UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

Análise populacional de *Alouatta clamitans* Cabrera, 1940 no Parque Estadual Ilha do Cardoso, litoral sul do estado de São Paulo, Brasil.

Bianca Ingberman

Dissertação apresentada ao Curso de pós-graduação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Emygdio Leite de Araujo Monteiro Filho

Curitiba
2007

Livros Grátis

http://www.livrosgratis.com.br

Milhares de livros grátis para download.

BIANCA INGBERMAN

Análise populacional de *Alouatta clamitans* Cabrera, 1940 no Parque Estadual Ilha do Cardoso, litoral sul do estado de São Paulo, Brasil.

Dissertação apresentada ao Curso de pós-graduação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Emygdio Leite de Araujo Monteiro Filho

Curitiba
2007

Ministério da Educação e Desporto
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SETOR DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação

PARECER

Os abaixo-assinados, membros da banca examinadora da defesa da dissertação de mestrado, a que se submeteu **Bianca Ingberman** para fins de adquirir o título de Mestre em Ecologia e Conservação, são de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do trabalho de conclusão da candidata.

Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

Curitiba, 17 de maio de 2007

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Emygdio Leite de Araujo Monteiro Filho
(Orientadora)

Prof. Dr. Júlio César Bicca-Marques
Membro

Prof. Dr. James Joseph Roper
Membro

Prof. Dr. Maurício Osvaldo Moura
Membro

VISTO:

Profa. Dra. Rosana Moreira da Rocha
Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação

Pós-Graduação em Ecologia e Conservação
Setor de Ciências Biológicas
UFPR
Universidade Federal do Paraná

Dedico este trabalho à minha Vó Sônia, que queria tanto que eu não fosse para o mato para poder ficar perto dela e que, no entanto, ela é quem veio ficar sempre perto de mim...

AGRADECIMENTOS

Obrigada a todos, que de qualquer forma contribuíram para o sucesso deste trabalho. Especialmente ao meu orientador, Professor Emygdio Leite de Araujo Monteiro Filho ao aceitar me orientar novamente no mundo da primatologia. O Emygdio foi em todos estes anos mais do que um orientador, foi um mestre, um amigo. Obrigado por me ensinar, com toda a paciência, mais do que biologia e ecologia. Seus conselhos e histórias me ensinaram ética profissional e me fizeram crescer muito como profissional e pessoa.

Agradeço a toda minha família, que mesmo muitas vezes não entendendo direito o que ou por quê eu estava fazendo, me apoiaram e incentivaram incondicionalmente. Especialmente aos meus pais, Isaac e Yara, avós, Sônia, Luiz e Célia, e irmãos, Liane e Max, por todo apoio, carinho e compreensão, por agüentar a saudade dos longos períodos que estive longe de vocês.

Ao Roberto, vulgo Ed, sem o qual este trabalho não seria possível. Por todas as investidas no mato atrás de trilhas, por todo o cuidado e preocupação enquanto eu estava no mato, inclusive por ter ido me buscar uma vez... Por todo o amor, carinho, paciência, compreensão e dedicação em todos esses anos.

Agradeço aos funcionários do PEIC e moradores do Itacuruçá, pelas conversas, forrós e todos os ensinamentos sobre o mato. Ao Seu João Cardoso, Dona Ernestina e Zilda, por todos os cafezinhos e conversas depois de um dia longo de caminhada no espigão.

À Gica Filla, por me ensinar a utilizar o programa DISTANCE e me auxiliar nas dúvidas sobre "método de distâncias com transecção linear".

Agradeço aos meus amigos e colegas do IPeC e do mestrado, pelas discussões, aprendizados, risadas, companheirismo que, de uma maneira ou de outra, estavam me ajudando. Inclusive ao meu amigo cajado por ter me apoiado nos momentos mais difíceis.

Aos meus amigos queridos: Téia, Dan, Nina, Salo, Benão, Paulinha, Karin, Regininha e Fábio por estarem sempre dispostos a escutar e me ajudar nas mais diversas ocasiões e necessidades.

Ao Instituto Florestal de São Paulo pela autorização de trabalho na área. Ao Parque Estadual Ilha do Cardoso pelo apoio logístico, à Idea Wild pelos equipamentos e à Fundação Boticário de Proteção à Natureza pelo financiamento.

À International Primatological Society pela oportunidade da experiência de participar de um congresso internacional, aos amigos que fiz nesta viagem e às discussões e aprendizados do Pré-congresso.

Aos professores Dr. Julio César Bicca Marques, Dr. James J. Roper e Dr. Maurício Moura por terem aceitado serem membros da banca e assim contribuírem para a melhoria deste trabalho.

Enfim, agradeço a todos que de uma maneira ou de outra são responsáveis por eu ter chegado até aqui.

A TODOS, MUITO OBRIGADO!

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS..... vi

LISTA DE TABELAS..... vii

RESUMO..... viii

ABSTRACT..... ix

1. INTRODUÇÃO..... 1

2. MATERIAL E MÉTODOS..... 5
    2.1 Área de estudo..... 5
    2.2 Método..... 6
    2.3 Procedimentos de campo..... 9
    2.4 Análise de dados..... 10

3. RESULTADOS..... 12
    3.1 Estimativa da densidade..... 12
    3.2 Composição dos grupos..... 13
    3.3 Distribuição dos grupos..... 14

4. DISCUSSÃO..... 16
    4.1 Acurácia das estimativas de densidade..... 16
    4.2 Densidade populacional de bugios..... 20
    4.3 Composição dos grupos..... 26
    4.4 Distribuição dos grupos..... 30

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... 33

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa de localização do Parque Estadual Ilha do Cardoso, Estado de São Paulo, Brasil (Google Earth modificado)..... 5

Figura 2 - Mapa da distribuição das trilhas utilizadas no "método de distâncias com transecções lineares" para o estudo dos bugios no Parque Estadual da Ilha do Cardoso, sul do Estado de São Paulo..... 7

Figura 3 - Representação gráfica da probabilidade de detecção em função das distâncias perpendiculares. A linha vermelha demonstra o padrão esperado a partir dos dados coletados..... 12

Figura 4 - Porcentagem das categorias comportamentais (a) executadas por grupos de bugios no momento do encontro ao norte do Parque Estadual da Ilha do Cardoso, Litoral sul do Estado de São Paulo e (b) esperadas de acordo com o padrão de atividade diurna encontrada em literatura (excluindo o horário de intervalo entre as amostragens)..... 13

Figura 5 - Distribuição dos grupos de *Alouatta clamitans* na parte norte do PEIC, Litoral sul do Estado de São Paulo. Símbolos diferentes indicam grupos diferentes e bandeiras indicam animais solitários..... 15

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Aspectos das transecções percorridas durante o trabalho na parte norte do PEIC..... 10

Tabela 2 - Composição dos grupos da porção norte da Ilha do Cardoso, sul do estado de São Paulo..... 14

Tabela 3 - Tabela comparativa de estimativas de densidade para *Alouatta clamitans*..... 21

RESUMO

Análise populacional de *Alouatta clamitans* CABRERA, 1940 no Parque Estadual Ilha do Cardoso, litoral sul do estado de São Paulo, Brasil.

O gênero *Alouatta* (Lacépède, 1979) possui dez espécies ocorrendo no Brasil e é o mais amplamente distribuído entre os primatas do novo mundo. *Alouatta clamitans* CABRERA, 1940 é endêmico da Mata Atlântica, da qual restam apenas 7,5% da cobertura original, o que torna urgente o conhecimento do status desta espécie nos remanescentes. Diversos estudos já foram feitos com este intuito, entretanto sua maioria em fragmentos e nenhum em ilha, exceto o trabalho de São Bernardo em 2004 na mesma área. O presente estudo foi realizado na porção norte do Parque Estadual Ilha do Cardoso, visando conhecer o status da população de bugios da área. Foram amostradas cinco trilhas, através do método de distâncias com transecção linear com vistas à estimativa da densidade de bugios na porção norte do Parque Estadual Ilha do Cardoso. Foi estimada a densidade de 10,59 ind/km^2, sendo um total de 36 (21-62) indivíduos para uma área segura de 3,4 km^2. Com dados adicionais de encontros fora da transecção, azimute de vocalização e acompanhamento de 10 a 30 minutos dos grupos, foi possível determinar 10 grupos diferentes com uma média de 4,5 indivíduos por grupo. Em média os grupos eram compostos de 42% de fêmeas adultas, 27% de machos adultos, 4% de machos subadultos, 20% de juvenis e 7% de infantes, apresentando uma razão sexual de adultos de 1.58 fêmeas/macho. A relação entre adultos e não adultos foi de 2,2:1, sendo de 2,11:1 a relação entre fêmeas adultas/juvenis e de 6,3:1 entre fêmeas adultas/infantes. Os grupos foram observados utilizando mata de planície e mata de encosta, sem mostrar preferência por uma fitofisionomia. A composição dos grupos indica uma estabilidade na população, com baixa taxa de natalidade e alta taxa de sobrevivência, o que aparentemente está decorrendo de um maior cuidado parental dos juvenis, mantendo a reposição natural de indivíduos em uma população fora de situação de estresse. A densidade encontrada é considerada baixa entretanto é compatível com o encontrado em outras localidades de área grande e protegida, levando a pensar que altas densidades provavelmente não demonstram populações saudáveis e bem estruturadas como existe uma tendência a se acreditar.

Palavras-chave: *Alouatta clamitans*, transecção linear, azimute, densidade, Ilha do Cardoso.

ABSTRACT

Population analysis of *Alouatta clamitans* CABRERA, 1940 in Parque Estadual Ilha do Cardoso, south of São Paulo state coast, Brazil.

The genus *Alouatta* (Lacépède, 1979) has ten species in Brazil and the widest geographic distribution of the New World monkeys. *Alouatta clamitans* CABRERA, 1940 is endemic of the Atlantic forest, which remains just 7,5% of its original vegetation, what makes urgent de knowledge of the status of this specie in its remnants. Several studies had been already done with this objective, however most in fragments and none in an island, except for São Bernardo's work in the same area in 2004. The present study was realized in the north portion of the Parque Estadual Ilha do Cardoso, and its aim was the knowledge of the howler monkey population in that area. Five trails was surveyed by the distance with linear transect method to estimate de density of the howler monkeys. The density was estimated in 10,59 ind/km^2, being a total of 36 (21-62) individuals for a security area of 3,4 km^2. With additional data of encounters out of the transect, vocalizations' azimuth and group tracking of 10 to 30 minutes, was possible to determine ten different groups with an average of 4,5 individuals per group. The groups were composed an average by 42% of adults females, 27% of adults males, 4% of subadult males, 20% of juveniles and 7% of infants, with an adult sex ratio of 1.58 females/males. The ratio between adults and immatures was 2,2:1, being 2,11:1 the ratio by adult females/juveniles and 6,3:1 by adult females/infants. The groups were observed in the plan and the hill forest, without showing any preferences. The group composition might show stability in the population, with low birth rate and high living rate, what apparently is happening due a higher parental care of the juveniles, is maintaining the natural individual reposition in a population out of a stress situation. The density estimate is considered low however it is compatible with findings for other big and preserved area, might suggesting that high densities probably do not reflect healthy and stable populations like it is tend to believe.

Keystones: *Alouatta clamitans*, linear transect, azimuth, density, Ilha do Cardoso.

1. INTRODUÇÃO

O gênero *Alouatta* (Lacépède, 1979), com dez espécies ocorrendo no Brasil (Gregorin, 2006), é o mais amplamente distribuído entre os primatas do novo mundo, ocorrendo desde o México até a Argentina, sul do Brasil (Crockett e Eisenberg, 1987; Neville *et al*., 1988) e provavelmente nordeste do Uruguai (Rylands *et al*.,2000). Particularmente para o bugio-ruivo do sul, *Alouatta clamitans* Cabrera,1940, a distribuição vai desde o Estado do Rio Grande do Sul, na região do Canta Galo (Printes, Liesenfeld e Jerusalinsky, 2001) até a região do Rio Jequitinhonha no Estado de Minas Gerais (Rylands *et al.*, 1996). Ocorre na região de Misiones na Argentina (Di Bitetti *et al*., 1994) e apresenta seu limite ocidental na Serra do Espinhaço (Gregorin, 2006), sendo endêmico da Mata Atlântica (Kinzey, 1982).

Diversos estudos trazem importantes informações que contribuem para a compreensão de sua ecologia e comportamento, mas alertam para a urgência da realização de novos estudos acerca desta espécie (como por exemplo, o trabalho de Chitolina e Sander, 1981 sobre alimentação; os trabalhos de Consenza e Melo, 1998; Chiarello, 2000; Buss, 2001; González-Sólis *et al.,* 2001; Steinmetz, 2001; Aguiar *et al.*, 2003 e Martins, 2005 sobre estimativas de densidades; os trabalhos de Mendes, 1989 e Chiarello, 1992 sobre comportamento; os trabalhos de Silva Jr., 1981; Torres de Assumpção, 1983;, Pinto *et al.*, 1993; Perez, 1997; Jardim, 2005 e Miranda e Passos, 2005 sobre ecologia; e os trabalhos de Chiarello e Galetti, 1994 e Di Bitetti *et al.*, 1994 sobre conservação). Além do próprio interesse científico em si, esta urgência se dá pelo fato de que houve uma imensa devastação da Mata Atlântica em período recente, de 1985 a 1995, período em que mais de 1 milhão de hectares foram desmatados em 10 estados dentro do domínio do bioma, o que significou o desflorestamento de mais de 11% dos remanescentes. A Mata Atlântica e seus ecossistemas cobriam, originalmente, uma área de 1.360.000 km^2, correspondente a 16% do território brasileiro, distribuídos por 17 estados, os quais hoje abrigam 70% da população brasileira (MMA, 2000). Atualmente, a Mata Atlântica está reduzida a 7,5% (91.930 km^2) de sua cobertura original, tendo somente 35,9% (33,084 km^2) destes remanescentes em áreas protegidas. Figura entre as 5 regiões mais ricas e ameaçadas do planeta ("hotspots"), por apresentar um dos maiores índices de endemismo de plantas vasculares e vertebrados (excluindo peixes) (Myers *et al*., 2000). Para grupos de primatas, mais de 2/3 das formas presentes neste bioma são endêmicas (MMA, 2000).

Em decorrência desse quadro, o Ministério do Meio Ambiente, em 2002, organizou um "workshop" que resultou em um documento chamado "Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros". Este documento mostrou que, no Brasil, cerca de 8% do território nacional é constituído por Unidades de Conservação, sendo somente 2,16% unidades de uso indireto (proteção integral), que são as áreas de maior relevância para a conservação da biodiversidade. Já o bioma Mata Atlântica possui mais de 300 Unidades de Conservação, federais e estaduais, entretanto somente 2% são de proteção integral (MMA, 2002). No Estado de São Paulo existem 100 Unidades de conservação, sendo 23 Parques Estaduais que ocupam aproximadamente 723.195 ha (CONSEMA, 2001).

Além do desmatamento acelerado deste bioma nas últimas décadas, outra barreira para a conservação é a enorme lacuna de conhecimento sobre sua biodiversidade, apesar da maioria das universidades brasileiras e centros de pesquisa do país estarem situadas dentro dos seus limites (MMA, 2002). Os estudos de estimativa de densidade são ferramentas importantes para se conhecer o status da fauna existente nesses remanescentes, pois pode nos predizer o tamanho populacional possível para uma área maior, comprovar peculiaridade do habitat para a espécie estudada (Neville *et al.*, 1988) e ainda servir de base para futuros trabalhos de avaliação de possíveis variações do tamanho da população em um dado intervalo de tempo (Cullen Jr. e Valladares-Padua, 1997).

Visto a importância deste tipo de estudo, vários métodos foram desenvolvidos para a análise da estimativa da densidade. Em 1981, o "Committee on Nonhuman Primates" viu a necessidade de padronizar alguns dos métodos para que fosse possível a comparação entre trabalhos. Assim, os métodos indicados por eles para o estudo de estimativa de densidade de primatas foram: Transecção linear, Ponto fixo, Quadrantes e Área intensiva de estudo (NRC, 1981). Brockelman e Ali (1987) ao revisarem os métodos utilizados mostraram as vantagens e desvantagens de vários métodos e sugerem como os mais importantes a transecção linear, quadrantes e amostragem auditiva. Desde então, houve o aperfeiçoamento de alguns métodos e atualmente o mais utilizado é a transecção linear, hoje denominado método de distâncias com transecção linear (*sensu* Buckland *et al.*, 1993). Este método tem sido indicado por diversos autores (NRC, 1981; Brockelman e Ali, 1987; Krebs, 1989; Buckland *et al.*, 1993; Wilson *et al.*, 1996; Cullen Jr. e Valladares-Padua,

1997; Cullen Jr. e Rudran, 2003) e continua sendo aperfeiçoado através das discussões sobre suas premissas e dificuldades de adequação (Peres, 1999; Magnusson, 2001; Ferrari, 2002).

Além dos estudos de estimativa de densidade é necessário saber como a população esta se adaptando a este ambiente. Para isso, não só parâmetros ecológicos devem ser estudados, pois não são os únicos responsáveis pelas diferenças nas características da população (Chapman e Balcomb, 1998). Tamanho e composição de grupo são componentes importantes para toda descrição de organização social, podendo inclusive influenciar na densidade (Crockett e Eisenberg, 1987). Portanto, devem ser observado também, eventos relacionados com a história recente dos grupos, como a alteração do habitat, ocorrência de caça, épocas de escassez de alimento e doenças (Chapman e Balcomb, 1998), e ainda o padrão de distribuição dos grupos na área estudada, pois este pode refletir as necessidades em um determinado habitat e são muito importantes para delinear futuros estudos da população.

Entretanto, para se realizar uma conservação efetiva, é necessário se conhecer a biologia e entender a interação entre ecologia, história demográfica e estrutura populacional, e somente estudos de longo prazo podem gerar respostas para tais eventos (Chapman e Balcomb, 1998). Na Ilha do Cardoso, uma importante Unidade de Conservação caracterizada por Mata Atlântica e ainda preservada, somente o trabalho de São Bernardo (2004) sobre mamíferos e aves cinegéticas, com ênfase na viabilidade populacional de jacutinga (*Pipile jacutinga*), nos fornece o primeiro dado sobre o bugio, sendo este uma estimativa da densidade da população para toda a ilha. Assim, considerando a necessidade de gerar mais conhecimentos sobre o bugio ruivo dentro dos remanescentes ao longo de sua distribuição, este trabalho objetivou obter dados populacionais, como tamanho, estrutura e distribuição dos grupos, além da densidade na porção norte do Parque Estadual Ilha do Cardoso, de origem continental ao largo do litoral sul do Estado de São Paulo, podendo nos indicar se o fato dos bugios ocorrerem em ilhas os diferencia de outras populações que ocorrem em unidades de conservação no continente, hoje também consideradas “ilhas” de matas.

2. MATERIAL E MÉTODO

2.1 Área de estudo

O Parque Estadual Ilha do Cardoso (PEIC) é uma Unidade de Conservação de proteção integral, não permitindo a extração direta de seus recursos naturais (SNUC, 2000). Encontra-se no litoral sul do Estado de São Paulo, município de Cananéia (entre os paralelos 25º03'05'' e 25º18'18''S e os meridianos 47º53'48'' e 48º05'42''W), dentro do Complexo Estuarino Lagunar de Iguape-Cananéia-Paranaguá (CONSEMA, 2001), onde estão inseridas em um dos maiores remanescentes de Mata Atlântica do país, cuja importância foi reconhecida pela UNESCO (Figura 1).

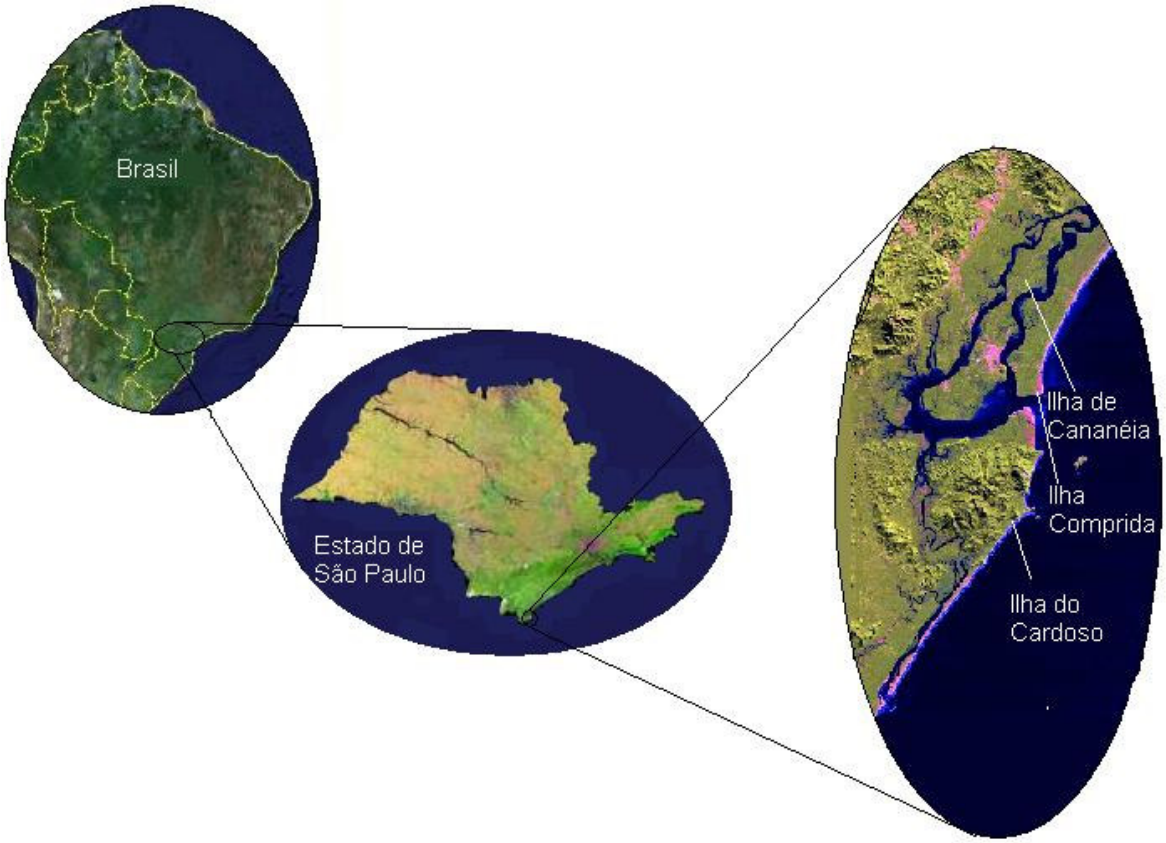

Figura 1: Mapa de localização do Parque Estadual Ilha do Cardoso, Estado de São Paulo, Brasil (Google Earth modificado).

O PEIC abrange uma área aproximada de 151 km^2 (Sampaio *et al.*, 2005), sendo que 74% dessa área (ou 111 km^2) são cobertos por Mata Atlântica (Melo e Montovani, 1994), destacando uma variedade de ecossistemas como florestas de encosta, de planície,

de restinga e manguezal. A topografia da ilha é predominantemente montanhosa, apresentando altitudes que variam do nível do mar até cerca de 800 m (Pfeifer, 1981-82).

Seguindo a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Cfa, mesotérmico úmido, sem estação seca, com pluviosidade e umidade relativa elevadas (Pfeifer, 1981-82). Ocorrem aproximadamente 150 dias de chuva por ano, alcançando índices anuais de 1.673 mm a 3.014 mm (Funari, Struffaldi-De Vuono e Salum, 1987).

A Ilha do Cardoso apresenta uma história de presença humana antiga detectada pela ocorrência de sambaquis e de colonização recente, com um primeiro núcleo de povoação no século XVI. Em 1.650 várias famílias se estabeleceram na ilha, tornando-a uma das localidades mais populosas do município, utilizavam as encostas dos morros para plantações (Almeida, 1946). Com a transformação da Ilha do Cardoso em Parque Estadual (decreto 40.319, de 3 de julho de 1962) foi determinada a desapropriação das propriedades particulares, o que não se efetivou por completo até hoje, no entanto, as área mais intensivas de cultivo foram abandonadas (Barros *et al*., 1991). No final do ano de 1992, um grupo de índios Guarani Mbya, provenientes das ilhas do Superagüi e das Peças (PR), foi conduzido de barco para o PEIC, na localidade denominada Sítio Grande, região centro-norte da ilha (John, 2001 *apud* São Bernardo, 2004), a tribo continua existindo até os dias atuais, constituída de aproximadamente 30 indivíduos (Marcos Campolin, com.pess.).

Por causa do histórico de presença humana na ilha, parte de sua vegetação já foi alterada, tendo provavelmente mata primária somente no centro da ilha, uma região muito montanhosa de difícil acesso.

Nos setores percorridos neste estudo, a floresta pluvial tropical da planície litorânea apresenta o estrato arbóreo superior atingindo 20 m de altura, o estrato arbóreo inferior atinge 8 a 10 m de altura, ocorrendo em sua maior extensão a norte e leste da Ilha do Cardoso (Barros *et al*., 1991). Na floresta pluvial tropical da Serra do Mar há distribuição vertical das alturas das copas das árvores de maneira contínua, com uma maior densidade até 10 m, que diminui gradativamente até as emergentes, que alcançam 35 m (Melo e Montovani, 1994).

2.2 Método

Ao longo do trabalho foram utilizadas cinco trilhas pré-existentes na face norte da ilha (Figura 2), sempre que possível o comprimento das mesmas foi aumentando à medida que o conhecimento da área foi se fortalecendo. Isto ocorreu principalmente nas trilhas da encosta as quais nos primeiros três meses aumentaram aproximadamente 200 m cada. Abaixo estão citadas as descrições das trilhas já adaptadas.

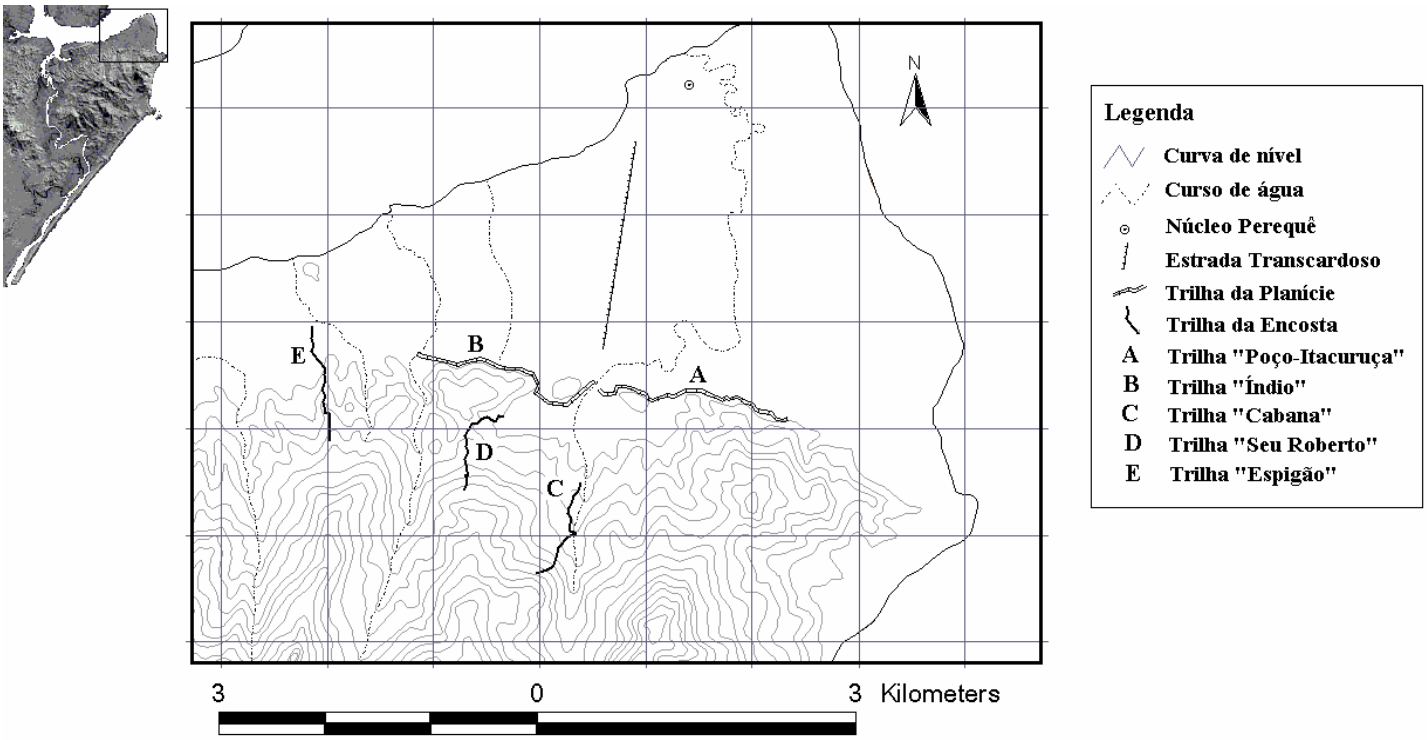

Figura 2: Mapa da distribuição das trilhas utilizadas no "método de distâncias com transecções lineares" para o estudo dos bugios no Parque Estadual da Ilha do Cardoso, sul do Estado de São Paulo.

A trilha A (Poço-Itacuruça) compreende 2.000 m de floresta pluvial tropical da planície litorânea (Barros *et al.,* 1991) onde os primeiros 500 m são utilizados para ecoturismo e os outros 1.500 m é muito pouco utilizada.

A trilha B (Índio) corresponde a 2.050 m de floresta pluvial tropical da planície litorânea (Barros *et al*., 1991) onde há a presença humana (geralmente índios) quase que diariamente.

A trilha C (Cabana) compreende 1.500 m de floresta pluvial tropical da Serra do Mar (Barros *et al*., 1991), com variação altitudinal de 0 a 360 m. Apresenta perturbação nas bordas das trilhas nos primeiros 500 m, com presença de espécies de mata secundária

devido a construção de uma barragem há aproximadamente 35 anos atrás. É utilizada somente por pesquisadores.

A trilha D (Seu Roberto) compreende 1.200 m de floresta pluvial tropical da Serra do Mar (Barros *et al*., 1991), com variação altitudinal de 0 a 240 m. Apresenta pouca ou nenhuma utilização humana.

A trilha E (Espigão) era utilizada como roça por moradores locais há até aproximadamente 45 anos atrás (Zilda Cardoso, com. pess.). Apresenta, em quase toda sua extensão (1.300 m), vegetação secundária tendo o sub-bosque todo coberto por capim navalha (*Scleria secans* (L.) Urban- Cyperaceae) e algumas árvores emergentes da família Leguminoseae (Selmo Bernardo, com. pess.) não ultrapassando 15 m de altura. Nos últimos 70 m da trilha ocorre uma mudança de vegetação, passando para uma área de floresta pluvial tropical da Serra do Mar com muitas árvores de *Ficus* spp. Localiza-se na área onde vivem os índios e apresenta a variação altitudinal de 0 a 220 m

Para a estimativa da densidade populacional de *Alouatta clamitans*, foi utilizado o "método de distâncias com transecções lineares" (NRC, 1981; Brockelman e Ali, 1987; Krebs, 1989; Buckland *et al*., 1993; Wilson *et al*., 1996; Cullen Jr. e Valladares-Padua, 1997; Cullen Jr. e Rudran, 2003), foram seguidas ainda várias diretrizes de Peres (1999) e Ferrari (2002) neste trabalho. Antes de se iniciar o percurso foram anotadas a data, nome da transecção, condições climáticas, e o horário de início e término de cada percurso (Peres, 1999). Os primatas foram registrados somente quando era feito contato visual. A cada observação foram anotados o local na transecção e o horário onde ocorreu o encontro do grupo com o observador, o estrato arbóreo e a altura estimada do primeiro animal observado, a categoria comportamental desenvolvida no momento da observação (deslocamento, descanso, vocalização e alimentação), a distância de avistamento do observador ao primeiro animal observado e o tamanho e composição do grupo.

Para estabelecer a composição do grupo, foi necessário permanecer com ele entre 10 e 30 minutos, sendo que esta variação ocorreu pelo fato de não haver grupos habituados, assim como a utilização de dados adicionais de encontros realizados fora das transecções e dos horários de amostragem. A classificação sexual só foi possível para os adultos, visto que a espécie apresenta dimorfismo (dicromatismo) sexual evidente somente para esta classe etária (Crockett e Eisenberg, 1987; Neville *et al.*, 1988). A classificação etária foi

baseada em características físicas e comportamentais, sendo considerados infantes aqueles que foram vistos associados à fêmea durante o desenvolvimento de algum comportamento (e.g. encontravam-se no dorso ou ventre da fêmea durante o deslocamento).

Foi considerado o mesmo grupo quando a localidade coincidia com encontro anterior, através de indivíduos com características marcantes (e.g. coloração diferenciada) e/ou quando tinha o mesmo tamanho e composição. Houve ocasiões em que foram avistados dois grupos simultaneamente e a distinção dos grupos foi feita com base em características comportamentais (e.g. não vocalizaram juntos e/ou deslocaram para lados opostos).

Para a análise da distribuição dos grupos, a cada vez em que um grupo era encontrado (durante ou fora das transecções), eram marcados o ponto com GPS (Garmin E-trex, datum SAD 69', coordenadas em UTM) e, quando possível, a direção de onde este vinha e/ou para qual direção o grupo estava indo.

Para delimitação de uma área de extrapolação segura (área na qual a extrapolação da estimativa fica restrita, apresentando um resultado próximo ao que foi realmente observado), foram considerados os pontos de visualização e audição segura. Para marcação de pontos de audição foi calculado o azimute, do ponto da transecção com a direção da vocalização, através de uma bússola. Foi considerado ponto de audição seguro aquele próximo, cujas distâncias podiam ser estimadas ou aquele em que foi possível marcar no mínimo três pontos durante a mesma vocalização, permitindo assim uma triangulação.

2.3 Procedimentos de campo

Entre dezembro de 2005 e dezembro de 2006, foram percorridos cinco transecções com a realização de 111 percursos em trilhas previamente abertas e/ou limpas (Tabela 1), marcadas em intervalos regulares de 50 metros (medido com trena) com fita colorida e georreferenciadas por GPS (Peres, 1999; Cullen Jr. e Rudran, 2003). As transecções foram percorridas a uma velocidade constante entre 0,5 e 1 km/h (Brockelman e Ali, 1987; Pinto *et al.*, 1993; Cullen Jr. e Valladares-Padua, 1997; Chiarello, 2000), com paradas regulares de 30 segundos a cada 100 metros aproximadamente, totalizando 175 km (91,95 km em floresta pluvial tropical da planície litorânea e 83,05 km em floresta pluvial tropical da Serra do Mar) (Tabela 1). As amostragens ocorreram entre 8:00-12:00, seguindo a maior

detecção de mamíferos em estudo anterior na mesma área (São Bernardo, 2004), e entre 14:00-18:00 como sugerido por Peres (1999) e Cullen Jr. e Rudran (2003). Cada transecção foi percorrida por uma ou duas pessoas (sendo somente um, e sempre o mesmo, observador) e sempre que possível duas vezes por mês, uma vez no período da manhã e geralmente retornando no período da tarde. Foram consideradas amostragens independentes quando houve um intervalo mínimo de 2,5 horas entre cada amostragem (Ferrari, 2002). Não houve amostragens em dia de chuva e vento fortes, por causa da diminuição da probabilidade de detecção (Peres, 1999; Cullen Jr. e Rudran, 2003).

Tabela 1: Aspectos das transecções percorridas durante o trabalho na porção norte do PEIC.

Nome da transecção	Comprimento da transecção (metros)	Topografia	Total percorrido (metros)
A	2.050	Planície	46.300
B	2.000	Planície	45.650
C	1.500	Encosta	34.600
D	1.200	Encosta	28.000
E	1.300	Encosta	20.450

2.4 Análise de dados

Para a análise de densidade, foi utilizado o método de distâncias com transecções lineares - sensu Buckland *et al.* (1993) - baseado na distância perpendicular da trilha ao primeiro animal observado (Chiarello e Melo, 2001; Cullen Jr. e Rudran, 2003). A medição da distância perpendicular (bidimensional) foi feita diretamente com telêmetro ou calculada através de trigonometria utilizando a distância do observador-animal e ou a altura estimada do estrato utilizado no momento do encontro ou o ângulo com uma linha imaginária paralela ao solo na altura dos olhos do observador. Os ângulos foram medidos com bússola.

A análise dos dados foi feita utilizando o programa DISTANCE 4.0 (Buckland *et al.*, 1993) baseado em distâncias, cuja equação base para o cálculo da densidade, conforme Buckland *et al.* (1993) e adaptado por Filla (2004), é:

$$\mathbf{D=nf_{(0)}s/2L}$$

Onde:

D= densidade de animais/unidade de área;

n= número de avistagens de grupos;

$f_{(0)}$= função de probabilidade de densidade das distâncias a partir da linha de percurso avaliadas na distância zero;

s= tamanho médio do grupo;

L= tamanho da transecção.

A variância da densidade populacional (D) foi calculada a partir de dois parâmetros: a probabilidade de detecção, ou seja, a variação na estimativa da função de detecção g(x) promovida sobre tudo pela variação nas distâncias perpendiculares amostradas e a taxa de encontro, que corresponde à variação no número de grupos detectados.

O valor esperado do tamanho médio dos grupos foi calculado a partir da média de indivíduos nos grupos contabilizados.

Para testar se houve mais encontros com grupos de bugios em um dos períodos amostrais, e dentre eles (manhã e tarde) ou em algumas das quatro estações do ano, foi utilizado o teste de contingência com proporções esperadas iguais. Para testar se houve mais encontros com grupos de bugios em alguma categoria comportamental, foi utilizado o teste de contingência com proporções esperadas desiguais de acordo com o padrão de atividade diurna descrita para a espécie em literatura (por Mendes,1989; Chiarello, 1992; Jardim, 2000; Lunardelli, 2000) excluindo o horário de intervalo entre as amostragens (Mendes,1989; Chiarello, 1992). Ainda, para testar se houve mais encontros com grupos de bugios em uma das fitofisionomias (encosta e planície), foi utilizado o teste de contingência com proporções esperadas desiguais de acordo com as proporções de visualização em cada uma delas.

Todos os teste foram bicaudais, com regra de decisão de 0,05.

Para análise da distribuição dos grupos e triangulação dos dados de vocalização foi utilizado o programa Arc View GIS 3.1 (ESRI, 1998) com a expansão “azimut”.

3. RESULTADOS

3.1 Estimativa da densidade

Um total de 175 km foram percorridos na parte norte do PEIC (Parque Estadual Ilha do Cardoso), em 252 horas de esforço direto de campo, resultando em 26 encontros.

Como o PEIC não apresenta topografia homogênea, foi calculada a densidade somente para a parte norte na área de extrapolação segura, perfazendo uma área de 3,4 km^2.

Neste trabalho, foi encontrada dificuldade na medição das distâncias, causada pela densa vegetação. Esta dificuldade de visualização levou a uma distância máxima de 47 metros da trilha, sendo os dados truncados a 51 metros, não havendo "outliers" nesta análise (Figura 3). Para o ajuste da função de detecção, o estimador que melhor se ajustou aos dados foi a função-chave Hazard-rate combinada com o termo de ajuste coseno.

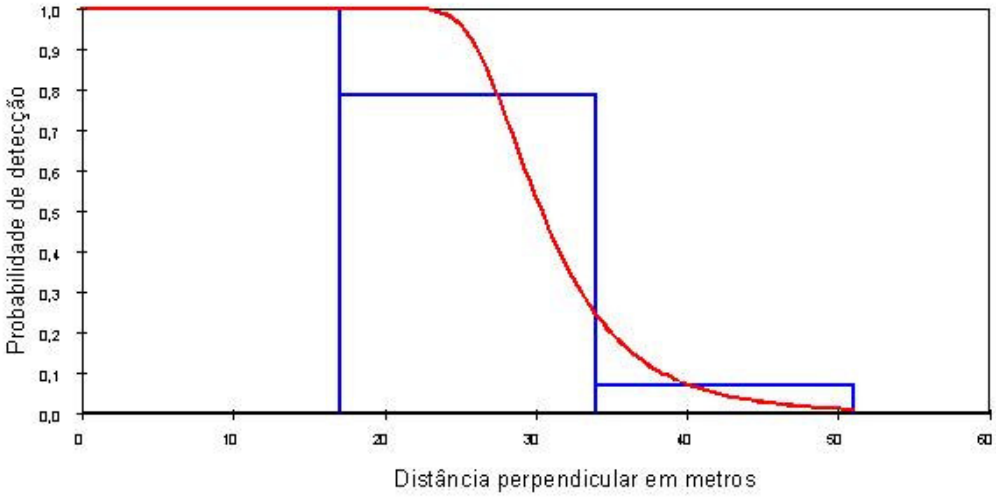

Figura 3: Representação gráfica da probabilidade de detecção em função das distâncias perpendiculares. A linha vermelha demonstra o padrão esperado a partir dos dados coletados.

A densidade de indivíduos foi de 10,6 ind/km^2 (CV 25,9%), sendo a densidade de grupos 2,4 grupos/km^2 (CV 25,7%), resultando em uma abundância total de 36 indivíduos (CV 25,9%) para 3,4 km^2. O tamanho médio de grupo encontrado foi de 4,5 ind/grupo, assumindo este como o número médio mínimo de indivíduos por grupo.

Não houve diferença no número de encontros de grupos de bugios entre os períodos da manhã e da tarde (X^2= 0,02; G.L.= 1; p>0,05), nem nas freqüências de encontros dentre

as mesmas categorias em intervalos de 30 minutos (X^2= 4,27; G.L.= 7; p>0,05 e X^2= 5,69; G.L.= 8; p>0,05, respectivamente).

As estações do ano também não influenciaram na detectabilidade, enquanto que o comportamento desenvolvido pelos grupos foi o único que apresentou influência na detectabilidade (X^2= 5,6; G.L.= 3; p>0,05 e X^2 = 12,2; G.L.= 3; p<0,05; Figura 4).

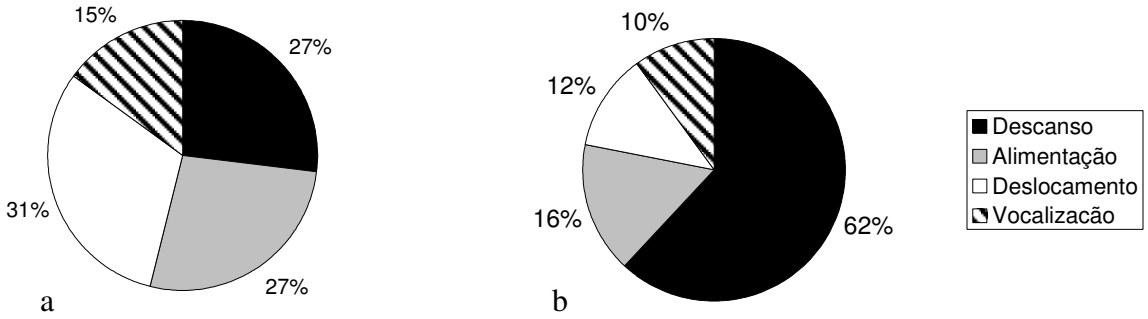

Figura 4: Porcentagem das categorias comportamentais (a) executadas por grupos de bugios no momento do encontro ao norte do Parque Estadual da Ilha do Cardoso, Litoral sul do Estado de São Paulo e (b) esperadas de acordo com o padrão de atividade diurna encontrada em literatura (excluindo o horário de intervalo entre as amostragens).

3.2 Composição de grupo

Foi possível determinar 10 grupos diferentes, sendo 80% composto por um único macho adulto. Além disso, foram observados 2 machos solitários. Os grupos apresentaram uma média de 4,5 indivíduos/grupo e eram compostos de 42% de fêmeas adultas, 27% de machos adultos, 4% de machos subadultos, 20% de juvenis e 7% de infantes, apresentando uma razão sexual de adultos de 1.58 fêmeas/macho. A relação entre adultos e não adultos foi de 2,2:1, sendo entre fêmeas adultas/juvenis de 2,11:1 e entre fêmeas adultas/infantes de 6,3:1 (Tabela 2). Em todos os grupos havia indivíduos não adultos, sendo que em 70% dos grupos estes eram exclusivamente juvenis e em 20% dos grupos estes eram exclusivamente infantes.

Tabela 2: Composição dos grupos da porção norte da Ilha do Cardoso, sul do estado de São Paulo.

Grupo	Macho adulto	Fêmea adulta	Infante	Juvenil	Subadulto macho	Total
A	1	1		2		4
B	1	2		1		4
C	1	2		1		4
D	2	2		1		5
E	1	2	1	1	1	6
F	1	1		1		3
G	2	2		1		5
H	1	2		1	1	5
I	1	2	1			4
K	1	3	1			5
Total	12	19	3	9	2	
Média e porcentagem	1,2 (26,7%)	1,9 (42,2%)	0,3 (6,7%)	0,9 (20%)	0,2 (4,4%)	4,5

3.3 Distribuição dos grupos

Aparentemente, a distribuição dos grupos na área não sofreu influência das variáveis encosta e planície (X^2= 0,5; GL= 1; p>0,05), sendo os grupos visualizados 61% (n=19) das vezes na encosta e 39% (n=12) na planície.

Os grupos de bugios aparecem distribuídos por todos os ambientes estudados (Figura 5), tendo sido observada sobreposição de área entre alguns grupos. Os bugios utilizaram exclusivamente os estratos de 15 a 25 metros, mas de maneira diferenciada (X^2= 31,4; GL= 2; p<0,05), sendo 55% (n=12) das observações a 15 metros, 36% (n=8) a 20m e somente 9% (n=2) nas árvores emergentes de altura de 25 metros.

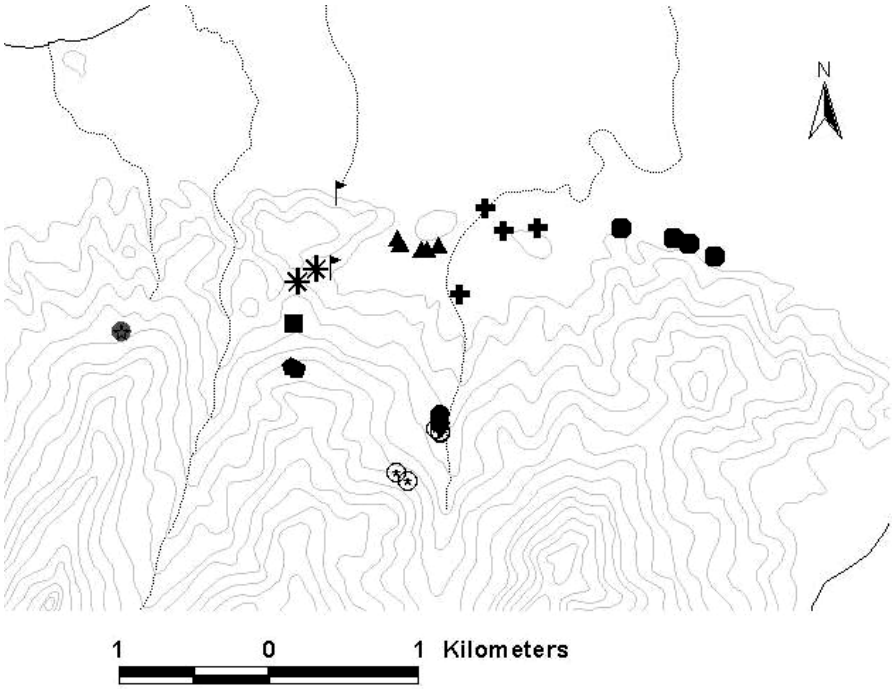

Figura 5: Distribuição dos grupos de *Alouatta clamitans* na parte norte do PEIC, Litoral sul do Estado de São Paulo. Símbolos diferentes indicam grupos diferentes e bandeiras indicam animais solitários.

4. DISCUSSÃO

Os trabalhos com bugios já ocorrem desde a década de 30, quando Carpenter em 1934 iniciou o estudo de *Alouatta paliatta* na Ilha de Barro Colorado (Collias e Southwick, 1952). Desde então vários trabalhos foram realizados com o gênero aumentando o conhecimento de sua biologia e de suas populações. Com o surgimento da biologia da conservação, os pesquisadores começaram a se preocupar em tentar avaliar o status das populações existentes além da biologia da espécie. Assim, ao iniciar um estudo de uma população, a densidade será com freqüência o primeiro atributo a que se dedica atenção, pois estes dados servirão de base para estudos futuros da população (Odum, 2001). Nos últimos anos o método de distâncias com transecções lineares têm sido o mais utilizado para este fim, levando ao surgimento de dificuldades no estudo de estimativas populacionais de primatas, havendo até os dias atuais uma discussão sobre a melhor adequação do método. Mateos (2002) denominou uma série de fatores (topográficos, climáticos, de horário e humanos) como "variáveis do censo" e propôs algumas soluções para minimizar as suas influências na obtenção dos dados. Outros aspectos foram levantados por Peres (1999) e Ferrari (2002) como a independência das amostras e o cumprimento das premissas do método. Todas essas discussões levaram a uma melhora na padronização do método permitindo assim comparações mais seguras.

4.1 Acurácia das estimativas de densidade

Por este trabalho ter sido feito em Mata Atlântica e com animais arborícolas, o alcance visual foi pequeno e normalmente não era possível ter a medição bidimensional de forma direta por causa da densidade do sub-bosque e topografia da área. Assim, além de minimizar as "variáveis do censo" denominadas por Mateos (2002) ainda foi necessário adequar as medições através da trigonometria.

Para assegurar a acurácia dos dados da estimativa da densidade foram seguidas as cinco premissas da teoria "método de distâncias com transecções lineares", DISTANCE (Buckland *et al*., 1993), discutidas por ordem de importância.

A primeira premissa consiste em aceitar que animais diretamente na trilha (distância perpendicular = 0) são sempre detectados. A variável que foi possível verificar interferência

na detectabilidade foi a categoria comportamental desenvolvida pelo grupo no momento da visualização. Esta diferença se deu principalmente por ter havido uma menor detectabilidade no momento do descanso e muito maior durante o deslocamento, seguido de um aumento na detectabilidade durante a alimentação. Portanto, esta premissa parece ter sido violada algumas vezes por causa da detectabilidade estar influenciada por sinais auditivos, uma dificuldade para a visualização causada pela vegetação densa e alta, o que estaria resultando em uma subestimativa da densidade amostrada (Brockelman, e Ali, 1987; Buckland *et al*., 1993).

A segunda premissa diz que todos os animais devem ser detectados na sua posição inicial, antes de qualquer movimento em resposta ao observador. Os bugios possuem pistas auditivas muito características, como a vocalização específica e devido ao seu porte médio e dieta frugívora-folívora (Crockett e Eisenberg, 1987), fazem muito barulho durante o deslocamento e alimentação (obs. pess.). Assim, na maioria das vezes, foi possível localizá-los auditivamente antes da visualização, o que permitiu confirmar a posição inicial. Mesmo quando houve uma reação do animal à presença do observador, esta geralmente foi a paralisação da atividade desenvolvida e a permanência em silêncio no mesmo local. Assim, quando era possível encontrá-los, estes ainda se encontravam em sua posição inicial mantendo o cumprimento desta premissa. Quando a reação era a vocalização de alarme do macho alfa o grupo já havia sido detectado anteriormente e só estava ocorrendo a contagem do tamanho do grupo.

A terceira premissa diz que as distâncias (e ângulos quando relevantes) são medidas corretamente. Para evitar maiores tendências na estimativa das distâncias estas foram sempre medidas através de um telêmetro sendo medida, sempre que possível, a distância perpendicular diretamente (Peres, 1999). Quando a topografia e vegetação da área, não permitiam medir esta distância (distância bidimensional), foi medida a distância do observador ao primeiro animal observado e o ângulo da linha de observação do animal com uma linha imaginária paralela ao solo na altura dos olhos do observador e/ou foi estimada a altura em que o animal se encontrava. Depois, através da trigonometria, foi encontrado o valor bidimensional da distância perpendicular. As medições feitas próximas a trilha foram possíveis sem transformações, já que era possível visualizar a árvore em que o animal se encontrava e medir diretamente com telêmetro. A análise dos dados foi feita de forma

cuidadosa, agrupando os dados como sugerido por Buckland *et al*. (1993) para reduzir o efeito das medições.

A quarta premissa consiste em que as detecções são (estatisticamente) eventos independentes. Independência de detecção de indivíduos é claramente violada por populações que vivem em grupos. Isto é manejável definindo o grupo como o objeto de interesse e medindo a variável, tamanho do grupo (Buckland *et al*., 1993). O autor ainda expõe o problema para espécies que vivem em grupos muito grandes e que geralmente se dividem em subgrupos, entretanto isto não é problema para este estudo, pois a espécie estudada se apresenta em grupos pequenos e coesos (Steinmetz, 2001). Outro aspecto em respeito a quarta premissa foi a repetição de trilhas como eventos independentes. Peres (1999), Ferrari (2002), Cullen Jr. e Rudran (2003), entre outros, dizem que não há problema em repetição de trilhas desde que haja um intervalo considerável entre as amostragens. Ferrari (2002), ainda enfatiza que qualquer primatólogo de campo deve saber que indivíduos até das espécies mais sedentárias raramente permanecem no mesmo local por mais de duas ou três horas, mesmo se o local for uma grande árvore frutífera. Peres (1999) propõe o intervalo de três horas com a volta a partir das 14 horas. Para assegurar a independência das minhas amostras foi seguido o intervalo de aproximadamente três horas.

Há ainda a quinta e última premissa que é em relação à forma da função de detecção próxima a zero. Esta forma pode geralmente ser julgada examinando histogramas dos dados de distância utilizando diferentes agrupamentos (Buckland *et al*., 1993). O modelo Hazard-rate de ajuste da função de detecção utilizado neste trabalho é geralmente o melhor estimador de densidade resultante de censo de primatas de florestas (Peres, 1997a *apud* Peres, 1999). Esta premissa pode ser verificada através do histograma apresentado na figura 3, onde há o agrupamento dos dados em categorias de 17 m sendo truncadas em 51 m, não havendo "outliers".

Além destas premissas expostas por Buckland *et al*. (1993) foram tomados cuidados extras em relação ao delineamento e execução do trabalho: 1) o primeiro cuidado foi de que as transecções devem ser distribuídas aleatoriamente com respeito a distribuição dos grupos na área de estudo (*cf*. Buckland *et al*., 1993), entretanto sem adotar uma política cega. Por causa da topografia e mosaico de habitats existentes na área, foram escolhidos cinco transecções que representassem todos os tipos vegetacionais da área de estudo (ver Green,

1978; Cullen Jr. e Valladares-Padua, 1997; Peres, 1999; Ferrari 2002; Cullen Jr. e Rudran, 2003), excluindo as áreas de restinga, onde não há relato da presença de bugios constantemente (Roberto Barreto, com. pess.), e percorridas em todas as estações do ano (ver Green, 1978; Silva Jr., 1981) para não desviar substancialmente a probabilidade de detecção (Peres, 1999). As trilhas utilizadas não foram distribuídas aleatoriamente, por haver limitações na área de estudo como a existência de poucas trilhas, vegetação e topografia dificultando a abertura e manutenção de novas trilhas. Entretanto, por não se conhecer a distribuição dos grupos de bugios na ilha, pode-se dizer que este cuidado sugerido por Buckland *et al.* (1993) foi tomado pelo desenho amostral do estudo. Além disso, a seqüência dos percursos foi realizada de forma aleatória. ; 2) de acordo com Brockelman e Ali (1987), pelo menos 40 observações são recomendadas para cada análise, sendo que 80-200 km de esforço amostral devem ser o necessário. Por mais que neste trabalho o esforço amostral tenha sido de 175 km, foram feitas somente 26 visualizações. Muito embora o número mínimo de detecções independentes recomendável seja 40, tamanhos amostrais menores também podem gerar estimativas robustas quando analisadas com cuidado (Peres, 1999; Cullen Jr. e Rudran, 2003). Em geral, não há uma regra fixa sobre o tamanho da amostra suficiente, por causa da estimativa ser extremamente dependente da natureza de distribuição de detecção das distâncias, e pelo menos 20 observações podem ser o suficiente para gerar uma boa estimativa de densidade provida por um dado de distribuição das distâncias fortemente favorável (Peres, 1999; Cullen Jr. e Rudran, 2003). Neste trabalho, mesmo com um número amostral baixo, o coeficiente de variação foi bem próximo ao ótimo (20%) (*cf.* Buckland *et al.*, 1993) mostrando a qualidade dos dados coletados; e 3) em função da adequação do tamanho das transecções para o alcance dos objetivos propostos. Peres (1999) e Cullen Jr. e Rudran (2003), sugerem que devem ser utilizados transecções longas de no mínimo 4 km. Magnunsson (2001) reforça a utilização de transecções longas e ainda critica a repetição das transecções. Entretanto, os dois primeiros autores enfatizam a possibilidade desta sugestão não ser cumprida por causa das irregularidades da área. Já Chiarello (2000) defende a utilização de transecções de aproximadamente 2 km, percorrendo 4 km em um dia. Ferrari (2002) também defende a utilização de transecções curtas e repetidas, considerando que, se a espécie for tanto rara quanto distribuída em subgrupos na área de estudo, as chances de um

encontro em uma única transecção longa podem ser significativamente reduzidas em comparação com repetidas caminhadas de uma transecção curta, assumindo que esta transecção atravessa a área ocupada por membros desta espécie. Além do mais, reforça a repetição das transecções dizendo que encontros repetidos com grupos residentes irá invariavelmente prover informações mais acuradas do tamanho e composição do grupo. Em meu estudo, foram percorridas cinco transecções repetidamente em todas as estações. Isso permitiu comprovar se as transecção estavam localizadas dentro da área utilizada por um ou mais grupos, melhorando a qualidade dos dados coletados e fornecendo informações dos grupos residentes. Sendo que o "método de distâncias com transecções lineares" não é o mais adequado para coleta de tamanho e composição de grupo, as repetições das trilhas possibilitaram o reconhecimento de grupos residentes, gerando um tamanho médio de grupo mais consistente. Mesmo assim, o tamanho de grupo encontrado foi considerado como tamanho médio mínimo de grupo, pois uma inspeção cuidadosa de um grupo geralmente envolve algum tempo e esforço de procura ao redor do grupo, o que não é permitido pelo método (González-Sólis e Guix, 2002).

4.2 Densidade populacional de bugios

Trabalhos de estimativa de densidade são muito importantes para se iniciar o estudo de uma população, mas o mais importante é conseguir realizar trabalhos de longo prazo para saber se o tamanho e composição da população estão se alterando (Odum, 2001). Somente assim, será possível tomar medidas para a conservação efetiva destas populações. Na porção norte do PEIC, a densidade de bugios encontra-se dentro do padrão descrito em literatura para esta espécie (Tabela 3).

Tabela 3: Tabela comparativa de estimativas de densidade para *Alouatta clamitans*.

Local	Área km^2	Densidade		Taxa de encontro	População estimada	Método (Duração em meses)	Distância percorrida (Km)	Tamanho de grupo	Referência* (latitude)
		Grupos/ km^2	Indivíduo /km^2	Indivíduo / 10 km					
RB Alberto Ruschi -ES	40	2,4 (0,6-9,5)	10,1 (1,8-40,0)	1,87	404 (72-1.600)	Transecção linear (12)	165	3,7 (2-6)	4 (19°38'S)
EB Caratinga -MG	1,1	17,2	117	-	129	Área intensiva de estudo (11)	-	6,79 (3-10)	6 (19°50'S)
	5,7	17,2			667				
Serra do Brigadeiro (Fazenda Neblina) –MG	3,2	-	7,5	-	-	Transecção linear (12)	-	-	7 (20°34'S)
Morro do Diabo –SP	350**	-	15,6	0,71	1.029-28.812**	Transecção linear (20)	2287 (161-618 /local)	-	11 (22°30'S)**
Fazenda Tucano -SP	20**	-	10,9	0,71	111-266**	Transecção linear (20)	2287 (161-618 /local)	-	11 (22°30'S)**
Lageadinho -SP	0,48	-	98	-		Área de vida - 7 ha (?)	-	6-12	10 (22°41'S)
FBR (Viraeiro/ Tabatingüera)- SP	1,15	3,48	22 (14-38)	-	25 (16-44)	Área intensiva de estudo (13)	-	6,4 (4-11)	10 (22°41'S)
Viraeiro/ Tabatingüera (FBR) - SP	14,5	-	27,1 (23,4-33,4)	1,4	-	Transecção linear (10)	131,4	3,4±6,4	12 (22°41'S)
Sara (FBR) -SP	5	-	34,6 (29,8-42,6)	2,2	-	Transecção linear (10)	68,3	2,7±6,3	12 (22°41'S)
Água Sumida (FBR) -SP	2,4	-	10,42 (9-12,9)	1	-	Transecção linear (10)	40	1,8±3,5	12 (22°41'S)
Monal (FBR) - SP	3,74	-	8,32 (7,1-10,2)	0,6	-	Transecção linear (10)	35,1	2,5	12 (22°41'S)
Fazenda Mosquito - SP	21**	-	36,3	0,71	125-220**	Transecção linear (20)	2287 (161-618 /local)	-	11 (22°44'S)**
EE Caetetus - SP	21,78**	-	0,6	0,71	296-425**	Transecção linear (20)	2287 (161-618 /local)	-	11 (22°44'S)**
Fazenda Rio Claro – SP	17**	-	16,3	0,71	112-267**	Transecção linear (20)	2287 (161-618 /local)	-	11 (22°46'S)**

RM Santa Genebra -SP	2,3	24,3-36,08	119-177	-	274-407	Área de vida (12)	-	4,9 (2-9)	3 (22°49'S)
Mata Doralice - PR	1,7	31-39	82-102	-	140-175	Área de vida (12)	-	3-6	13 (23°16'S)
Reserva da Cantareira - SP	54	8,75	80,9 ± 32,5	-	4.369 ± 1.755	Transecção linear (17 dias)	32	5,76 (2-11)	5 (23°30'S)
PE Intervales -SP	498,88	-	18-22	-	10.975	Esquadrinhamento (25)	-	5,83 (4-8)	2 (24°12'S)
Paranapiacaba – SP	1.000	0,39±0,17	0,8 ± 0,4	0,25±0,08	789 (299-2083)	Transecção linear (1)	352,4	1,8 ± 0,4	1 (24°20'S)
PE Ilha do Cardoso –SP	3,4	2,35 (1,3-4,5)	10,6 (6,1-18,3)	1,48	36 (21-62)	Transecção linear (12)	175	4,5 (3-6)	Este estudo (25º03'S)
PE Ilha do Cardoso –SP	111	3,4 (2,6-4,4)	8,9 (6,9-11,6)	1,3	997 (769-1291)	Transecção linear (15)	273,05	2,6 (?-6)	8 (25º03'S)
Bugre,Balsa Nova - PR	0,9	-	38	-	266	Área de vida (12)	-	6,3 (4-10)	16 (25°29'S)
FLONA de Três Barras -SC	0,936	10,68	64	-	60	Área de vida (26)	-	6 (5-7)	9 (26°12'S)
Morro da Extrema – RS	0,86	-	100	-	-	Nº de indivíduos X área total utilizada (24)	-	8 (4-12)	15 (30°12'S)
Restinga do Lami – RS	0,14	-	260	-	-	Nº de indivíduos X área total utilizada (24)	-	9,4 (7-13)	15 (30°15'S)
PE Itapuã, Morro da Fortaleza –RS	1,71	-	110	-	-	Nº de indivíduos X área total utilizada (24)	-	7,4 (5-11)	15 (30°23'S)
PE Itapuã, Morro do Campista - RS	8	-	74,8	-	600	Transecção linear (8)	107	6,8 (5-9)	14 (30°23'S)

RM – Reserva Municipal; EB – Estação Biológica; FLONA – Floresta Nacional; RF – Reserva Florestal; FBR – Fazenda Barreiro Rico; PE – Parque Estadual; RB – Reserva Biológica; EE -Estação ecológica.

*1: González-Solis, *et al.* (2001); 2: Steinmetz, (2001); 3: Chiarello (1992); 4: Pinto, et al. (1993); 5: Silva Jr. (1981); 6: Mendes (1989); 7: Consenza e Melo (1998); 8: São Bernardo (2004); 9: Perez (1997); 10: Torres de Assumpção (1983); 11: Cullen Jr., Bodmer e Valladares-Padua.(2001); 12: Martins (2005); 13: Aguiar *et al.* (2003); 14: Buss (2001); 15: Jardim (2005); 16: Miranda (2004).

** *apud* Chiarello (2003)

O total de indivíduos encontrados foi atribuído a uma área segura de 3,4 km^2 que pode ser considerada como uma estimativa real decorrente do desenho amostral do trabalho. Estes resultados poderiam ser extrapolados para uma área de 20,5 km^2 tendo uma estimativa provável de 217 (125-374) indivíduos para toda a porção norte que apresenta as mesmas variações vegetacionais analisadas. Caso o PEIC apresentasse uma área homogênea, considerando somente Mata Atlântica, ou seja, 111 km^2 (Melo e Montovani, 1994), teríamos uma densidade hipotética de 1.174 (649-2.023) para a Ilha do Cardoso como um todo. Esta última estimativa é difícil de ser considerada já que a ilha apresenta uma topografia altamente acidentada, com a presença de um maciço montanhoso central, o qual não apresenta uma uniformidade na cobertura vegetal (Giulietti *et al.*, 1983 *apud* Melo e Montovani, 1994). A extrapolação do dado para toda a ilha, por mais irreal que seja, se faz necessária com as devidas precauções e justificativas da imprecisão, pois ela é muito procurada por técnicos. Estes tipos de extrapolações já foram e continuando sendo feitas (por exemplo: Miranda, 2004 e São Bernardo, 2004) sem discutir a irrealidade do dado, levando a utilização destas extrapolações sem as devidas restrições.

Para análise na variação da densidade populacional, devemos considerar resultados prévios e de preferência, em que tenha sido usado o mesmo método (Cullen Jr. e Valladares-Padua, 1997). Isto é corroborado quando analisamos a tabela 3. Os trabalhos em que se utilizaram o método de distâncias com transecções lineares, apresentaram densidades (indivíduos/km^2) geralmente menores do que quando comparadas com outros métodos utilizados. Entretanto, pode-se observar que mesmo dentro do método de distâncias com transecções lineares há uma grande variação na densidade da espécie (de 0,6 a 80,9 ind/km^2). Além da própria variação das populações, isto pode estar ocorrendo por variações na utilização do método, como por exemplo, distâncias percorridas, duração do trabalho (Green, 1978; Steinmetz, 2001) e extrapolação dos dados, ou ainda por variações entre as características das localidades estudadas (Neville *et al*., 1988; Pinto *et al*., 1993).

O resultado agora obtido na porção norte da Ilha do Cardoso é muito semelhante ao encontrado por São Bernardo (2004) em trabalho anterior realizado na mesma área. A pequena diferença na estimativa da densidade de indivíduos/km^2 ocorreu provavelmente pela diferença na estimativa do tamanho médio dos grupos. São Bernardo (2004) utilizou a média de tamanho de grupo encontrada com o método de distâncias com transecções

lineares, enquanto eu utilizei a média do tamanho dos grupos residentes contabilizados na área de estudo. Mesmo assim, o número total de bugios estimados por São Bernardo para os 111 km^2 de Mata Atlântica encontra-se dentro dos valores encontrados neste trabalho, já que o coeficiente de variação da referida autora foi menor (13%), sendo estes dados de estimativa de densidade para a ilha muito importante para o início do monitoramento da população.

Todos os estudos apresentados na tabela 3 (excluindo os estudos na Ilha do Cardoso) foram realizados em fragmentos florestais continentais localizados nas mais diferentes latitudes da distribuição desta espécie. O PEIC é a primeira ilha estudada para esta espécie. Mesmo assim, pode-se observar que a densidade dos bugios do PEIC apresenta-se dentro da variação encontrada para a espécie. Este fato deve ser em decorrência do tamanho de área de Mata Atlântica da ilha e de sua proximidade com o continente.

Collias e Southwick (1952) 18 anos após o trabalho pioneiro de Carpenter em 1934, fizeram a primeira análise de variação populacional para o gênero na Ilha de Barro Colorado (Panamá) com a espécie *Alouatta paliatta*. Depois outros trabalhos foram feitos como os de Fedigan e Jack (2001) no Parque Nacional Santa Rosa (Costa Rica) em um intervalo de 28 anos para a mesma espécie e Rudran e Fernandez-Duque (2003) em Hato Masaguaral (Venezuela) estudaram a variação, em um intervalo de 30 anos, na população de *A. seniculus*. Para *A. clamitans*, o único estudo de um longo intervalo de tempo é o de Martins (2005) que encontrou após 17 anos, a mesma densidade para a área de Viraeiro/ Tabatingüera na Fazenda Barreiro Rico (SP) do que Torres de Assumpção (1983), entretanto este dado deve ser analisado com cautela já que as autoras utilizaram métodos diferentes. No presente trabalho, não observei diferença na densidade populacional de *A. clamitans* na Ilha do Cardoso, quando comparado com São Bernardo (2004). Contudo, isto se deve principalmente ao fato do pequeno intervalo (dois anos) entre os estudos.

Variações na densidade populacional podem ocorrer em função de diversos fatores como área disponível (Chiarello, 2000), o tamanho da área de vida dos grupos (Crockett e Eisenberg, 1987; Steinmetz, 2001), caça (Pinto *et al*., 1993; Chiarello e Galetti, 1994; Peres, 1997; Chiarello e Melo, 2001), epidemias (Collias e Southwick, 1952; Crockett e Eisenberg, 1987; Rudran e Fernandez-Duque, 2003) e características do habitat (Neville *et*

al., 1988; Pinto *et al*., 1993; Peres, 1997). A densidade de 10,59 indivíduos/km^2 é considerada baixa por Chiarello e Galetti (1994), entretanto é compatível com o encontrado por eles para reservas florestais grandes. Crockett (1998) ressalta dois pontos que devem ser considerados ao se analisar a densidade de uma população. Primeiro que as densidades são geralmente expressas em "densidades ecológicas" não levando em conta o tamanho do fragmento. Segundo, que algumas das mais baixas densidades, e.g., <5 indivíduos/km^2, ocorreram em áreas relativamente grandes e supostamente protegidas. Marsh *et al.* (2003), enfatizam que bugios parecem mostrar uma tendência de aumentar a densidade com o decréscimo do tamanho do fragmento. No PEIC, os indivíduos observados são aparentemente saudáveis e não há registro de epidemia de febre amarela para a região. Há a ocorrência de potenciais predadores como os felinos *Leopardus pardalis* e *Puma concolor*, entretanto não há registro de predação de bugio por estas espécies na área (Nakano-Oliveira, 2006). Além disso, o bugio é o único primata residente da ilha e o único potencial competidor por recursos é o quati (*Nasua nasua*), mas este só foi visualizado uma vez durante o estudo e provavelmente não apresenta uma densidade populacional que reflita em uma real disputa por recurso.

Outro aspecto seria a caça, entretanto o bugio aparentemente não é a preferência dos caçadores locais (obs. pess.) e pelo fato de ser uma Unidade de Conservação a caça é proibida e fiscalizada. Quanto à densidade, o proposto por Crockett (1998) ocorre na área estudada e talvez, as baixas densidades sejam um indicativo das características da área (grande e protegida). Quando verificamos em outros trabalhos o tamanho da área estudada é observado altas densidades em fragmentos pequenos variando de 260 ind/km^2 na Restinga do Lami (RS) em 0,14 km^2 (Jardim, 2005) a 64 ind/km^2 na FLONA de Três Barras (SC) em 0,93 km^2 (Perez, 1997). Já em áreas grandes foram observadas baixas densidades variando de 20 ind/km^2 no Parque Estadual Intervales (SP) em 498 km^2 (Steinmentz, 2001) a 0,9 ind/km^2 na Serra da Paranapiacaba (SP) em 1000 km^2 (Gonzalez-Solis *et al*., 2001). Assim, baixa densidade nem sempre demonstra que houve um impacto negativo na população [como por exemplo, febre amarela, visto por Collias e Southwick (1952) e Rudran e Fernandez-Duque (2003), ou pressão de caça, visto por Pinto *et al*. (1993), Chiarello e Galetti (1994), Peres (1997) e Chiarello e Melo (2001)]. Provavelmente essa variação na densidade esteja relacionada à biologia da espécie, ou seja, em média, a maioria dos

primatas tem uma história de vida lenta, apresentado uma alta longevidade e tendendo a produzir, em longos intervalos, pequenas proles de crescimento lento com o infante apresentando longa dependência e também longos períodos de dependência parcial por parte do juvenil (Kappeler, Pereira e Van Schaik, 2003). Assim, biologicamente a espécie possui um potencial reprodutivo e uma expectativa de vida própria, os quais quando associadas a uma grande área, geram uma baixa densidade, mas estas mesmas características biológicas associadas a áreas pequenas gerariam um número similar de indivíduos num mesmo intervalo de tempo e conseqüentemente, estariam gerando densidades mais elevadas. Portanto, quando analisados o conjunto de dados, vimos que as características do habitat aparentemente apresentam uma grande influência neste resultado, provavelmente decorrente da biologia da espécie.

4.3 Composição de grupo

Tamanho médio de grupo de *A. clamitans* tende a ser pequeno, quando comparados a algumas outras espécies do gênero como *A. palliata* que varia de 8 (Collias e Southwick, 1952) a 23 (Crockett e Eisenberg, 1987) e *A. seniculus* que varia de 4,5 a 10,5 (Rudran e Fernandez-Duque, 2003), mesmo quando está em altas densidades (Steinmetz, 2001). Este fato pode ser constatado com base nos trabalhos de Silva Jr. (1981), Torres de Assumpção (1983), Mendes (1989), Pinto *et al.* (1993), Buss (2001), Steinmetz (2001), Aguiar *et al.* (2003), Jardim (2005) e Miranda e Passos (2005) onde o tamanho médio dos grupos variou de 3,7 indivíduos na Reserva Biológica Alberto Ruschi (10,1 ind/km^2) a 6,8 indivíduos em Caratinga (117 ind/km^2), excluindo a Restinga do Lami por causa de suas peculiaridades (vegetação e tamanho da área) (Tabela 3). O tamanho médio de grupo encontrado por mim no PEIC foi de 4,5 indivíduos por grupo.

A organização social dos bugios tem sido descrita como macho único ("unimale"), machos múltiplos ("multimale") e gradação de idade ("age-graded") (Eisenberg, 1979 *apud* Crockett e Eisenberg, 1987). Entretanto, há uma grande variação interespecífica na organização social de *Alouatta* (Neville *et al.*, 1988). Em grupos de *A. clamitans* há uma tendência à formação de grupos com macho único (Mendes, 1989). Torres de Assumpção (1983) encontrou este tipo de organização social em 90% dos grupos em Barreiro Rico (SP), Mendes (1989) encontrou 84% em Caratinga (MG), Steinmetz (2001) encontrou 83%

no Parque Estadual de Intervales (SP) e Jardim (2005) encontrou uma variação de 60% a 90% no Lami, Parque Estadual Itapuã e Morro da Extrema (RS). Somente o trabalho de Silva Jr. (1981) na reserva da Cantareira (SP) encontrou mais grupos com mais de um macho adulto (64%). Na Ilha do Cardoso (SP) 80% dos grupos apresenta a organização social de grupos com macho único, o que parece estar dentro da tendência apresentada para a espécie. Rudran e Fernandez-Duque (2003) sugerem que machos preferem monopolizar o grupo social quando possível, entretanto associam a organização social dos grupos à densidade. Isto parece não ocorrer para *A. clamitans* já que dos trabalhos citados acima o que apresenta maior densidade (260 ind/km^2) é o de Jardim (2005) e a menor (10,59 ind/km^2) é o meu, mostrando que a despeito da grande variação da densidade, as estruturas dos grupos são muito semelhantes. Assim, os machos de *A. clamitans* tendem a monopolizar o grupo, e quando existe um número maior de machos, estes devem ter parentesco e neste caso, a organização social do grupo passa a ser "gradação de idade" como descrito por Eisenberg, Muckenhirn e Rudran (1972) (ver Steinmetz, 2001) ou, provavelmente o macho tende a migrar como foi observado por Jardim (2005).

Em bugios a taxa de dispersão parece ser influenciada pela densidade populacional e competição intra-sexual (Neville *et al.*, 1988; Crockett, 1998). Quanto à formação de novos grupos parece ocorrer de duas maneiras: 1) através da dispersão de indivíduos; e 2) quebra de grupos (Neville *et al.*, 1988). Como observado por Rudran e Fernandez-Duque (2003), quando o grupo estabelecido atinge um tamanho médio estável, a população continua a crescer com a formação de novos grupos e o aumento do tamanho médio destes grupos, sendo esta uma das estratégias dos bugios para colonização e expansão em novas áreas (Fedigan e Jack, 2001), sem necessariamente influenciar na densidade. Assim, pode-se observar que para *A. clamitans* a estrutura do grupo como "macho único" tende a se manter e, quando o grupo começa a apresentar um número de indivíduos que não suporta tal estrutura, este fica instável e acaba por se dividir, como visto no trabalho de Miranda (2004). Portanto, ao se analisarem áreas com tamanho adequado, o tamanho dos grupos tende a se manter no tamanho ótimo de indivíduos por grupo, pois a área permite a formação de novos grupos seja por quebra de grupos, seja por migração de indivíduos do grupo. Quando a área não apresenta tamanho adequado, esta diminui as chances de sucesso de dispersão dos indivíduos (Jardim, 2005), fazendo que estudos encontrem grupos com

número de indivíduos muito acima do que provavelmente seria o ótimo, resultando em uma densidade alta. Aparentemente, na Ilha do Cardoso a taxa de formação de novos grupos está semelhante ao desaparecimento de outros grupos decorrente da taxa de natalidade junto à taxa de sobrevivência, parece estar compatível com a taxa de mortalidade desta população.

Um aspecto importante na composição do grupo é o número de fêmeas e sua razão para com as outras categorias etárias e sexuais do grupo. Desde que haja mais fêmeas adultas do que machos adultos por grupo, fêmeas adultas naturalmente corresponderão a maior proporção de indivíduos adultos (Crockett e Eisenberg, 1987; Rudran e Fernandez-Duque, 2003). O mesmo ocorreu neste trabalho, onde a razão sexual entre adultos foi 1:1,58 macho/fêmeas, que corrobora os dados encontrados para o gênero e principalmente para esta espécie, como visto nos trabalhos de Silva Jr. (1981 - 1:1,31), Mendes (1989 - 1:1,2), Steinmentz (2001 - 1:1,85), Jardim (2005 – 1:2,25 - Extrema, 1:3 - Lami, 1:2,6 - Itapuã) e Miranda e Passos (2005 – 1: 1,47). Outro aspecto do número de fêmeas está no fato de que é a proporção de fêmeas adultas que irá influenciar a taxa de crescimento desta população (Rudran e Fernandez-Duque, 2003). Assim, um indicador da saúde da população de primatas é a medição de sua taxa reprodutiva e sua estrutura etária, representada pela proporção de infantes para fêmeas adultas, junto à proporção de juvenis para fêmeas adultas (Fedigan e Jack, 2001). Aparentemente, a população estudada por Jardim (2005) no Morro da Extrema, encontrava-se em boa saúde, pois obteve a menor proporção entre infantes e fêmeas adultas (1:0,5) e de juvenis e fêmeas adultas (1:0,64). Ao passo que o encontrado por ela na Restinga do Lami foi 1:1,18 infante/fêmea e 1:0,6 juvenil/fêmea e no PE Itapuã foi 1:0,7 juvenil/fêmea e ausência de infantes; por Silva jr. (1981) foi 1:5,9 infante/fêmea e 1:1,9 juvenil/fêmea; por Mendes (1989) foi 1:2,5 infante/fêmea e 1:0,77 juvenil/fêmea; ; por Steinmetz (2001) foi 1:2,89 infante/fêmea e 1:5,3 juvenil/fêmea; e por Miranda e Passos (2005) foi 1:7,3 infante/fêmea e 1:1,16 juvenil/fêmea. Neste trabalho foram encontradas as segundas maiores relações entre infantes e fêmeas adultas (1:6,3) e de juvenis e fêmeas adultas (1:2,11), o que poderia estar refletindo uma população não saudável, isto mostra que os indicadores (proporção fêmeas adultas/imaturos, doenças, parasitoses, qualidade do habitat, entre outros) devem ser observados em conjunto. Em todos os grupos havia indivíduos não adultos, sendo que em 70% dos grupos estes eram exclusivamente juvenis e em 20% dos grupos estes eram exclusivamente infantes. Somente

no maior grupo observado (6 indivíduos) havia a presença de um indivíduo juvenil e um infante. Assim, estes resultados podem estar refletindo o baixo grau de perturbação do sistema, não ocorrendo um crescimento desordenado da população e somente ocorrendo uma baixa taxa de entrada de novos indivíduos na população que apresenta uma baixa taxa de saída. A diferença entre as proporções de juvenis e infantes se deve ao fato da classe etária denominada infante ser efêmera e durar aproximadamente 12 meses (Neville *et al.*, 1988). Rudran e Fernandez-Duque (2003) ao estudarem a variação na composição de grupo de *A. seniculus* observaram que durante o crescimento da população houve uma diminuição na porcentagem de adultos e um aumento na porcentagem de infantes nos grupos. Ao estabilizar a população a composição dos grupos era aproximadamente 50% adultos, 30% juvenis e 20% infantes e subadultos. Portanto ao comparar os dados obtidos no PEIC aos encontrados por Rudran e Fernandez-Duque (2003), a população de bugios do setor estudado na Ilha do Cardoso aparentemente fortalece a hipótese de a população não se encontrar em crescimento**,** pois há uma grande porcentagem de adultos (69%) e uma pequena porcentagem de infantes (7%) na população. Fedigan e Jack (2001), no estudo da variação da composição da população de *Alouatta paliatta* em 28 anos, observaram um aumento na proporção de infantes para fêmeas adultas até a população atingir um patamar de crescimento. Neste mesmo período, a razão entre fêmeas adultas e juvenis manteve-se constante e para todos estes anos de estudo os grupos apresentaram uma composição média de 22% de machos adultos, 42% de fêmeas adultas, 19% de juvenis e 17% de infantes. Se comparado os dados agora obtidos no PEIC com o obtido por Fedigan e Jack (2001) é possível supor que a baixa densidade encontrada na Ilha do Cardoso é decorrência da pequena proporção entre infantes e fêmeas adultas e que a população encontra-se com uma densidade e estrutura etária média dos grupos aparentemente constante. Esta hipótese torna-se interessante ao se analisar a composição dos grupos encontrada no PEIC. A proporção de adultos em ambos os sexos na população (42% para fêmeas e 27% para machos) é muito semelhante à do Parque Nacional Santa Rosa (Costa Rica), e o que realmente difere é a proporção de juvenis (24%) e infantes (7%). Assim, com todos estes resultados de estrutura e proporção etária dos grupos, junto com a não evidencia de predação, nem de doenças, nem de caça e nem de competição, aparentemente, o que tem ocorrido no PEIC é uma baixa taxa de natalidade com uma alta taxa de sobrevivência, permitindo supor que a

energia despendida pelo grupo, e especialmente pelas fêmeas, no cuidado parental tem apresentado bons resultados. Um outro fator observado é o provável investimento no cuidado parental de juvenis já que somente um grupo apresenta as duas classes etárias de imaturos, podendo esta, ser uma influência para a baixa taxa de natalidade. Então, o PEIC sendo uma área grande e protegida, apresenta um ambiente propício para a manutenção da população de bugios na ilha, proporcionando um ambiente adequado que tende a apresentar grupos pequenos e de estrutura semelhantes, sendo esta provavelmente a estratégia de manutenção da espécie pára esta área.

4.4 Distribuição dos grupos

Não só os parâmetros populacionais como estimativas de densidade e distribuição das classes etárias são importantes no estudo de uma população, mas também a distribuição desta na área demonstrando a adaptação da espécie ao ambiente estudado, ajudando a tentar entender os parâmetros que se atribuem à presença do bugio e seu padrão de utilização da área.

Mesmo que Jardim (2005) tenha estudado grupos de bugio em área de restinga, durante todo o período do estudo no PEIC, não houve observação e nem relato de moradores locais, monitores ambientais, funcionários do PEIC e outros pesquisadores, de bugios utilizando a vegetação de restinga. Há alguns anos atrás, um macho adulto ficou aproximadamente duas semanas utilizando um morro de vegetação de planície, que se encontra atrás do prédio da administração, no núcleo Perequê (ver figura 2) do PEIC (funcionários do PEIC, com. pess.). Portanto, a vegetação de restinga parece não estar sendo utilizada como área de vida pelos bugios, mas pode servir de ponte para outras localidades de Mata Atlântica.

O gênero *Alouatta* é principalmente arborícola, utilizando todos os níveis da floresta, mas mais freqüentemente o dossel superior e emergente (Crockett e Eisenberg, 1987; Neville *et al*., 1988). O maior problema encontrado por Fedigan e Jack (2001) da ocupação dos bugios nas florestas neotropicais secas foi o tamanho das árvores, ao passo que Rudran e Fernandez-Duque (2003) atribuem à regeneração do habitat um dos motivos do aumento populacional de *A. seniculus*. Silva Jr. (1981) observou a utilização de mata secundária pelo bugio ruivo, observando que eles utilizam árvores mais altas as quais não foram derrubadas no desflorestamento inicial. Assim, os possíveis parâmetros associados à

presença dos bugios em uma área são muito variáveis, não permitindo prever um padrão de utilização. A vegetação de restinga do PEIC alcança 10-15 metros de altura, podendo na área de transição com a planície apresentar árvores emergentes de até 20 metros (Barros *et al.*, 1991). Sendo que no PEIC os bugios foram observados usando exclusivamente os estratos de 15 a 25 metros, a altura das árvores da restinga pode estar sendo um dos fatores restritivos ao uso dos bugios.

Na Ilha do Cardoso, aparentemente, os bugios estão utilizando todas as áreas que apresentam habitat favorável a eles. Foram considerados habitats favoráveis, a cobertura considerada Mata Atlântica (planície e encosta) excluindo as áreas em regeneração a menos de 50 anos. Milton (1980) sugere que os bugios apresentam uma estratégia de vida conservadora de energia, sendo viajantes mínimos, em decorrência da parte folívora de sua dieta, que é pobre energeticamente (*apud* Crockett e Eisenberg, 1987). Os bugios respondem a dispersão espacial e temporal de fontes de alimentos (principalmente frutos) através da movimentação de distâncias variadas, para encontrar o indivíduo de uma espécie freqüentemente utilizada durante o ano (Estrada e Coates-Estrada, 1986; Limeira, 2000; Lunardelli, 2000). Coelho (2005) ao estudar as hemiepífitas do PEIC, encontrou uma maior densidade de figueiras hemiepífitas na planície do que na encosta. Como o gênero *Ficus* é um dos itens alimentares mais consumidos pelos bugios (Nagy e Milton, 1979; Chitolina e Sander, 1981; Estrada e Coates-Estrada, 1986; Lunardelli, 2000; Bicca-Marques, 2003) esperar-se-ia que a planície suportaria uma maior abundância de bugios resultando em um maior número de encontros com grupos durante o trabalho. Como isto não foi observado, é possível que não haja necessidade energética relacionada a *Ficus* spp. influenciando em uma maior utilização de uma fitofisionomia (planície ou encosta), isto pode estar ocorrendo por o *Ficus* spp. nesta área não ser um dos alimentos principais na dieta dos grupos ou ainda decorrente da baixa densidade a capacidade suporte da planície não ter sido atingida.

Outra localidade é a trilha E (Espigão) a qual encontra-se dentro da área de utilização dos bugios, mas que devido ao corte raso para o uso como roça, impossibilitou o uso pelos grupos por um longo período de tempo e encontra-se em regeneração nos últimos 45 anos (Zilda Cardoso, com. pess.). Nesta área, ainda não é possível encontrar árvores de grande porte e durante todo o trabalho não houve a visualização de bugios, mas somente indícios de utilização recente como o cheiro de fezes frescas (obs. pess.). Provavelmente, a

área esta sendo utilizada, mas não como área de vida central. Esta hipótese é corroborada pela presença de Leguminosae na área que em algumas localidades é, junto às figueiras, um dos recursos alimentares mais utilizados pela espécie (Crockett, 1985 *apud* Horwich, 1998; Lunardelli, 2000; Bicca-Marques, 2003). Assim, há indícios de recolonização destas áreas pelos bugios, proporcionando no futuro recursos para um possível aumento da área de vida dos grupos mais próximos ou para formação de novos grupos, podendo haver um aumento da população do PEIC sem necessariamente influenciar na densidade.

Assim, a população de bugios do PEIC apresenta uma composição de grupo indicando uma estabilidade na população, com baixa natalidade e alta sobrevivência mantendo a reposição natural de indivíduos em uma população aparentemente fora de situação de estresse. A baixa densidade encontrada é compatível com o encontrado em outras localidades de área grande e protegida, levando a pensar que altas densidades provavelmente não demonstram populações saudáveis e bem estruturadas como existe uma tendência a se acreditar.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aguiar, L. M., Reis, N. R., Ludwig, G. e Rocha, V. J. 2003. Dieta, área de vida, vocalizações e estimativas populacionais de *Alouatta guariba* em um remanescente florestal no norte do Estado do Paraná. **Neotropical Primates 11**(2): 78-86 p.

Almeida, A. P. 1946. Memória histórica da Ilha do Cardoso. **Revista do Arquivo Municipal 111**:19-52 p.

Barros, F., Melo, M. M. R. F., Chiea, S. A. C., Kirizawa, M., Wanderley, M. G. L. e Jung-Mendaçolli, S. L. 1991. **Flora fanerogâmica da Ilha do Cardoso: caracterização geral da vegetação e listagem das espécies ocorrentes.** Volume 1. Editora Hucitec. São Paulo: Instituto de Botânica.

Bicca-Marques, J. C. 2003. How do howler monkeys cope with habitat fragmentation? In: Marsh, L K. (ed.). **Primates in fragments: Ecology and conservation**. Kluwer academic/Plenum Publishers. New York. 283-303 p.

Brockelman, W. Y. e Ali, R. 1987. Methods for surveying and sampling forest primate populations. In: Marsh, C. e Mittermeier, R. (eds.). **Primate Conservation in the Rain Forest.** Alan R. Liss. Nova Iorque. 23-62 p.

Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P. e Laake, J. L. 1993. **Distance sampling. Estimating abundance of biological populations.** Champman e Hall. London. 441p.

Buss, G. 2001. Estudo da densidade populacional do bugio-ruivo *Alouatta guariba clamitans* (Cabrera, 1940) (Primates, Atelidae) nas formações florestais do morro do campista, Parque Estadual Itapuã, Viamão, RS. Dissertação de Mestrado. **Universidade Federal do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, RS. 68 p.

Chapman, C. A. e Balcomb, S. R. 1998. Population charascteristics of howlers: ecological conditions or group history. **International Journal of Primatology 19**(3): 385-403 p.

Chiarello, A. G. 1992. Dieta, padrão de atividades e área de vida de um grupo de bugios (alouatta fusca) na Reserva de santa Genebra, Campinas, SP. Dissertação de Mestrado. **Universidade Estadual de Campinas**, Instituto de Biologia. Campinas, SP. 80 p.

Chiarello, A. G. 2000. Density and population size of mammals in remnants of brazilian Atlantic forest. **Conservation biology 14**(6): 1649-1647 p.

Chiarello, A. G. 2003. Primates of the Atlantic Forest: the influence of forest fragmentation in survival. In: Marsh, L K. (ed.). **Primates in fragments: Ecology and conservation**. Kluwer academic/Plenum Publishers. New York. 99-118 p.

Chiarello, A. G. e Galetti, M. 1994. Conservation of the brown howler monkey in south-east Brazil. **Oryx 28**: 37-42 p.

Chiarello, A. G. e Melo, F. R. 2001. Primate population densities and sizes in Atlantic forest remnants of northern Espirito Santo, Brazil. **International Journal of Primatology 22**(3): 379-396 p.

Chitolina, O. L. e Sander, M. 1981.Contribuição ao conhecimento da alimentação de *Alouatta guariba clamitans* CABRERA, 1940 em habitat natural no Rio Grande do Sul (Cebidae, Alouattinae). **Iheringia 59**: 37-44 p.

Coelho, L. F. M. 2005. Ecologia de hemiepífitas estranguladoras no Parque Estadual da Ilha do Cardoso. Dissertação de mestrado. **Universidade de São Paulo,** Campus Rio Claro. Rio Claro, SP. 82 p.

Collias, N. e Southwick, C. 1952. A filed study of population density and social organization in howling monkeys. **Proceedings of the American philosophical society 96**(2): 143-156 p.

Conselho Estadual Do Meio Ambiente (CONSEMA). 2001. **Plano de manejo do Parque Estadual Ilha do Cardoso, fase 2.** Cananéia, SP. 60 p.

Consenza, B. A. P. e Melo, F. R. 1998. Primates of the Serra do Brigadeiro State Park, Minas Gerais, Brazil. **Neotropical Primates 6**(1): 18-20 p.

Crockett, C. M. 1998. Conservation biology of the genus *Alouatta*. **International Journal of Primatology 19**(3): 549-578 p.

Crockett, C. M. e Eisenberg, J. F. 1987. Howlers: variation in group size and demography. In: Smuts, B. B., Cheney, D. L., Seyfarth, R. M., Wrangham, R. W. e Struhsaker, T. T. (eds.).**Primates Societies**. The University of Chicago Press. Chicago, USA. 54-68 p.

Cullen Jr., L, Bodmer, E. R. e Valladares-Padua, C. 2001. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, São Paulo, Brazil. **Oryx 35**(2): 137-144 p.

Cullen Jr., L e Rudran, R. 2003. Transectos lineares na estimativa de densidade de mamíferos e aves de médio e grande porte. In: Cullen Jr., L , Rudran, R e Valladares-Padua, C. (orgs.) **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre.** Editora da UFPR. Curitiba, PR. 169-179 p.

Cullen Jr, L. e Valladares-Padua, C. 1997. Métodos para estudos de ecologia, manejo e conservação de primatas na Natureza. In: Valladares-Padua, C., Bodmer, R. E. e Culler Jr, L. (eds.) **Manejo e Conservação de vida silvestre no Brasil.** Sociedade Civil Mamirauá - CNPq. Brasília, DF. 239-269 p.

Di Bitetti, M. S., Placci, G., Brown, A. D. e Rode, D. I. 1994. Conservation and population status of the brown howling monkey (*Alouatta fusca clamitans*) in Argentina. **Neotropical Primates 2**(4): 1-4 p.

Eisenberg, J. F., Muckenhirn, N. A. e Rudran, R. 1972. The relation between ecology and social structure in primates. **Science 4037**(176): 863-874 p.

ESRI - Enviromental Systems Research Institute, INC. 1998. **Arc View GIS Version 3.1** .

Estrada, A. e Coates-Estrada, R. 1986. Frugivory by howling monkeys (*Alouatta palliata*) at Los Tuxtlas, Mexico: dispersal and fate of seeds. In: Estrada, A. e Fleming, T. H. (eds.). **Frugivores and seed dispersal**. Capítulo 8. Dr. W. Junk Publishers. 93-104 p.

Fedigan, L. M. e Jack, K. 2001. Neotropical primates in a regeneration Costa Rica dry forest: ac omparison of howler and capuchin population patterns. **International Journal of Primatology 22**(5): 689-713 p.

Ferrari, S. F. 2002. Multiple Transects or Multiple walks? A response to Magnusson (2001). **Neotropical Primates 10**(3):131-132 p.

Filla, G. F. 2004. Estimativa da densidade populacional e estrutura de agrupamento do Boto-cinza *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) na baía de Guaratuba e na porção norte do complexo estuarino da Baía de Paranaguá, PR. Dissertação de Mestrado **Universidade Federal do Paraná**. Curitba, PR. 67 p.

Funari, F. L., Struffaldi-De Vuono, Y. e Salum, S. T. 1987. Balanço hídrico de duas áreas de Mata Atlântica: Reserva Biológica de Paranapiacaba e Parque Estadual da Ilha do Cardoso (Estado de São Paulo). *In:* M. F. A. Pereira e M. A. S. Massei (eds.) **Anais do VI Congresso da Sociedade Botânica de São Paulo**. Campinas, SP. 95-101 p.

González-Sólis, J. e Guix, J.C. 2002. Considerations on distance sampling methods applied to rainforest habitats. *In*: E. Mateos, J.C., Guix,A.S. e Pisciotta, K. (eds). **Censuses of vertebrates in a Brazilian Atlantic rainforest area: the Paranapiacaba fragment.** Universidad de Barcelona. Barcelona. 59-65 p.

González-Sólis, J., Guix, J. C., Mateos, E. e Llorens, L. 2001. Population density of primates in a large fragment of the Brazilian Atlantic rainforest. **Biodiversity and Conservation 10:** 1267-1282 p.

Green, K. M. 1978. Primate Censusing in Northern Colombia: a comparison of two techniques. **Primates 19**(3):537-550 p.

Gregorin, R. 2006. Taxonomia e variação geográfica das espécies do gênero *Alouatta* Lacépède (Primates, Atelidae) no Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia 23**(1): 64-144 p.

Horwich, R. H. 1998. Effective solutions for howler conservation. **International Journal of Primatology 19**(3):579-598 p.

Jardim, M.M.A. 2005. Ecologia populacional de Bugios-Ruivos (*Alouatta guariba*) nos Municípios de Porto Alegre e Viamão, RS, Brasil. Tese de Doutorado, **Universidade Estadual de Campinas**. Campinas, SP. 114 p.

Kappeler, P. M. , Pereira, M. E. e Van Schaik, C. P.2003. Primate life histories and sociecology. *In*: Kappeler, P. M. e Pereira, M. E. (eds.) **Primate life histories and sociecology.** The University of Chicago Press. Chicago. 1-24 p.

Kinzey, W. G. 1982. Distribution of primates and forest refuges. *In:* Prance, G. T. (ed.) **Biological diversification in the Tropics**. Columbia University Press. New York. 455-482 p.

Krebs, C. J. 1989**. Ecological Methodology**. Harper e Row publishers. New York.

Limeira, V. L. A. 2000. Uso do espaço por um grupo de *Alouatta fusca clamitans* em um fragmento degradado de Floresta Atlântica. *In:* Alonso, C. e Langguth, A. (eds.). **A Primatologia no Brasil 7**. SBPr e Editora Universitária. João Pessoa, PB. 181-196 p.

Lunardelli, M.C. 2000. Padrões de atividade e efeitos de compostos fenólicos na ecologia alimentar de um grupo de bugios-ruivos (*Alouatta fusca*) no sudeste brasileiro. Dissertação de mestrado, **Universidade de São Paulo.** São Paulo. 70 p.

Magnusson,W. 2001. Standard errors of survey estimates: What do they mean? **Neotropical Primates 9**(2): 53-54 p.

Marsh, L. K., Chapman, C. A., Norconk, M. A., Ferrari, S. F., Gilbert, K. A., Bicca-Marques, J. C. e Wallis, J. 2003. Fragmentation: specter of the future or the spirit of conservation? In: Marsh, L K. (ed.). **Primates in fragments: Ecology and conservation**. Kluwer academic/Plenum Publishers. New York. 381-398 p.

Martins, M. M. 2005. Density of primates in four semi-deciduous Forest fragments of São Paulo, Brazil. **Biodiversity and Conservation 14**:2321-2329 p.

Mateos, E. 2002. Global analysis of distance sampling counts results: effects of enviromental and methodologycal variables. *In*: E. Mateos, J.C., Guix, A.S. e Pisciotta, K. (eds). **Censuses of vertebrates in a Brazilian Atlantic rainforest area: the Paranapiacaba fragment.** Universidad de Barcelona. Barcelona. 127-138 p.

Melo, M. M. R. F. e Montovani, W. 1994. Composição florística e estrutura de trecho de mata atlântica de encosta, na ilha do Cardoso (Cananéia, SP, Brasil). **Boletim do Instituto de Botânica 9:** 107-158 p.

Mendes, S. L. 1989. Estudo ecológico de *Alouatta fusca* (Primates: Cebidae) na Estação Biológica de Caratinga, MG. **Revista Nordestina de Biologia 6**(2): 71-104 p.

Ministério do Meio Ambiente (MMA); Secretaria de Biodiversidade e Florestas (SBF). 2000. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos.** Conservation International do Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo e Instituto de Florestas-MG. Brasília, DF.

Ministério do Meio Ambiente (MMA) e Secretaria de Biodiversidade e Florestas. 2002. **Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros.** Brasília, DF.

Miranda, J. M. D. 2004. Ecologia e conservação de *Alouatta guariba clamitans* CABRERA, 1940 em floresta ombrófila mista no Estado do Paraná, Brasil. Dissertação de Mestrado. **Universidade Federal do Paraná.** Curitiba, PR. 95 p.

Miranda, J. M. D. e Passos, F. C. 2005. Composição e dinâmica de grupos de *Alouatta guariba clamitans* Cabrera (Primates, Atelidae) em floresta ombrófila mista no Estado do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia 22**(1): 99-106 p.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B. e Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature 403**: 853-858 p.

Nagy, K. A. e Milton, K. 1979. Aspects of dietary quality, nutrient assimilation and water balance in wild howler monkeys (*Alouatta palliata*). **Oecologia 39:** 249-258 p.

Nakano-Oliveira, E. 2006. Ecologia e Conservação de mamíferos carnívoros de Mata Atlântica na região do complexo estuarino lagunar de Cananéia, Estado de São Paulo. Tese de Doutorado. **Universidade Estadual de Campinas**. Campinas, SP. 217 p.

National Research council (NRC), Subcommittee on Conservation of Natural Populations, Committee on Nonhuman Primates. 1981. **Techniques for the Study of Primate Population Ecology.** National Academy Press. Washington, D.C.

Neville, M. N., Glander, K. E., Braza, F. e Rylands, A. B. 1988. The Howling Monkeys, genus *Alouatta*. In: Mittermeier, R. A., Rylands, A. B., Coimbra-Filho, A. F. e Fonseca, G. A. B. (orgs.). **Ecology and Behavior of neotropical primates**. Volume 2. World Wildlife Fund. Washington, D. C. 349- 453 p.

Odum, E. P. 2001. **Fundamentos em ecologia.** 6ª edição. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa.

Peres, C. A. 1997. Effects of habitat quality and hunting pressure on arboreal folivore densities in neotropical forests: a case study of howler monkeys (*Alouatta spp*.).**Folia Primatologica 68**: 199-222 p.

Peres, C. A. 1999. Guidelines for standardizing line-transect surveys of tropical forest primates. **Neotropical Primates 7**(1): 11-16 p.

Perez, D. M. 1997. Estudo ecológico do Bugio-ruivo em uma floresta com araucária do sul do Brasil. (*Alouatta fusca*, Ihering, 1914 – Primates, Atelidae). Dissertação de Mestrado. **Universidade de São Paulo**, Instituto de Biociências. São Paulo, SP. 90 p.

Pfeifer, R. M. 1981-82. Levantamento semidetalhado dos solos do Parque Estadual da Ilha do Cardoso - SP. **Silvicultura em São Paulo 15/16**:91-115 p.

Pinto, L.P.S., Costa, C.M.R., Strier, K.B. e Fonseca, G.A.B. 1993. Habitat, density and group size of primates in a brazilian tropical Forest. **Folia primatologica 61**: 135-143 p.

Printes, R. C., Liesenfeld, M. V. A. E Jerusalinsky, L. 2001. *Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940: a new southern limit for the species and for Neotropical primates. **Neotropical Primates 9**(3): 118-121 p.

Rudran, R. e Fernandez-Duque, E. 2003. Demographic changes over thirty years in red howler population in Venezuela. **International Journal of Primatology 24**(5): 925-947 p.

Rylands, A. B., Fonseca, G. A. B., Leite, Y. L. R. E Mitteremeier, R. A. 1996. Primates of the Atlantic Forest: origin, distributions, endemism e communities. In: Norconk, M. A., Rosenberg, A. L. e Garber, P. A. (eds.) **Adaptive Radiations of Neotropical Primates.** Plenum Press. New York. 21-51 p.

Rylands, A. B., Schneider, H., Languth, A., Mittermeier, R. A., Groves, C. P. e Rodríguez-Luna, E. 2000. An assessment of the diversity of new world primates. **Neotropical primates 8**(2): 1-93 p.

Sampaio, D., Souza, V. C., Oliveira, A. A., Paula-Souza, J. e Rodrigues, R. R. 2005. **Árvores da Restinga: guia de identificação**. Editora Neotropica. São Paulo, SP. 277 p.

São Bernardo, C. S. 2004. Abundância, densidade e tamanho populacional de aves e mamíferos cinegéticos no Parque Estadual Ilha do Cardoso, SP, Brasil. Dissertação de Mestrado, **Universidade de São Paulo,** Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Piracicaba, SP. 156 p.

Silva Jr., E. C. 1981. A preliminary survey of brown howler monkeys at the Cantareira Reserve. **Revista Brasileira de Biologia 41**(4): 897-909 p.

SNUC – **Sistema Nacional de Unidades de Conservação**. 2000. Lei N ° 9.985, de julho de 2000.

Steinmetz, S. 2001. Densidade e conservação do bugio (*Alouatta fusca*) no Parque Estadual Intervales. **Neotropical Primates 9**(2): 69-73 p.

Torres de Assumpção, C. 1983. An ecological study of the primates of Southeastern Brazil, with a reappraisal of *Cebus apella* races. Tese de doutorado. **University of Edinburgh**. Edinburgh, Scotland. 388 p.

Wilson, D. E., Cole, F. R., Nichols, J. D., Rudran, R. e Foster, M. S. 1996. **Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Mammals.** Smithsonian Institution Press. Washington and London. 405 p.

Livros Grátis

(http://www.livrosgratis.com.br)

Milhares de Livros para Download:

Baixar livros de Administração
Baixar livros de Agronomia
Baixar livros de Arquitetura
Baixar livros de Artes
Baixar livros de Astronomia
Baixar livros de Biologia Geral
Baixar livros de Ciência da Computação
Baixar livros de Ciência da Informação
Baixar livros de Ciência Política
Baixar livros de Ciências da Saúde
Baixar livros de Comunicação
Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE
Baixar livros de Defesa civil
Baixar livros de Direito
Baixar livros de Direitos humanos
Baixar livros de Economia
Baixar livros de Economia Doméstica
Baixar livros de Educação
Baixar livros de Educação - Trânsito
Baixar livros de Educação Física
Baixar livros de Engenharia Aeroespacial
Baixar livros de Farmácia
Baixar livros de Filosofia
Baixar livros de Física
Baixar livros de Geociências
Baixar livros de Geografia
Baixar livros de História
Baixar livros de Línguas

Baixar livros de Literatura
Baixar livros de Literatura de Cordel
Baixar livros de Literatura Infantil
Baixar livros de Matemática
Baixar livros de Medicina
Baixar livros de Medicina Veterinária
Baixar livros de Meio Ambiente
Baixar livros de Meteorologia
Baixar Monografias e TCC
Baixar livros Multidisciplinar
Baixar livros de Música
Baixar livros de Psicologia
Baixar livros de Química
Baixar livros de Saúde Coletiva
Baixar livros de Serviço Social
Baixar livros de Sociologia
Baixar livros de Teologia
Baixar livros de Trabalho
Baixar livros de Turismo