$-\log_{10}daces$	50,77	0,00	0,314
2	$\log_{10}daces + dec$	51,35	0,58	0,235
3	$\log_{10}daces + dec + Uso$	51,37	0,60	0,242
4	$\log_{10}daces + \log_{10}água + dec + Uso$	52,69	1,92	0,120
5	$\log_{10}daces + \log_{10}água + dec + ndvi + Uso$	54,14	3,37	0,058
6	$\log_{10}daces + \log_{10}costa + \log_{10}água + dec + ndvi + Uso$	55,70	4,93	0,027
7	$asp + \log_{10}daces + \log_{10}costa + \log_{10}água + dec + ndvi + Uso$	57,52	6,75	0,011
8	$asp + \log_{10}daces + \log_{10}costa + \log_{10}água + dec + div + ndvi + Uso$	59,46	8,69	0,004
-	<i>Dasyprocta spp.</i>	-	-	-
1	asp	56,24	0,00	0,347
2	asp+Uso	56,33	0,09	0,332
3	asp+dec+Uso	57,71	1,47	0,167
4	asp+ $\log_{10}costa + dec + Uso$	59,16	2,92	0,081
5	asp+ $\log_{10}costa + dec + \log_{10}alt + Uso$	60,60	4,36	0,039
6	asp+ $\log_{10}costa + \log_{10}água + dec + \log_{10}alt + Uso$	61,77	5,53	0,022
7	asp+ $\log_{10}daces + \log_{10}costa + \log_{10}água + dec + \log_{10}alt + Uso$	63,50	7,26	0,009
8	asp+ $\log_{10}daces + \log_{10}costa + \log_{10}água + dec + \log_{10}alt + ndvi + Uso$	65,36	9,12	0,004

Nota: asp = aspecto, daces = dificuldade de acesso, costa = distância da costa, água= distância da rede de drenagem, dec = declividade, div = diversidade da paisagem, alt = altitude, NDVI = *Normalized Difference Vegetation Index*, Uso = uso/cobertura do solo.

Tabela 22 - Conjunto de modelos de Regressão GLM (logística e linear múltipla) para abundância dos mamíferos de médio e grande porte pelas armadilhas fotográficas e nos transectos lineares na Ilha Anchieta, SP. Valores em negrito representam os modelos mais explanatórios baseado no w_i .

(continua)

ARMADILHAS FOTOGRÁFICAS				
Preditores	Modelos	AICc	Δ_i	w_i
-	<i>Dasyprocta</i> spp.	-	-	-
2	-div+Uso	86,84	0,00	0,474
3	div+ndvi+Uso	87,99	1,15	0,267
4	log ₁₀ alt +div+ndvi+Uso	89,16	2,32	0,149
5	log ₁₀ daces + log ₁₀ alt +div+ndvi+Uso	90,90	4,06	0,062
6	log ₁₀ daces +dec+ log ₁₀ alt +div+ndvi+Uso	92,46	5,52	0,030
7	asp+ log ₁₀ daces +dec+ log ₁₀ alt +div+ndvi+Uso	94,03	7,19	0,013
8	asp+ log ₁₀ daces +log ₁₀ água +dec+ log ₁₀ alt +div+ndvi+Uso	95,77	9,13	0,005
TRANSECTOS LINEARES				
Preditores	Modelos	AICc	Δ_i	w_i
-	<i>Dasyprocta</i> spp.	-	-	-
1	log ₁₀ água	7,06	0,00	0,230
2	log ₁₀ água +dec	7,54	0,48	0,181
3	asp+ log ₁₀ água +dec	7,68	0,62	0,169
4	asp+ log ₁₀ água +dec+Uso	8,02	0,96	0,142
5	asp+ log ₁₀ água +dec+ log ₁₀ div +Uso	8,37	1,31	0,119
6	asp+ log ₁₀ costa+ log ₁₀ água +dec+ log ₁₀ div +Uso	8,81	1,75	0,096
7	asp+daces+ log ₁₀ costa+ log ₁₀ água +dec+log ₁₀ div +Uso	10,30	3,24	0,046
8	asp+daces+ log ₁₀ costa+ log ₁₀ água +dec+log ₁₀ div+ndvi+Uso	12,29	5,23	0,017
-	<i>H. hydrochaeris</i>	-	-	-
3	-asp-dec+ log ₁₀ div	-7,39	0,00	0,446
4	asp+dec+ log ₁₀ div +ndvi	-6,08	1,31	0,232
5	asp+ log ₁₀ água +dec+ log ₁₀ div +ndvi	-5,55	2,35	0,138
6	asp+ log ₁₀ água +dec+ log ₁₀ div +ndvi+Uso	-4,11	3,28	0,087
7	asp+daces+ log ₁₀ água +dec+ log ₁₀ div +ndvi+Uso	-3,29	4,10	0,058
8	asp+daces+log ₁₀ costa+log ₁₀ água+dec+log ₁₀ div+ndvi+Uso	1,47	8,86	0,039
-	<i>C. penicillata</i>	-	-	-
3	daces+ log ₁₀ div +Uso	-0,44	0,00	0,535
4	daces+ log ₁₀ costa+ log ₁₀ div +Uso	0,97	1,41	0,264
5	daces+ log ₁₀ costa+ log ₁₀ div +ndvi+Uso	2,65	3,09	0,114
6	daces+ log ₁₀ costa+ log ₁₀ água + log ₁₀ div +ndvi+Uso	4,08	4,52	0,056
7	asp+daces+ log ₁₀ costa+ log ₁₀ água + log ₁₀ div +ndvi+Uso	5,97	6,41	0,022
8	asp+daces+ log ₁₀ costa+ log ₁₀ água+dec+log ₁₀ div+ndvi+Uso	7,94	8,38	0,008

Tabela 22 - Conjunto de modelos de Regressão GLM (logística e linear múltipla) para abundância dos mamíferos de médio e grande porte pelas armadilhas fotográficas e nos transectos lineares na Ilha Anchieta, SP. Valores em negrito representam os modelos mais explanatórios baseado no w_i .

(conclusão)

TRANSECTOS LINEARES					
Preditores	Modelos	AICc	Δ_i	w_i	
-	<i>N. nasua</i>	-	-	-	
3	$-\log_{10}\text{costa} + \log_{10}\text{água} + \log_{10}\text{div}$	33,18	0,00	0,429	
4	$\log_{10}\text{costa} + \log_{10}\text{água} + \log_{10}\text{div} + \text{ndvi}$	33,86	0,68	0,306	
5	$\text{daces} + \log_{10}\text{costa} + \log_{10}\text{água} + \log_{10}\text{div} + \text{ndvi}$	35,25	2,07	0,152	
6	$\text{asp} + \text{daces} + \log_{10}\text{costa} + \log_{10}\text{água} + \log_{10}\text{div} + \text{ndvi}$	36,75	3,57	0,072	
7	$\text{asp} + \text{daces} + \log_{10}\text{costa} + \log_{10}\text{água} + \log_{10}\text{água} + \log_{10}\text{div} + \text{ndvi} + \text{Uso}$	38,52	5,34	0,030	
8	$\text{asp} + \text{daces} + \log_{10}\text{costa} + \log_{10}\text{água} + \text{dec} + \log_{10}\text{div} + \text{ndvi} + \text{Uso}$	40,51	7,33	0,011	
-	<i>D. novemcinctus</i>	-	-	-	
3	$\log_{10}\text{água} - \text{dec} + \text{Uso}$	-2,50	0,00	0,405	
4	$\text{daces} + \log_{10}\text{água} + \text{dec} + \text{Uso}$	-1,99	0,51	0,314	
5	$\text{asp} + \text{daces} + \text{água} + \text{dec} + \text{Uso}$	-0,80	1,70	0,173	
6	$\text{asp} + \text{daces} + \log_{10}\text{água} + \text{dec} + \log_{10}\text{div} + \text{Uso}$	0,98	3,48	0,071	
7	$\text{asp} + \text{daces} + \log_{10}\text{água} + \text{dec} + \log_{10}\text{div} + \text{ndvi} + \text{Uso}$	2,98	5,48	0,026	
8	$\text{asp} + \text{daces} + \log_{10}\text{costa} + \log_{10}\text{água} + \text{dec} + \log_{10}\text{div} + \text{ndvi} + \text{Uso}$	4,97	7,47	0,010	

Nota: asp = aspecto, daces = dificuldade de acesso, costa = distância da costa, água = distância da rede de drenagem, dec = declividade, div = diversidade da paisagem, alt = altitude, NDVI = *Normalized Difference Vegetation Index*, Uso = uso/cobertura do solo.

4.4 DISCUSSÃO

Com base nos resultados apresentados, pode-se considerar que não há regiões de maior riqueza de espécies de mamíferos na Ilha Anchieta. As oito espécies registradas neste estudo ocorrem praticamente por toda sua extensão, ou seja, a distribuição destes animais é uniforme, sem padrão definido. Além disso, o fato de indivíduos de algumas espécies serem atraídos por alimentos oferecidos por turistas, principalmente nas áreas de fácil acesso, influencia na possível conclusão de que estes animais não ocorram preferencialmente onde haja menor presença humana na Ilha. De acordo com Newsome, Dowling e Moore (2005) algumas espécies ou indivíduos podem ser atraídos (estímulo por alimento ou abrigo), ou se habituarem à presença humana, dependendo do tempo de contato. Os impactos que a alimentação artificial causa para a fauna são diversos: dependência da comida fornecida, habituação, alteração dos padrões de comportamento, riscos de contrair doenças, morte, agressão intra e inter-espécie e aos turistas (ORAMS, 2002). No caso da Ilha Anchieta, a presença de algumas espécies como sagüi (*C. penicillata*), quati (*N. nasua*) e a capivara (*H. hydrochaeris*) era comum nas áreas de fácil acesso humano, principalmente próximos às edificações (Apêndice D).

Apesar de não haver diferenças na riqueza entre as classes de acesso na Ilha, para algumas espécies, acessibilidade apareceu como importante preditor de ocorrência, com relação direta no caso do tatu-galinha (*D. novemcinctus*) e de abundância com relação inversa no caso do sagüi (*C. penicillata*). Deste modo, a presença humana influencia em certo grau a persistência destes animais na ilha. Além disso, para cada espécie em particular, os atributos da paisagem também se tornam importantes preditores da distribuição e abundância destes animais na Ilha Anchieta. A acessibilidade humana foi utilizada neste estudo para analisar o impacto da presença humana (marcada pelo turismo no caso do PEIA) na comunidade de mamíferos, pois outros fatores de presença humana não se aplicam ao PEIA, como a presença de populações tradicionais. A acessibilidade também pode, portanto, ser utilizada para analisar outros impactos antrópicos em UCs, como pressão de caça, destruição de habitat, etc., como foi feito num estudo desenvolvido por Peres e Lake (2003) na Amazônia.

Como a coleta dos dados sobre a distribuição das espécies de mamíferos de médio e grande porte na Ilha Anchieta se estendeu por nove meses, não foi possível inferir sobre análises sazonais de comportamento e dieta das espécies.

Das 14 espécies de mamíferos que foram introduzidas na Ilha Anchieta em 1983, sete espécies não foram detectadas no presente estudo: ouriço-cacheiro (*S. villosus*), tamanduá-

mirim (*T. tetradactyla*), ratão-do-banhado (*M. coypus*), tatu-de-rabo-mole (*C. hispidus*), tatu-peba (*E. sexcinctus*), veado-catingueiro (*M. gouazoubira*) e a preguiça (*B. variegatus*). Durante um ano e meio de estudo na Ilha, Bovendorp e Galetti (2007) registraram as mesmas oito espécies detectadas no presente estudo, além de três ocorrências de *T. tetradactyla* por avistamento em transecto. Em março de 2009 foi registrada a introdução na Ilha Anchieta de um indivíduo de *Bradypus* spp. que se encontrava à deriva no mar. No entanto, após este episódio, não houve qualquer tipo de registro da presença deste indivíduo. Um indivíduo de *T. tetradactyla* foi avistado fora dos sítios e das trilhas amostrais, portanto foi desconsiderado das análises. Foi constatado que apesar da introdução de apenas um indivíduo (possivelmente uma fêmea prenha) no PEIA, atualmente é possível avistar cerca de três indivíduos desta espécie (identificados por diferenças na coloração e marcas naturais). Robim et al. (2008) colheram depoimentos de ex-moradores da Ilha Anchieta sobre a prática da caça e de extrativismo na época do funcionamento do presídio. Os mamíferos silvestres listados como presentes na Ilha nesta época foram: tatu, paca, raposa, gambá, cutia e cachorro-do-mato. Contudo, nenhum estudo prévio sobre a fauna foi feito antes da introdução dos mamíferos na Ilha em 1983 (FUNDAÇÃO PARQUE ZOOLOGICO DE SÃO PAULO, 1986) que confirmasse a presença destes animais. Além disso, os nomes populares dos mesmos animais diferem regionalmente, o que pode ocasionar erros de identificação das espécies.

A alta abundância encontrada de alguns mamíferos como a cutia (*Dasyprocta* spp.) e o tatu-galinha (*D. novemcinctus*) corrobora algumas das taxas elevadas de densidade média registradas por Bovendorp e Galetti (2007) na Ilha Anchieta, principalmente em função da ausência de predadores naturais. Para poder comparar a alta abundância das espécies de mamíferos detectadas no presente estudo por armadilhas fotográficas, a tabela 23 mostra a abundância das mesmas espécies registradas em outros estudos, considerando diferentes esforços amostrais. Populações de vertebrados isolados em ilhas, principalmente roedores, mostram densidades tipicamente maiores e mais estáveis em relação às populações do continente (STAMPS; BUECHNER, 1985). O isolamento crescente leva à redução de oportunidades de dispersão, ao aumento da familiaridade entre vizinhos, à redução de agressão, e conseqüentemente, à estrutura social mais estável. Deste modo, áreas menores reduzem a intensidade de interações interespecíficas como predação e competição, que por sua vez, determinam a maior densidade (ADLER, 1996).

Tabela 23 - Comparação entre a abundância (por armadilhas fotográficas) das espécies registradas na Ilha Anchieta e em outros locais de estudo, considerando diferentes esforços amostrais.

Local	Autor	Esforço ¹	Abundância (registros/10 dias)					
			capivara	cutia	paca	tatu	quati	gambá
Estação Biológica de Santa Lúcia (Santa Teresa, ES)	SRBEK- ARAUJO; CHIARELLO, 2007	826	-	0,206*	0,085	0,073	0,050	0,266
Estação Biológica de Santa Lúcia (Santa Teresa, ES)	SRBEK- ARAUJO E CHIARELLO, 2005	1849	0,005	0,384*	0,124	0,113	0,081	0,330
Estância Ecológica SESC Pantanal (Várzea Grande, MT)	TROLLE; KÉRY, 2005	504	-	-	0,165	0,200	-	0,041 [†]
Floresta Amazônica, Sudeste do Peru	TOBLER et al., 2008	3780	-	0,552**	0,238	0,016	0,023	0,214 ^{††}
Parque Estadual do Turvo (Derrubadas, RS)	KASPER et al., 2007	2154	0,186	2,000***	0,005	0,037	0,381	0,051
Fazenda Cauaia, (Matozinhos, MG)	TROLLE; BISSARO; PRADO, 2007	450	0,666	-	-	0,666	-	0,222 [†]
Ilha Anchieta (Ubatuba, SP)	Presente estudo	257	0,584	6,731	0,623	0,778	0,428	1,095

Fonte: elaborado pelo autor.

Nota: **Dasyprocta leporina*; ***Dasyprocta punctata*; ****Dasyprocta azarae*; [†]*Didelphis albiventris*; ^{††}*Didelphis marsupialis*; paca = *C. paca*, tatu = *D. novemcinctus*, gambá = *D. aurita*, capivara = *H. hydrochaeris*, quati = *N. nasua*, cutia = *Dasyprocta* spp.; ¹esforço = câmeras-dia.

A instalação das armadilhas fotográficas foi essencial para a detecção de mamíferos crípticos e de hábito noturno, como no caso da paca (*C. paca*) e do gambá-de-orelha-preta (*D. aurita*). Ambas as espécies foram registradas essencialmente por esta metodologia (94% e 93%, respectivamente), quando comparada com registros por vestígios. Nenhuma destas espécies foi avistada nos transectos.

O sagüi-de-tufo-preto (*C. penicillata*) é nativo da região central do Brasil (cerrado, cerradão e matas de galeria) (NORCONK; ROSENBERGER; GARBER, 1996). Esta espécie foi amplamente introduzida em outras regiões brasileiras (e.g. Santa Catarina e Rio de Janeiro), como no caso da Ilha Anchieta. Por conta disto e também por causa da destruição de florestas, *C. penicillata* está provavelmente substituindo outras espécies (*C. geoffroyi*, *C.*

flaviceps e *C. aurita*) por competição em várias localidades (RYLANDS; MENDES, 2008). A abundância do sagüi na Ilha Anchieta está associada a áreas mais heterogêneas, ou seja, com mais interfaces de uso/cobertura do solo. Além disso, uso/cobertura do solo, principalmente floresta em estágio intermediário e avançado também foi considerado importante preditor para abundância desta espécie na Ilha. De fato, *C. penicillata* é capaz de sobreviver em ambientes degradados e tem preferência por florestas em estágio secundário de crescimento, onde há mais alimento (RYLANDS; MENDES, 2008). Em ambiente natural, esta espécie tende a se alimentar preferencialmente de frutos durante a estação chuvosa, e de insetos durante a estação seca. Além disso, retira gomas (exsudatos) das árvores como fonte de alimento extra durante o ano inteiro (MIRANDA, 1997). Na Ilha Anchieta, foi evidenciado que os indivíduos de *C. penicillata* se beneficiam ainda dos alimentos oferecidos pelos turistas durante o ano inteiro e também da predação de ninhos de aves (GALETTI et al., 2009). A maior abundância do sagüi também está associada a áreas de maior dificuldade de acesso na Ilha. Apesar da busca por alimentos de fontes não naturais em áreas mais acessíveis ao homem (turistas, funcionários do parque), os habitat mais adequados para esta espécie são representados por áreas de dificuldade de acesso humano.

Outro primata detectado na Ilha Anchieta foi o macaco-prego (*C. apella*), com apenas um registro. Por este motivo, não foi possível inferir sobre sua distribuição e abundância. A baixa detecção desta espécie e o fato de possuir área de vida relativamente grande (150 a 293 ha) (VISALBERGH; ANDERSON, 1999; FRAGASZY; FEDIGAN; VISALBERGHI, 2004) indicam que a Ilha conta com um grupo de macacos-prego que se descolam ativamente pela Ilha. Bovendorp e Galetti (2007) concluíram que o tamanho populacional de *C. apella* na Ilha Anchieta é de cerca de 30 indivíduos (com mínimo de 22 e máximo de 34 indivíduos) e a densidade encontrada foi de 4,2 indivíduos/km². Aparentemente a população desta espécie está estável na Ilha, visto que foram introduzidos 33 indivíduos em 1983.

A explicação para a baixa detecção da paca (*C. paca*) (n=17) pode estar no fato desta espécie possuir hábitos elusivos e noturnos, escondendo-se em tocas durante o dia (PÉREZ, 1992). O levantamento das espécies foi realizado apenas durante o dia e o registro de pegadas, como vestígio, ficou defasado por conta do tipo de substrato encontrado nas trilhas dos estratos amostrais. Além disso, o encontro de fezes de paca não é comum, visto que elas defecam preferencialmente em cursos d'água (BECK-KING; VON HELVERSEN; BECK-KING, 1999). A presença desta espécie na Ilha Anchieta está relacionada a áreas mais planas. A ocorrência de corpos d'água geralmente está associada a estas regiões de menor declividade, fator que influencia o uso de habitat da espécie, que vive próximo a rios e

riachos, em tocas na sua margem e utilizam a água como meio de fuga de predadores (REIS et al., 2006).

O quati (*N. nasua*) é uma espécie gregária, com bandos de até 30 indivíduos (fêmeas e juvenis). Comumente pode-se encontrar indivíduos solitários, que são machos adultos (GOMPPER; DECKER, 1998). No presente estudo houve avistamentos de grupos de quatis forrageando nas copas de árvores e também alguns indivíduos solitários na Ilha Anchieta. As armadilhas fotográficas detectaram entre um e dois indivíduos no chão por foto. Apesar de pertencer a Ordem Carnívora, esta espécie possui dieta onívora, e se alimenta principalmente de invertebrados e frutos, e ocasionalmente, de pequenos vertebrados (REIS et al., 2006). Devido ao fato de possuir hábito alimentar generalista, o quati também se beneficia de alimentos de fonte humana. Segundo Alves-Costa, Fonseca e Christofaro (2004), espécies generalistas, como os quatis, geralmente variam sua dieta de acordo com a época do ano, reflexo da flutuação na disponibilidade de recursos. Na Ilha Anchieta, em áreas de fácil acesso e próximas a área de uso dos turistas, indivíduos de *N. nasua* foram vistos sendo alimentados com frequência. Este evento ocorreu principalmente em época de seca e escassez de recursos naturais na ilha (junho a agosto), quando alguns indivíduos de quati se aproximavam docilmente das pessoas a procura de alimento. Este comportamento pode ser vantajoso para o animal em épocas de menor disponibilidade de recursos naturais, pois a busca pelo alimento de fonte humana (geralmente garantido) pode requerer menor gasto de energia do que potencializar seu forrageamento na mata. De fato, Alves-Costa, Fonseca e Christofaro (2004) citam que os quatis podem compensar o decréscimo de disponibilidade de comida concentrando seu forrageamento em algumas áreas de maior produtividade de alimento. Além da fonte extra de alimento, há registros de *N. nasua* como predador de ninhos de aves no solo na Ilha Anchieta (ALVAREZ; GALETTI, 2007). A presença do quati na Ilha Anchieta está associada a áreas de menor declividade e mais próximas a costa, ou seja, em áreas de borda. Além disso, NDVI (relação inversa) e uso/cobertura do solo, principalmente floresta em estágio intermediário e avançado de regeneração também apareceram como preditores importantes da ocorrência da espécie na Ilha. Estas duas variáveis sugerem que são complementares em relação a área de distribuição da espécie (áreas abertas e florestadas), apesar de parecerem contraditórias a primeira vista. O quati é escansorial e ocupa principalmente áreas florestadas, onde forrageia na serapilheira ou na copa das árvores. No entanto, é uma espécie tolerante a grande variedade de habitats e explora outros tipos de vegetação como cerrado, áreas abertas, matas de galeria e floresta arbustiva seca (EISENBERG; REDFORD, 1999; NOWAK, 2005; REID, 2009). A abundância de *N. nasua*

na Ilha Anchieta também está relacionada a áreas mais próximas da costa, além de regiões mais heterogêneas, ou seja, com mais interfaces de uso/cobertura do solo, provavelmente onde pode encontrar mais recursos alimentares.

Supõe-se que foram introduzidas duas espécies de cutia na Ilha por causa do padrão diferenciado na coloração dos pêlos do corpo. Os indivíduos amostrados destas espécies foram identificados somente em nível de gênero pela dificuldade de distinção entre elas e também pela presença de possíveis híbridos. *Dasyprocta* spp. foi a espécie com maior registro de ocorrência na Ilha Anchieta (n=290) no presente estudo, além de maior abundância relativa considerando ambas as metodologias utilizadas (6,73 registros/10 dias armadilhamento e 30,47 detecções/10 km percorridos). Do mesmo modo, Bovendorp e Galetti (2007) encontraram alta densidade para esta espécie na Ilha, média de 197,53 indivíduos/km². A alta disponibilidade de sementes e frutos de palmeiras, além da ausência de predadores naturais facilitou esta explosão demográfica (GENINI; BOVENDORP; GALETTI, 2005). Na Ilha Anchieta, a maior abundância da cutia está relacionada a áreas mais homogêneas, ou com menos interfaces de uso/cobertura do solo. E também, uso/cobertura do solo, principalmente floresta em estágio intermediário e avançado, foi considerado importante preditor para abundância desta espécie na Ilha. Estas florestas podem ser consideradas fontes essenciais de alimento para *Dasyprocta* spp., já que são de hábito terrestre e se alimentam de frutos, sementes e raízes no chão (REIS et al., 2006). A presença da cutia na Ilha está mais associada ao aspecto, no entanto, este preditor não afeta diretamente a espécie, sua influência pode ser indireta, por meio da maritimidade ou da insolação sobre a vegetação. *Dasyprocta* spp. possui o hábito de enterrar as sementes que encontram no solo para consumo posterior e quando estas sementes não são recuperadas, têm grande chance de germinar e sobreviver à fase de plântula. Deste modo, a cutia é considerada importante dispersora de sementes nas florestas (GALETTI et al., 2006). No caso da Ilha Anchieta, a cutia é importante dispersora de sementes grandes de palmeiras. No entanto, ela preda a maioria das sementes menores que 3,5g. Por isso, a alta densidade de cutias pode acarretar elevada predação de sementes e dificultar a regeneração de algumas plantas, como no caso da palmeira (*Euterpe edulis*) (FADINI et al., 2009). Além disso, alguns estudos destacam *Dasyprocta* spp. como potencial predadora de aves que aninham no solo, que pode afetar a população de aves dispersoras de sementes (GALETTI et al., 2009; MARCONDES-MACHADO, 2009). Estes fatores necessitam ser considerados em estratégias de regeneração de florestas, e não apenas o papel positivo na dispersão de sementes pela cutia.

O fato de a Ilha possuir rede hidrográfica farta e dispersa por toda sua área contribui para potenciais áreas de uso pela capivara (*H. hydrochaeris*), visto que esta espécie possui hábito semi-aquático e está estritamente associada a corpos d'água (EISENBERG; REDFORD, 1999), a até 500 m de distância da água (REIS et al., 2006). A presença de água é importante para a termorregulação, para as atividades sexuais e como via de fuga anti-predatória (JORGENSEN, 1986). A população de capivaras se distribui por toda a Ilha. Paes (1998) encontrou o mesmo resultado em seu estudo e concluiu que os grupos ocupam áreas com grande variação de altitude e utilizam todos os ambientes na Ilha, inclusive o campo antrópico. A autora observou, na época, um total de 55 indivíduos na Ilha, distribuídos em seis grupos. O presente estudo detectou que o maior grupo de capivaras na Ilha Anchieta fica restrito aos locais de fácil acesso, próximos à área de edificação, onde era possível observar indivíduos dóceis forrageando gramíneas e outras plantas. Neste grupo, foram registrados de 9 a 12 indivíduos. Cerca de cinco indivíduos mais velhos morreram e pelo menos quatro filhotes nasceram no período deste estudo, mantendo o número da população estável em aproximadamente 12 indivíduos. Paes (1998) contabilizou que este principal grupo de capivaras da Ilha possuía de 16 a 25 indivíduos em 1997. Deste modo, constatou-se que este número diminuiu em relação ao tamanho do grupo. Devido a sua facilidade de identificação, as fezes, como registro de capivaras, foram importantes neste estudo, visto que 63% das ocorrências desta espécie foram por este meio. Os avistamentos durante a amostragem e as armadilhas fotográficas registraram grupos com poucos indivíduos nas outras localidades. A abundância relativa das capivaras na Ilha Anchieta está associada a áreas mais planas e mais heterogêneas, ou seja, com mais interfaces de uso/cobertura do solo. Estas áreas de maior diversidade coincidem com áreas de menor presença de floresta densa (em estágio intermediário e avançado de regeneração). Ferraz et al. (2007) também encontraram em seu estudo que esta espécie está associada a áreas abertas e mais planas. O preditor aspecto também foi importante para esta espécie na Ilha Anchieta. No entanto, esta variável não afeta diretamente a espécie, sua influência pode ser por meio da maritimidade ou da insolação sobre a vegetação. Alguns estudos realizados na Ilha Anchieta mencionam a presença da capivara como agravante na recuperação da vegetação nativa da área, pois se alimentam de plântulas (além de gramíneas) e aumentam o processo de erosão com pisoteio freqüente (PAES, 1998; FLEURY, 2009). Estudos sobre a dieta da capivara particularmente na Ilha Anchieta e sua possível relação com a dificuldade de regeneração natural da floresta necessitam ser desenvolvidos para melhor entendimento desta relação.

Apesar de ter sido introduzido apenas um indivíduo de tatu-galinha (*D. novemcinctus*), atualmente a população desta espécie é considerada de alta densidade na Ilha Anchieta (cerca de 50 indivíduos/km²) (BOVENDORP; GALETTI, 2007). Por esta razão, possivelmente, o tatu-galinha já estava presente anteriormente a introdução dos animais em 1983. As maiores ameaças a esta espécie atualmente, são a perda de habitat e caça predatória (REIS et al., 2006). No caso da Ilha, como não há predadores naturais, o tatu-galinha encontrou ambiente adequado e se distribuiu por toda sua extensão, atingindo alta taxa de abundância. Gammons, Mengak e Conner (2009) apontam que *D. novemcinctus* pode impactar negativamente a fauna local por predação, especialmente de anfíbios e répteis terrestres e aves que fazem ninhos no solo. Apesar do estudo sobre predação de ninhos na Ilha Anchieta (ALVAREZ; GALETTI, 2007) não registrar o tatu-galinha como predador potencial, sua elevada abundância e de outros predadores de ninhos pode ser um importante fator sobre o baixo número de espécies florestais de aves encontradas na ilha (ALVES, 2008; GALETTI et al., 2009). Há maior abundância da espécie em áreas mais planas da Ilha, apesar de não haver na literatura nenhum estudo que relacione alguma influência desta variável ambiental no comportamento ou ecologia do tatu-galinha. Uso/cobertura do solo, principalmente floresta em estágio intermediário e avançado de regeneração, foi outro preditor importante para abundância da espécie na Ilha, com relação positiva. Apesar de ocorrer nos mais variados habitats, esta espécie parece preferir áreas florestadas, onde geralmente cava seus buracos e pode evitar picos de insolação ao forragear durante o dia. As áreas florestadas também são importante fonte de material vegetal para ninhos que fazem em seus buracos, e de alimentos, como invertebrados, ovos, raízes de plantas e frutos, eventualmente (EISENBERG; REDFORD, 1999). A presença do tatu-galinha na Ilha Anchieta está associada às áreas de maior acesso (humano). Esta espécie é versátil, tolerante às modificações do ambiente e por isso capaz de coexistir com o homem em áreas mais rurais (MCBEE; BAKER, 1982; LAYNE, 2003). O tatu-galinha também era visto com frequência forrageando à noite perto dos estabelecimentos do parque. Além disso, apesar de possuir dieta preferencialmente insetívora, *D. novemcinctus* pode consumir virtualmente qualquer item alimentar que conseguir encontrar e ingerir (EISENBERG; REDFORD, 1999). Deste modo, as regiões de maior acesso humano na Ilha (e.g. turistas, funcionários do parque) podem aumentar esta oferta de alimento.

O gambá-de-orelha-preta (*D. aurita*) é a única espécie que se sabe ser nativa da Ilha Anchieta, além de não ter sido introduzido nenhum espécime em 1983. Possui dieta onívora (SANTORI; ASTÚA DE MORAES; CERQUEIRA, 1995; REIS et al., 2006) e consome recursos de acordo com sua disponibilidade no ambiente. Ocasionalmente se caracteriza por

ser frugívoro, e potencial dispersor de sementes (CÁCERES et al., 2009), ajudando na regeneração da vegetação. Cáceres e Monteiro-Filho (2000) revelaram em seu estudo sobre a dispersão de sementes que as consumidas por *D. aurita* tiveram de moderada a alta taxa de germinação. Isso mostra que este marsupial geralmente não destrói as sementes do fruto no ato do consumo, e liberam-nas ainda viáveis. Em contrapartida, *D. aurita* foi registrado como grande predador de ovos de aves em ninhos no solo na Ilha Anchieta, o que pode diminuir a dispersão de sementes por pássaros (ALVAREZ; GALETTI, 2007). O resultado do modelo gerado neste estudo apontou que a presença do gambá-de-orelha preta na Ilha Anchieta está associada a regiões de maior altitude, no entanto, não há registros na literatura de como esta variável da paisagem influencia a ocorrência e distribuição da espécie, ou mesmo dados de outras localidades que possam servir de comparação. Esta espécie também é descrita como oportunista (CÁCERES, 2003), e por isso pode se beneficiar de alimentos de fonte humana. De fato, a aproximação de indivíduos de gambá na área de uso humano em horário noturno na Ilha Anchieta era recorrente. A ocorrência de *D. aurita* também está associada às áreas de menor NDVI na Ilha, ou seja, regiões onde há menor biomassa vegetal e são mais abertas. Algumas destas áreas de menor NDVI na Ilha coincidem com os campos antrópicos e áreas de uso dos turistas e funcionários do parque, e por isso mais expostas e de intenso pisoteio. A grande capacidade de adaptação do gambá aos mais variados tipos de habitat (inclusive áreas essencialmente antropizadas) (REIS et al., 2006), aliada às fontes humanas de recursos na Ilha podem fazer com que o gambá busque alimentos nestas áreas de uso humano e faça delas um ambiente propício para se viver.

4.5 CONCLUSÕES

Os resultados mostraram que não há regiões de maior riqueza de espécies de mamíferos na Ilha Anchieta. As oito espécies registradas neste estudo ocorrem praticamente por toda sua extensão, sem padrão definido. Apesar de não haver diferenças na riqueza entre as classes de acesso na Ilha, para algumas espécies, acessibilidade apareceu como importante preditor de ocorrência, com relação direta no caso do tatu-galinha (*D. novemcinctus*) e de abundância com relação inversa no caso do sagüi (*C. penicillata*). Deste modo, a presença humana influencia em certo grau a persistência destes animais na ilha. Além disso, para cada espécie em particular, os atributos da paisagem também se tornam importantes preditores da distribuição e abundância destes animais na Ilha Anchieta.

REFERÊNCIAS

- ADDINSOFT. **XLSTAT**: statistical software for Microsoft Excel®. [S.l.]: Addinsoft, 2010. Disponível em: <www.xlstat.com>. Acesso em: 12 abr. 2010.
- ADLER, G.H. The island syndrome in isolated populations of a tropical forest rodent. **Oecologia**, Berlin, v. 108, p. 694-700, 1996.
- AIRES, C.C. **Inventário e soro prevalência para raiva e leptospirose dos morcegos (Chiroptera, Mammalia) do Parque Estadual da Ilha Anchieta, Ubatuba, São Paulo**. 60 f. Trabalho de Conclusão do Curso Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) – Faculdades Integradas de Guarulhos, 1998.
- AKAIKE, H. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: PETROV, B.N.; CSAKI, F. (Ed.). International Symposium on Information Theory, 2., 1973, Budapest. **Proceedings...** Budapest: Akademiai Kiado, 1973. p. 267-281.
- ALVAREZ, A.D.; GALETTI, M. Predação de ninhos artificiais em uma ilha na Mata Atlântica: testando o local e o tipo de ovo. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 24, n. 4, p. 1011-1016, 2007.
- ALVES, K.J.F. **Composição da avifauna e frugivoria por aves em um mosaico sucessional na Mata Atlântica**. 107 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas - Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2008.
- ALVES-COSTA, C.P.; FONSECA, G.A.B.; CHRISTOFARO, C. Variation in the diet of the brown-nosed coati (*Nasua nasua*) in southeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v. 85, n. 3, p. 478-482, 2004.
- BECKER, M.; DALPONTE, J.C. **Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: um guia de campo**. 2. ed. Brasília: Ed. UnB/Ed. IBAMA. 1991. 180 p.
- BECK-KING, H.; VON HELVERSEN, O.; BECK-KING, R. Home range, population density, and food resources of *Agouti paca* (Rodentia: Agoutidae) in Costa Rica: A study using alternative methods. **Biotropica**, Washington, v. 31, p. 675-685, 1999.
- BORGES, P.A.L.; TOMÁS, W.M. **Guia de rastros e outros vestígios de mamíferos do Pantanal**. Corumbá: Embrapa Pantanal. 2004. 139 p.
- BOVENDORP, R.S.; GALETTI, M. Density and population size of mammals introduced on a land-bridge island in southeastern Brazil. **Biological Invasions**, Dordrecht, v. 9, p. 353-357, 2007.
- BRESSAN, P.M.; KIERULFF, M.C.M.; SUGIEDA, A.M. (Coord.) **Fauna ameaçada de extinção no estado de São Paulo: vertebrados**. São Paulo: Fundação Parque Zoológico de São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2009. 645 p.
- BUCKLAND, S.T. et al. **Distance sampling: estimating abundance of biological populations**. London; New York: Chapman & Hall, 1993. 446 p.

BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D.R. **Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach**. New York: Springer, 2002. 488 p.

CÁCERES, N.; MONTEIRO-FILHO, E.L.A. The common opossum *Didelphis aurita* as a seed disperser of several plants in southern Brazil. **Ciência e Cultura Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science**, São Paulo, v. 52, p. 41-44, 2000.

CÁCERES, N.C. Use of the space by the opossum *Didelphis aurita* Wied-Neuwied (Mammalia, Marsupialia) in a mixed forest fragment of southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 20, p. 315-322, 2003.

CÁCERES, N. et al. Frugivory by the black-eared opossum *Didelphis aurita* in the Atlantic Forest of southern Brazil: roles of sex, season and sympatric species. **Biotemas**, Florianópolis, v. 22, p. 303-211, 2009.

CHEIDA, C.C.; RODRIGUES, F.H.G. Introdução as técnicas de estudo em campo para mamíferos carnívoros terrestres. In: REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; ROSSANEIS, B.K.; FREGONEZI, M.N. (Org.). **Técnicas de estudos aplicadas aos mamíferos silvestres brasileiros**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010. p. 89-121.

CICCHI, P.J.P. **Dados ecológicos da herpetofauna do Parque Estadual da Ilha Anchieta, Ubatuba, São Paulo, Brasil**. 84 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas - Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2007.

COLWELL, R.K. **EstimateS 8.2**: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Storrs: Department of Ecology & Evolutionary Biology, University of Connecticut, 2010. Disponível em: <<http://purl.oclc.org/estimates>>. Acesso em: 08 abr. 2010.

CULLEN, L. Jr. **Hunting and biodiversity in Atlantic forest fragments, São Paulo, Brazil**. 134 f. Thesis (Master of Arts) – University of Florida, Gainesville, 1997.

CULLEN, L. Jr.; RUDRAN, R. Transectos lineares na estimativa de densidade de mamíferos de médio e grande porte. In: CULLEN, L. Jr.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PÁDUA, C. (Org.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed. UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2004. p. 169-179.

CUTLER, T.L.; SWANN, D.E. Using remote photography in wildlife ecology: a review. **Wildlife Society Bulletin**, Bethesda, v. 27, n. 3, p. 571-581, 1999.

DOLBEER, R.A.; HOLLER, N.R.; HAWTHORNE, D.W. Identification and control of wildlife damage. In: BOOKHOUT, T.A. (Ed.). **Research and management techniques for wildlife and habitats**. 5th. ed. Bethesda: Wildlife Society, 1996. p. 474-506.

EISENBERG, J.F.; REDFORD, K.H. **Mammals of the neotropics: the central neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil**. Chicago: University of Chicago Press, 1999. 609 p.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE [ESRI]. Redlands: ESRI, 2006. **GIS and Mapping Software**. Disponível em: <<http://esri.com>>. Acesso em: 11 mar. 2008.

FADINI, R.F. **Limitações bióticas afetando o recrutamento da palmeira *Euterpe edulis* em uma ilha continental da mata Atlântica.** 78 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas - Biologia Vegetal) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2005.

FADINI, R.F. et al. Effects of frugivore impoverishment and seed predators on the recruitment of a keystone palm. **Acta Oecologica**, Paris, v. 35, p. 188-196, 2009.

FELIX, A.B. et al. Applying landscape-scale habitat: potential models to understand deer spatial structure and movement patterns. **Journal of Wildlife Management**, Bethesda, v. 71, n. 3, p. 804-810, 2007.

FERRAZ, K.M.P.M.B. et al. Capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) distribution in agroecosystems: a crossscale habitat analysis. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 34, p. 223-230, 2007.

FLEURY, M.H. **Interações ecológicas entre plantas e animais: implicações para a conservação e restauração de uma ilha pluvial Atlântica.** 126 f. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

FORMAN, R.T.T. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions.** Cambridge: Cambridge University Press, 1995. 632 p.

FRAGASZY, D.; FEDIGAN, L.; VISALBERGHI, E. **The complete capuchin: the biology of the genus *Cebus*.** Cambridge: Cambridge University Press, 2004. 339 p.

FUNDAÇÃO PARQUE ZOOLOGICO DE SÃO PAULO. **Processo S/A nº 83.154/86.** Telex – CPRN-014/83 26 f., 1986.

GALETTI, M. et al. Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: the combined effects of defaunation and forest fragmentation. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 151, p. 141-149, 2006.

GALETTI, M. et al. Hyper abundant mesopredators and bird extinction in an Atlantic forest island. **Zoologia**, Curitiba, v. 26, n. 2, p. 288-298, 2009.

GAMMONS, D.J.; MENGAK, M.T.; CONNER, L.M. Armadillo habitat selection in southwestern Georgia. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v. 90, n. 2, p. 356-362, 2009.

GENINI, J.; BOVENDORP, R.S.; GALETTI, M. La Mata Atlântica brasileira: ¿un paraíso ecológico? **Revista ElIndiferente**, La Orotava, p. 48-51, 2005.

GOMPPER, M.; DECKER, D. *Nasua nasua*. **Mammalian species**, New York, v. 580, p. 1-9, 1998.

GRIFFITHS, M.; VAN SCHAIK, C.P. Camera-trapping: a new tool for the study of elusive rainforest animals. **Tropical Biodiversity**, v. 1, p. 131-135, 1993.

GUILLAUMON, J.R. et al. **Plano de manejo do Parque Estadual da Ilha Anchieta**. São Paulo: Instituto Florestal, 1989. 130 p. (Série Registros).

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS [INPE]. **Satélite Sino-Brasileiro de Recursos Terrestres**. Programa CBERS. [S.l.]: Ministério da Ciência e Tecnologia, 2007. Disponível em: <<http://www.cbbers.inpe.br/?content=index>>. Acesso em: 19 mar. 2008.

JOHNSON, J.B.; OMLAND, K.S. Model selection in ecology and evolution. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 19, p.101-108, 2004.

JORGENSON, J.P. Notes on the ecology and behavior of capybaras in northeastern Colombia. **Vida Silvestre Neotropical**, Washington, v. 1, p. 31-40, 1986.

KASPER, C.B. et al. Composição e abundância relativa dos mamíferos de médio e grande porte no Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 24, n. 4, p. 1087-1100, 2007.

KREBS, C.J. **Ecological Methodology**. Menlo Park: Benjamin Cummings, 1999. 620 p.

LAYNE, J.N. Armadillo (*Dasybus novemcinctus*). In: FELDHAMER, G.A.; THOMPSON, B.C.; CHAPMAN, J.A. (Ed.). **Wild mammals of North America: biology, management, and conservation**. 2nd. ed. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 2003. p. 75-97.

MAMEDE, S.B.; ALHO, C.J.R. **Impressões do cerrado e pantanal: subsídios para a observação de mamíferos silvestres não voadores**. 2. ed. Campo Grande: Ed. UFMS, 2008. 208 p.

MARCONDES-MACHADO, L.O. Comportamento de predação por cutias (*Dasyprocta* sp.) (Mammalia, Rodentia) em cativeiro: considerações sobre reintrodução. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 21, n. 2, p. 165-168, 2009.

McBEE, K.; BAKER, R.J. *Dasybus novemcinctus*. **Mammalian Species**, New York, v. 162, p. 1-9, 1982.

McGARIGAL, K. et al. **Fragstats: spatial patterns analysis program for quantifying landscape structure**. Portland: Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995.

MICHALSKI, F.; PERES, C.A. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. **Conservation Biology**, v. 21, p. 1626-1640, 2007.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA [MCT]. **Determinação do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (IVDN) a partir de imagens NOAA-17/AVHRR**. [S.l.]: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais; Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos, 2007. Disponível em: <<http://satelite.cptec.inpe.br/htmldocs/ndvi>>. Acesso em: 28 abr. 2007.

MIRANDA, G.H.B. **Aspectos da ecologia e comportamento do mico-estrela (*Callithrix penicillata*) no cerradão e cerrado denso da Área de Proteção Ambiental (APA) do**

Gama e Cabeça-de-Veados, DF. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) – Instituto de Biologia, Universidade de Brasília, Brasília, 1997.

NEWSOME, D.; DOWLING, R.K.; MOORE, S.A. **Wildlife Tourism.** Clevedon: Channel View Publications, 2005. 299 p.

NORCONK, M.A.; ROSENBERGER, A.L.; GARBER, P.A. **Adaptive radiations of Neotropical Primates.** New York: Plenum, 1996. 555 p.

NOWAK, R.M. **Walker's carnivores of the world.** Baltimore; London: The Johns Hopkins University Press., 2005. 313 p.

ORAMS, M.B. A conceptual model of tourist-wildlife interaction: the case for education as a management strategy. **Australian Geographer**, North Ryde, v. 27, p. 39-51, 1996.

PAES, F.M. **Aspectos ecológicos da população de capivaras (*Hydrochoerus hydrochaeris* - Rodentia) do Parque Estadual da Ilha Anchieta, Ubatuba (SP).** Relatório final de dissertação (Mestrado em Conservação e Manejo de Recursos) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1998.

PERES, C.A.; LAKE, I.R. Extent of nontimber resource extraction in tropical forests: accessibility to game vertebrates by hunters in the Amazon Basin. **Conservation Biology**, Boston, v. 17, n. 2, p. 521-535, 2003.

PÉREZ, E.M. *Agouti paca*. **Mammalian Species**, New York, v. 404, p. 1-7, 1992.

PONZONI, F.J.; SHIMABUKURO, Y.E. **Sensoriamento remoto no estudo da vegetação.** São José dos Campos: Parêntese, 2007. 127p.

QUINN, G.P.; KEOUGH, M.J. **Experimental design and data analysis for biologists.** Cambridge: Cambridge University Press, 2002. 537p.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R 2.11.1:** A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2010. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 23 mar. 2010.

REID, F.A. **A field guide to the mammals of Central America and Southeast Mexico.** New York: Oxford University Press, 2009. 346 p.

REIS, N.R. et al. (Ed.). **Mamíferos do Brasil.** Londrina: Universidade Estadual de Londrina, 2006. 437p.

RITCHIE, M.E. Populations in a landscape context: sources, sinks and metapopulations. In: BISSONETTE, J.A. (Ed.). **Wildlife and landscape ecology:** effects of pattern and scale. New York: Springer-Verlag, 1997. p. 160-184.

ROBIM, M.J. et al. Caminhos para a conservação do patrimônio cultural em unidades de conservação. O caso do Parque Estadual da Ilha Anchieta. **Revista OLAM - Ciência & Tecnologia**, Rio Claro, v. 8, p. 104-130, 2008.

RYLANDS, A.B.; MENDES, S.L. 2008. *Callithrix penicillata*. IUCN Red List of Threatened Species. [S.l.]: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, 2010. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acesso em: 30 abr. 2010.

SANTORI, R.T.; ASTÚA DE MORAES, D.; CERQUEIRA, R. Diet composition of *Metachirus nudicaudatus* and *Didelphis aurita* (Marsupialia, Didelphoidea) in Southeastern Brazil. **Mammalia**, Paris, v. 59, p. 511-516, 1995.

SELMI, S.; BOULINIER, T. Ecological biogeography of southern ocean islands: the importance of considering spatial issues. **The American Naturalist**, Chicago, v. 158, p. 426-437, 2001.

SOKAL, R.R.; ROHLF, F.J. **Biometry**: the principles and practice of statistics in biological research. 3rd. ed. New York: W. H. Freeman, 1995. 887 p.

SOULÉ, M.E.; SANJAYAN, M.A. Conservation targets: do they help? **Science**, Washington, v. 279, p. 2060, 1998.

SRBEK-ARAUJO, A.C.; CHIARELLO, A.G. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 21, p. 121-125, 2005.

_____. Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos: considerações metodológicas e comparação de equipamentos. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 24, n. 3, p. 647-656, 2007.

STAMPS, J.A.; BUECHNER, M. The territorial defense hypothesis and the ecology of insular vertebrates. **The Quarterly Review of Biology**, New York, v. 60, n. 2, p. 155-181, 1985.

STATISTICAL ANALYSIS SYSTEM INSTITUTE. **SAS Business Analytics software**. Cary: SAS System, 2001.

SUTHERLAND, W.J. **Ecological census techniques**: a handbook. Cambridge: Cambridge University Press, 1996. 336 p.

TERBORGH, J. O problema das pessoas nos parques. In: TERBORGH, J.; VAN SCHAIK, C.; DAVENPORT, L.; RAO, M. (Org.). **Tornado os parques eficientes**: estratégias para conservação da natureza nos trópicos. Curitiba: Ed. UFPR; Fundação O Boticário, 2002. p. 334-346.

TOBLER, M.W. et al. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. **Animal Conservation**, Cambridge, v. 11, p. 169-178, 2008.

TOMAS, W.M.; MIRANDA, G.H.B. Uso de armadilhas fotográficas em levantamentos populacionais. In: CULLEN, L. Jr.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PÁDUA, C. (Org.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed. UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2004. p. 243-267.

TROLLE, M. Mammal survey in the Rio Jauaperí region, Rio Negro Basin, the Amazon, Brazil. **Mammalia**, Paris, v. 67, p. 75-83, 2003.

TROLLE, M.; BISSARO, M.C.; PRADO, H.M. Mammal survey at a ranch of the Brazilian Cerrado. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 16, p. 1205-1211, 2007.

TROLLE, M.; KÉRY, M. Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. **Mammalia**, Paris, v. 69, p. 409-416, 2005.

VISALBERGHI, E.; ANDERSON, J. Capuchin monkeys. In: POOLE, T. (Ed.). **The Universities Federation for the welfare of animals handbook on the care and management of laboratory animals**. Oxford: Blackwell, 1999. p. 601-610.

VOSS, R.S.; EMMONS, L.H. Mammalian diversity in neotropical lowland rainforest: a preliminary assessment. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, New York, v. 230, p. 1-117, 1996.

WHITTINGHAM, M.J. et al. Why do we still use stepwise modelling in ecology and behaviour? **Journal of Animal Ecology**, Oxford, v. 75, p. 1182-1189, 2006.

WILSON, D.E. et al. **Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals**. Washington: Smithsonian Institution Press, 1996. 480 p.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. Upper Saddle River: Prentice Hall, 1996. 662 p.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os programas de conservação e restauração em áreas protegidas podem facilmente conflitar com os interesses e as atividades humanas. Em parques insulares, este problema é mais acentuado, devido à fragilidade do ecossistema e da biota envolvida. Por isso, há a urgente necessidade de uma convenção nacional sobre a conservação das comunidades biológicas insulares, principalmente em respeito ao papel das ilhas em preservar a diversidade biológica.

Como o plano de manejo do PEIA data de 20 anos atrás, os dados obtidos por este estudo sobre acessibilidade na Ilha, e sua influência na biota devem ser considerados em sua revisão. Este estudo poderá ainda servir como base para a elaboração e implementação de estratégias de conservação ambiental, além de efetivar as recomendações que complementam os processos de gestão do parque. O modelo de acessibilidade apresentado poderá ser aplicado em outras UCs, como forma de auxiliar em futuras estratégias de manejo destes parques, conforme as características particulares de cada um.

O uso de armadilhas fotográficas como metodologia complementar foi fundamental para analisar a ocorrência, distribuição e abundância das espécies na Ilha Anchieta, principalmente as de hábito elusivo e noturno, o que não seria possível apenas percorrendo as trilhas, pois não houve censo à noite. Da mesma forma, ao se trabalhar com dados de abundância, foi possível gerar modelos de regressão linear múltipla no caso das espécies que foram detectadas em todas as trilhas ou em todas as armadilhas fotográficas. Isso não seria possível com dados binários de ocorrência. Assim, as duas metodologias se complementaram para o sucesso na análise dos dados. Como ressalvas sobre o delineamento amostral para coletas de dados no campo, a delimitação dos estratos amostrais poderia ser feita de tal forma a incluir outros tipos de uso/cobertura do solo que podem influenciar a distribuição das espécies como, por exemplo, o campo antrópico. Além disso, preditores coletados no campo (e.g. ocorrência de árvores frutíferas) poderiam ser incluídos na análise da influência destas variáveis sobre as espécies de mamíferos.

Apesar de não haver diferenças de riqueza entre as classes de acesso na Ilha, acessibilidade apareceu como importante preditor de ocorrência e abundância para algumas espécies. Além disso, para cada espécie em particular, os atributos da paisagem se tornam variáveis importantes da distribuição e abundância destes animais na Ilha Anchieta.

Como a amostragem abrangeu os diversos atributos da paisagem (e.g. diferentes classes de declividade, altitude) e classes de acessibilidade da Ilha Anchieta, pode-se concluir

que as sete espécies de mamíferos de médio e grande porte analisadas se distribuem praticamente por toda extensão da Ilha, e por isso não houve padrão de distribuição. Assim, surgem questões sobre o porquê desta distribuição uniforme: 1) Por que é uma ilha e está isolada?, 2) Por que a ilha é pequena demais?, 3) Por que as espécies introduzidas não são muito exigentes ou 4) Por que o modelo de acessibilidade não foi efetivo e não reflete o acesso aos locais?

O impacto da presença humana foi analisado neste estudo pela acessibilidade, principalmente considerando o turismo, que é o fator mais preponderante no PEIA. Mesmo assim, a acessibilidade também pode ser utilizada para analisar outros impactos antrópicos em UCs, como pressão de caça e extrativismo, por exemplo. Este estudo levanta ainda pontos importantes sobre a efetiva conservação da fauna silvestre em UCs brasileiras. Na Ilha Anchieta, por exemplo, a presença das espécies de mamíferos é marcante em locais de fácil acesso humano, principalmente pela oferta de alimento, o que pode ocorrer em outras UCs. No entanto, as zonas destinadas à proteção da fauna nos parques geralmente são aquelas em que o acesso humano é restrito (e.g. zona intangível e de recuperação). Estas zonas propícias à preservação da flora também são eficazes para conservação da fauna? Preservar as áreas de acesso difícil nas UCs é uma boa estratégia para conservação das espécies de animais? Por isso, é importante que se faça um estudo prévio do impacto humano sobre a fauna, para então traçar estratégias e delimitar o zoneamento ambiental adequado destas áreas.

APÊNDICE A – Matriz de Correlação de Pearson entre as variáveis da paisagem extraídas dos pontos das armadilhas fotográficas.

	Asp	Acess	Costa	Água	Decliv	Alt	Prox	Div	NDVI
Asp	1								
Acess	-0,044	1							
Costa	0,005	-0,337	1						
Água	0,126	0,394	-0,353	1					
Decliv	0,198	0,641	-0,355	0,397	1				
Alt	0,110	0,428	0,482	0,177	0,392	1			
Prox	0,401	0,054	0,033	-0,151	0,096	0,025	1		
Div	-0,262	-0,308	0,109	-0,275	-0,229	-0,206	0,097	1	
NDVI	0,313	0,020	0,473	-0,255	-0,035	0,370	0,189	-0,301	1

Fonte: elaborado pelo autor.

Nota: Asp = aspecto, Acess = acessibilidade, Costa = distância da costa, Água= distância da rede de drenagem, Decliv = declividade, Alt = altitude, Prox = proximidade de floresta densa, Div = diversidade da paisagem, NDVI = *Normalized Difference Vegetation Index*.

APÊNDICE B – Matriz de Correlação de Pearson entre as variáveis da paisagem extraídas das trilhas percorridas.

	Asp	Acess	Costa	Água	Decliv	Alt	Prox	Div	NDVI
Asp	1								
Acess	0,331	1							
Costa	0,127	-0,368	1						
Água	0,252	0,037	-0,077	1					
Decliv	0,439	0,528	-0,282	0,425	1				
Alt	0,415	0,329	0,221	0,445	0,707	1			
Prox	0,259	0,377	-0,236	-0,012	0,267	0,078	1		
Div	-0,350	-0,123	-0,130	-0,407	-0,395	-0,292	0,112	1	
NDVI	0,481	0,102	0,304	-0,190	0,137	0,316	0,242	-0,274	1

Fonte: elaborado pelo autor.

Nota: Asp = aspecto, Acess = acessibilidade, Costa = distância da costa, Água= distância da rede de drenagem, Decliv = declividade, Alt = altitude, Prox = proximidade de floresta densa, Div = diversidade da paisagem, NDVI = *Normalized Difference Vegetation Index*; valores em negrito indicam $r > 0,7$.

APÊNDICE C – Funções no programa R 2.11.1 utilizadas neste estudo.

- a) Teste de Welch para analisar a compactação do solo nas diferentes classes de acesso da Ilha Anchieta: `oneway.test()`;
- b) Teste de contraste de médias para verificar as diferenças entre as profundidades do solo nas trilhas: `pairwise.t.test(pool.sd=F)`. Este teste não usa desvio padrão *pooled* (agrupado) comum;
- c) Regressão logística para analisar a ocorrência dos mamíferos de médio e grande porte da Ilha Anchieta em relação aos atributos da paisagem e à acessibilidade: `(glm(espécie ~ variável + variável + ..., family=binomial("logit")), data)`;
- d) Regressão linear múltipla para analisar a abundância dos mamíferos de médio e grande porte da Ilha Anchieta em relação aos atributos da paisagem e à acessibilidade: `(glm(espécie ~ variável + variável + ..., family=gaussian("identity")), data)`;
- e) Função *stepAIC* para seleção dos modelos de regressão GLM (pacote MASS): `stepAIC(espécie, scope=list(both=~espécie*variável*variável*...), scale=0, direction=c("both"), trace=1, keep=NULL, steps=1000, use.start=FALSE, k=2)`.

APÊNDICE D – Situações de impacto da presença humana sobre os mamíferos em áreas de fácil acesso humano na Ilha Anchieta: (A) turistas se aproximando para tirar fotos do sagüi-de-tufo-preto (*C. penicillata*), (B) turista alimentando um indivíduo de *C. penicillata*, (C) cutias (*Dasyprocta* spp.) e quati (*N. nasua*) disputando restos de alimento, (D) turistas próximos ao grupo de capivaras (*H. hydrochaeris*), (E) macaco-prego (*C. apella*) se alimentando de pão com leite (Fotos: Carolina F. Esteves) e (F) bando de quatis se alimentando de restos de comida (Foto: Carlos A. Baccharin).

