

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Márcia Maria de Assis Jardim

**Ecologia Populacional de Bugios-Ruivos (*Alouatta guariba*) nos
Municípios de Porto Alegre e Viamão, RS, Brasil.**

Tese apresentada ao Instituto de Biologia para
obtenção do título de doutor em Ecologia

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Eleonore Zулnara Freire Setz

Campinas, 2005

DATA DE DEFESA: 02/03/2005

COMISSÃO EXAMINADORA:

Prof^a. Dr^a. Eleonore Zulnara Freire Setz (Orientadora)

Prof. Dr. Adriano Garcia Chiarello

Prof. Dr. Antônio Rossano Mendes Pontes

Prof^a. Dr^a. Cristiana Saddy Martins

Prof. Dr. Fernando de Camargo Passos

Prof. Dr. João Vasconcelos Netto

Prof. Dr. Luiz Octávio Marcondes Machado

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora Eleonore Z.F. Setz pelo incentivo, carinho, amizade e apoio em todas as etapas deste trabalho.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela bolsa concedida e apoio financeiro para execução do projeto.

Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Departamento de Zoologia da UNICAMP pela oportunidade e apoio logístico ao longo do curso.

Aos colegas e amigos do Programa Macacos Urbanos- PMU, companheiros de luta para preservação do bugio-ruivo em Porto Alegre, pela convivência, aprendizagem, discussões metodológicas e filosóficas, que me ensinaram entre muitas coisas que só é possível trabalhar com conservação de forma integrada e motivadora de "multiplicadores" e "recicladores" de idéias e ânimos para um objetivo comum. A todos muito obrigado, em especial ao Gerson Buss, que considero o grande idealizador deste Programa. Sou grata à Helena Romanowski, nossa orientadora, pela visão diferenciada de como a Universidade pode e deve atuar no Manejo e Conservação. Aos demais colegas e amigos que fazem ou fizeram parte do PMU, por todas as importantes contribuições e ajuda em campo ao longo deste período: Rodrigo C. Printes, Marcos de Souza Fialho, Sidnei Dornelles, Fernando Brutto, Marco Perotto, Leandro Jerusalinski, Marcus Liesenfield, Adriano Becker, Elisa G.Oliveira, Micaela Sanmarco, Mariana F. Correia, Fernanda Paim, Shaula, Laís, André Alonso, Gustavo Reich, Juliane Hallal e Luísa Lokschin.

Aos meus auxiliares de campo, sem os quais seria muito difícil este trabalho, em especial ao Vili Saldanha que participou das primeiras saídas sem logística alguma. Sou grata, ainda, a Igor Pfeifer, Alessandra Marins, Andreia Lambert e aos soldados do Batalhão Ambiental.

Aos colegas Marcos S. Fialho, Elisa G.Oliveira, Renata Azevedo e Flávia Koch pelas informações sobre os grupos de bugios obtidas em suas respectivas pesquisas.

À equipe de geoprocessamento da FZB/RS, Arlete Pasqualetto, Ricardo Aranha, Antônio e em especial ao Rodrigo Balbuena e Eduardo da Silva Pinheiro pelo inestimável auxílio no georeferenciamento dos pontos e elaboração dos mapas. A equipe do Centro de Recursos Idrisi da Ecologia da UFRGS, Henrick Hasenack, Eliseu Santos, José Cordeiro e Gustavo Irgang pela auxílio na elaboração do projeto.

Aos colegas Fernando Becker, Glayson e Cinara Bencke pela amizade e comentários técnicos sobre vários aspectos abordados na Tese.

À Fabíola Munari Resende pela amizade, carinho e incentivo.

Aos colegas do Setor de Zoologia do Parque Zoológico da FZB/RS, Marcelo Link, Paulo Grübber, Luis Carlos Leite, Geovani Brandão e Márcia Weber pelo apoio recebido.

À Viviane Ferro, Andreia Lamberts, Suzana Kalil, Alice e Leandro pela hospedagem e acolhida sempre tão carinhosa em Campinas e São Paulo.

Aos colegas do laboratório da Eleonore, em especial à Denise Gaspar, Cristiana Saddy Martins e Líliam Pinto pela amizade, convívio e reflexões sobre aspectos relativos ao tema da Tese e conservação em fragmentos florestais.

Aos professores que fizeram parte da pré banca: Júlio César Bicca-Marques, Adriano Chiarello e Fernando Passos pelos valiosos comentários, sugestões e críticas que possibilitaram o aperfeiçoamento e enriquecimento deste trabalho.

À Divisão de Unidade de Conservação (DUC) do Departamento de Florestas e áreas Protegidas (DEFAP/SEMA) pela autorização para a realização desta pesquisa e aos funcionários do Parque de Itapua, por serem extremamente prestativos e solícitos; em especial a Jane Vasconcelos, Eliseu e esposa, seu Jairo e Antônio.

Ao casal Vera e Waldyr Maggi, proprietários do Recanto do Lago, área da mata de restinga no Lami, por todo o apoio, carinho e confiança que depositaram em mim e neste trabalho. Aos demais proprietários e caseiros das áreas adjacentes que facilitaram nosso acesso a esta área de estudo.

À Denise Brutto por apoiar a pesquisa científica e sua ajuda inestimável na logística deste trabalho facilitando nossa estadia durante os extensos períodos de campo no Morro da Extrema. Ao caseiro do sítio, Daril, por ser sempre tão prestativo.

À minha família, especialmente meus pais, por todo o apoio que me deram ao longo de toda a minha vida.

Ao Clebes Brum Pinheiro por seu amor e companheirismo em todos os momentos deste trabalho.

Em especial ao meu filho Júlio por iluminar minha vida e meu coração.

Dedico a tese ao esforço de inúmeros proprietários particulares em manter remanescentes de ambientes naturais motivados pela simplicidade do amor à natureza.

RESUMO

Parâmetros populacionais são importantes indicadores de como as populações estão superando condições desfavoráveis e quais as suas perspectivas de sobrevivência a longo prazo. No período de dezembro de 1999 a dezembro de 2001, nós acompanhamos bimestralmente 10 grupos de bugios ruivos (*Alouatta guariba clamitans*) residentes em três fragmentos florestais nos municípios de Porto Alegre e Viamão, RS. Foram realizadas 13 expedições nas quais foram registrados os seguintes dados: data, horário, local e composição social de cada grupo. O intervalo médio entre os monitoramentos foi de 50,2 dias, totalizando 149 dias de campo e 219 encontros com grupos de bugios. O tamanho médio dos grupos foi de 8,2 indivíduos, sendo 1,3 machos adultos; 2,6 fêmeas adultas; 0,3 machos subadultos; 0,8 juvenis II; 2,3 juvenis I; 0,6 infantes II e 0,4 infantes I. Todos os grupos apresentaram alterações na composição social ao longo dos dois anos. Foram registrados 31 nascimentos, sendo a taxa anual de natalidade de 0,6 por fêmea adulta. O intervalo médio entre os nascimentos foi estimado em 14,7 meses. No decorrer do período, foram observados 16 casos de desaparecimentos (emigrações e/ou mortes) e uma imigração de uma fêmea adulta. Para enriquecimento da análise foram considerados mais cinco casos de desaparecimentos ocorridos em 1999 nos grupos de estudo, observados no período piloto e através de relatos de outros pesquisadores. Ao longo dos dois anos de monitoramento, o tamanho médio de área de vida estimado para os dez grupos foi de 4,4 ha pelo método do polígono mínimo convexo e 4,2 ha pelo método de esquadramento (25x25m). A área de uso individual variou entre 0,2 a 1,1; com média de 0,5 ha por indivíduo. A sobreposição de áreas de uso variou de 0 a 39%. A densidade populacional e o tamanho de fragmentos foram os fatores mais determinantes no tamanho da área de uso e parecem ser melhores previsores para a espécie como um todo. Os resultados demonstraram um tamanho de grupo médio superior ao encontrado na literatura, altas taxas reprodutivas e variações relevantes na composição social dos grupos, indicando uma situação de crescimento populacional e dinâmica dos grupos intensa. A sobrevivência destas populações a longo prazo, no entanto, é incerta, devido à alta pressão de ocupação urbana e conseqüente fragmentação do hábitat, dificultando a dispersão efetiva dos indivíduos e aumentando as chances de depressão por endocruzamento.

ABSTRACT

Population parameters are important indicators of how populations are overcoming unfavourable conditions and of their perspectives of long term survival. Ten groups of brown howler monkeys (*Alouatta guariba clamitans*) living in three forest fragments around the cities of Porto Alegre and Viamão, RS, were followed bimonthly from December 1999 to December 2001. Thirteen expeditions were carried out and the following information was registered: date, time, location, and social composition of each group. The average interval between the expeditions was 50.2 days, with a total of 142 days on site and 214 encounters with groups of howler monkeys. The groups had an average size of 8.2 individuals, 1.3 adult males; 2.6 adult females; 0.3 subadult males; 0.8 juveniles II; 2.3 juveniles I; 0.6 infants II and 0.4 infants I. All groups presented alterations in social composition during the two-year period. Thirty-one births were registered, with an annual birth rate of 0.6 per adult female. The average interval between births was estimated in 14.7 months. Sixteen disappearances cases (emigrations and/or deaths) and the immigration of one adult female were observed during this period. Five additional disappearances cases within the study groups were considered in order to enhance the analysis. They all occurred in 1999 and were observed during the pilot period or reported by other researchers. The estimated average home range of all ten groups during the two-year monitoring was 4.4 ha using the minimum convex polygon method, and 4.2 ha using the grid method (25x25m). The area of individual use varied between 0.2 and 1.1, with an average of 0.5 ha per individual. The overlap of home range varied between 0 and 39%. Population density and size of fragments were the most important factors determining the size of use area and seem to be better predictors for the species as a whole. The results demonstrated an average group size superior to that found in literature, high reproductive rates and relevant variations in the social composition of groups, indicating population increase and intense group dynamics. However, the long term survival of these populations is uncertain due to the high pressure of urban occupation and the consequent fragmentation of their habitat, making the effective dispersal of individuals more difficult, and increasing the chances of depression by inbreeding.

SUMÁRIO

	Pág
AGRADECIMENTOS.....	iii
RESUMO	v
ABSTRACT	vi
SUMÁRIO	vii
LISTA DE TABELAS E FIGURAS	ix
I INTRODUÇÃO.....	01
Introdução Geral	01
O gênero <i>Alouatta</i> (Lacépède, 1799)	04
A espécie <i>Alouatta guariba</i> (Humboldt, 1812).....	10
II CAPÍTULO 1	
CARACTERÍSTICAS POPULACIONAIS DE BUGIO-RUIVO (<i>ALOUATTA GUARIBA</i> <i>CLAMITANS</i>) NO SUL DO BRASIL	
Introdução.....	12
Material e Métodos	
Localização e caracterização das áreas de estudo.....	14
Seleção e acompanhamento dos grupos de estudo.....	19
Resultados	
Composição dos grupos e estrutura populacional.....	21
Análise temporal na composição dos grupos.....	21
Imaturos x Adultos (IAR) e Imaturos x fêmeas adultas (IFR).....	29
Comparação entre as áreas de estudo.....	31
Discussão	32
III CAPÍTULO 2	
COMPORTAMENTO REPRODUTIVO DO BUGIO RUIVO (<i>ALOUATTA GUARIBA</i> <i>CLAMITANS</i>) NO SUL DO BRASIL	
Introdução.....	41
Material e Métodos.....	
Área de estudo.....	43
Monitoramento dos grupos.....	43
Coleta e análise dos parâmetros reprodutivos.....	44
Resultados	
Análise das taxas de nascimentos.....	47
Intervalo entre nascimentos.....	48
Desenvolvimento dos infantes.....	49
Observações de cópulas e tempo de gestação.....	50
Sazonalidade reprodutiva.....	52
Discussão.....	54

IV CAPÍTULO 3

DISPOSIÇÃO ESPACIAL E ÁREA DE VIDA DE GRUPOS DE *ALOUATTA GUARIBA* *CLAMITANS* NO SUL DO BRASIL

Introdução.....	59
Área de Estudo e Métodos	
Área de estudo.....	60
Monitoramento dos grupos.....	61
Disposição espacial e estimativa das áreas de uso.....	61
Resultados.....	63
Discussão.....	71
V CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES GERAIS PARA A CONSERVAÇÃO DO BUGIO-RUIVO NA REGIÃO.....	79
VI LITERATURA CITADA.....	83
VII ANEXOS.....	107

LISTA DE TABELAS E FIGURAS

CAPÍTULO 1: CARACTERÍSTICAS POPULACIONAIS DE BUGIO-RUIVO (*ALOUATTA GUARIBA CLAMITANS*) NO SUL DO BRASIL

Figura 1. Mapa com a localização das áreas de estudo.....	18
Tabela 1. Composição social dos grupos de bugios-ruiivos estudados no início e término do acompanhamento (dezembro de 1999 e dezembro 2001).....	22
Tabela 2. Comparação da composição e estrutura social dos dez grupos de bugios-ruiivos ao longo do período estudado.....	23
Figura 2. Número total de indivíduos ao longo do período estudado (dezembro de 1999 à dezembro de 2001).....	24
Figura 3. Número de indivíduos em cada um dos grupos de estudo de dezembro de 1999 a dezembro de 2001.....	24
Tabela 3. Variações ocorridas na composição social dos grupos estudados.....	27
Tabela 4. Eventos de Desaparecimentos (emigrações + mortes) considerando os dez grupos estudados de <i>Alouatta guariba</i>	29
Figura 4. Razão entre indivíduos imaturos e adultos (IAR) ao longo de dezembro de 1999 a dezembro de 2001 nas três áreas de estudo.....	30
Figura 5. Razão entre imaturos e fêmeas adultas (IFR) ao longo de dezembro de 1999 a dezembro de 2001 nas três áreas de estudo.....	30
Tabela 5. Eventos de Desaparecimentos (emigrações + mortes) descritos na literatura para <i>Alouatta guariba</i>	31
Tabela 6. Composição sexo-etária dos grupos em estudos realizados com a espécie <i>Alouatta guariba</i>	33
Tabela 7. Tamanho médio de grupo e estimativa de densidade populacional em diversos estudos realizados com a espécie <i>Alouatta guariba</i>	35

CAPÍTULO 2: COMPORTAMENTO REPRODUTIVO DO BUGIO RUIVO (*ALOUATTA GUARIBA CLAMITANS*) NO SUL DO BRASIL

Tabela 1. Número de nascimentos ocorridos no período de janeiro de 2000 a dezembro de 2001 em cada um dos grupos estudados.....	48
Tabela 2. Intervalo de nascimentos observados para as fêmeas de bugios-ruivos nos dez grupos estudados em Porto Alegre e Viamão, RS.	51
Figura 1. Distribuição mensal das proporções de nascimentos nos dez grupos estudados ao longo dos dois anos de estudo (n=31).....	53

CAPÍTULO 3: DISPOSIÇÃO ESPACIAL E ÁREA DE USO DE GRUPOS DE *ALOUATTA GUARIBA CLAMITANS* NO SUL DO BRASIL

Figura 1. Curva cumulativa do tamanho das áreas de uso estimadas (método mínimo polígono convexo) ao longo dos monitoramentos os grupos de bugios ruivos estudados no período de 2000 a 2001.....	66
Tabela 1. Estimativas de áreas de uso para os dez grupos de <i>Alouatta guariba</i> em Porto Alegre e Itapuã no período de 2000 e 2001.....	67
Figura 2. Disposição espacial das áreas de uso dos grupos de bugios-ruivos (<i>Alouatta guariba</i>) estudados no Morro da Extrema, Porto Alegre, RS.....	68
Figura 3. Disposição espacial das áreas de uso dos grupos de bugios-ruivos (<i>Alouatta guariba</i>) estudados na Mata de Restinga do Lami, Porto Alegre, RS.....	69
Figura 4. Disposição espacial das áreas de vida dos grupos de bugios-ruivos (<i>Alouatta guariba</i>) estudados no Parque Estadual de Itapuã, Viamão, RS.....	70
Tabela 2. Correlações entre tamanho de área de vida e variáveis ecológicas.....	71
Tabela 3. Estimativas de tamanho de área de vida, tamanho de grupo e densidade populacional em diversos estudos realizados com a espécie <i>Alouatta guariba</i>	81

INTRODUÇÃO GERAL

Nas últimas décadas, há uma tendência de maior concentração de pessoas em regiões metropolitanas em busca de maiores oportunidades de emprego e de acesso a infra-estruturas proporcionadas pelo desenvolvimento da região. Entretanto, o acelerado processo de crescimento nos centros urbanos tem sido realizado, em geral, de forma não planejada e, conseqüentemente, não levando em conta os aspectos ambientais e de preservação dos recursos naturais.

No Rio Grande do Sul, de cerca de 40% das áreas do estado cobertas por mata nativa originalmente restam em torno de 2%, sendo somente 0,24% da área total do estado contidos em unidades de conservação (Rio Grande do Sul, 1997). Como conseqüência da perda e fragmentação da mata nativa, a fauna associada encontra-se seriamente comprometida, ficando reduzida a locais de difícil acesso ou sítios de ocupação menos intensa.

A fragmentação dos habitats atualmente é um dos problemas mais sérios em termos de conservação ambiental não só pelos efeitos que ocasiona, mas principalmente pela rapidez do processo e dificuldade de ser revertido. Convém salientar que as dificuldades para a preservação das espécies em declínio tornam-se progressivamente maiores a medida que as populações diminuem e tornam-se mais isoladas, tendendo à irreversibilidade (Mendes, 1989).

As populações de bugios na zona sul de Porto Alegre e Itapuã habitam os fragmentos florestais de encosta dos morros e matas de restinga ao longo do Lago Guaíba. Alguns destes fragmentos ainda se encontram conectados pela presença de faixas estreitas de mata ciliar ou separados por pequenas distâncias, configurando uma estrutura de metapopulação na região.

Entende-se por metapopulação, a população geral de uma espécie distribuída em diferentes isolados (unidades demográficas) onde a migração entre as mesmas ocorra de tal forma que a dinâmica (extinção ou genética) de qualquer um dos isolados seja afetada pelos seus vizinhos (Ballou, 1990). Quanto mais próximos os isolados entre si, maior a probabilidade de recolonização por migrantes vindos de um isolado vizinho, em caso de extinção de sua população. No entanto, variações ambientais e catástrofes

naturais também aumentam as chances de extinção em unidades demográficas adjacentes. Portanto, estratégias de conservação devem levar em conta a distribuição espacial dos isolados considerando seus efeitos tanto nas possibilidades de recolonização como nos riscos de extinções correlacionadas (Ballou,1990).

A Região Sul do país apresenta singularidades na estrutura de seus ecossistemas devido às altas latitudes que influenciam nas condições climáticas e características da vegetação. Supõe-se que em regiões marginais de distribuição, as espécies apresentem adaptações e estratégias que possibilitem a sua presença em condições mais críticas e, por estarem sob maior pressão seletiva, sejam mais vulneráveis à extinção local que em áreas mais centrais de sua distribuição. O fato das populações do Rio Grande do Sul estarem situadas no limite austral de distribuição dos primatas neotropicais (Printes *et al.* 2001) provavelmente contribui para aumentar a pressão de extinção destas populações acentuando a importância de estudos demográficos, visto que tais dados são essenciais para o manejo de vida silvestre (Froehlich *et al.*, 1981). A necessidade de informações sobre a dinâmica populacional de bugios na região, especificamente em Itapuã, já foi mencionada há mais de vinte anos no plano piloto do Parque de Itapuã (Rio Grande do Sul, 1975), porém até hoje, não se realizou nenhum estudo neste sentido.

Os resultados aqui apresentados fazem parte de um conjunto de estudos que estão sendo desenvolvidos por um grupo de pesquisadores dentro de um programa mais amplo denominado “Programa Macacos Urbanos (PMU)”. O programa é desenvolvido pelo Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sob orientação da Prof^a. Dr^a. Helena Romanowski em convênio com a Prefeitura Municipal de Porto Alegre, através da Secretaria Municipal do Meio Ambiente (SMAM) e vinculado à organização não-governamental *InGa*- Instituto Gaúcho de Estudos Ambientais. Atua desde 1993 visando identificar a ocorrência e distribuição do bugio-ruivo no município de Porto Alegre, fornecer subsídios para a preservação e manejo das populações na região e levantar dados sobre a sua situação frente ao processo de expansão urbana em curso no município.

Com o decorrer das pesquisas de campo e o mapeamento das principais áreas de ocorrência, diversos problemas de degradação ambiental foram identificados:

desmatamento, caça, queimada e, principalmente, a urbanização desordenada em áreas naturais.

A realidade encontrada pelos pesquisadores evidenciou a necessidade da realização de estudos mais amplos e de iniciativas para conscientização sobre a importância da conservação do bugio-ruivo e de seus habitats. Com o propósito de suprir esta demanda, várias pesquisas foram desenvolvidas sobre o bugio-ruivo e suas interações com o ambiente (Buss *et al.*, 1996; Romanowski *et al.* 1998, Oliveira *et al.*, 1999; Liesenfeld, 1999, 2003; Jerusalinsky *et al.*, 2000; Fialho, 2000; Oliveira, 2000; Sammarco, 2000; Jerusalinsky, 2001; Buss, 2001; Printes *et al.* 2001; Alonso *et al.*, 2002; Alonso, 2004; Hallal *et al.*, 2004; Lokschin *et al.*, 2004). Além disso, foram realizadas também intervenções no planejamento de políticas públicas de desenvolvimento urbano (Buss *et al.*, 1999) e atividades de educação ambiental junto a comunidades humanas próximas aos habitats do bugio-ruivo (Romanowski *et al.* 1999; Sammarco *et al.*, 2001).

Algumas sugestões gerais para conservação da espécie foram feitas (BUSS *et al.*, 1997). No entanto, para a efetiva conservação das populações remanescentes e de seus habitats são necessárias políticas locais e estratégias de ações. Para tal, são fundamentais conhecimentos técnicos mais detalhados sobre as características dos bugios-ruivos e sobre as perspectivas de sobrevivência destas populações considerando o cenário atual da paisagem na região.

Este estudo foi realizado em dois fragmentos florestais no município de Porto Alegre e no Parque Estadual de Itapuã em Viamão, município vizinho. Dez grupos de bugios foram monitorados bimestralmente no período de dezembro de 1999 a dezembro de 2001. Os resultados foram divididos em três capítulos. O primeiro trata da estrutura, composição social e dinâmica dos grupos, considerando as variações ocorridas ao longo dos dois anos de estudo. No segundo, é abordado o comportamento reprodutivo com dados sobre a sazonalidade dos nascimentos, taxas reprodutivas de fêmeas e intervalo entre os nascimentos. No terceiro capítulo é realizada uma análise das áreas de vida dos grupos e a influência da densidade populacional e tamanho de fragmento no tamanho destas áreas. Por fim, com base nos resultados obtidos, são feitas reflexões e implicações para a conservação da espécie.

O GÊNERO *ALOUATTA* LACÉPÈDE, 1799

Os membros deste gênero estão entre os maiores primatas do Novo Mundo. Nos adultos, constata-se o dimorfismo sexual em tamanho e peso corporal em todas as espécies, e, nas espécies *A. guariba clamitans* e *A. caraya*, na coloração. Apresentam pêlos compridos sob a mandíbula, formando uma verdadeira barba, mais proeminente nos machos adultos. A cara é nua e fortemente pigmentada. A cauda é preênsil, móvel e dotada de cristas papilares na parte distal-inferior, funcionando como um quinto membro na locomoção (Neville *et al.*, 1988).

Uma das características mais marcantes dos *Alouatta* é o seu poderoso ronco. Tal fenômeno deriva da hipertrofia do osso hióide, principalmente nos machos, que funciona como uma câmara de ressonância ovalada, amplificando o som da vocalização. Os roncões são ouvidos com maior frequência no início da manhã, mas podem ser ouvidos a qualquer hora do dia e até mesmo à noite (Drubbel & Gautier, 1993; Jardim & Oliveira, 2002). A emissão de roncões por vários grupos ao amanhecer (coro matinal), anuncia as suas posições aos grupos vizinhos, servindo para manter o espaçamento entre os mesmos, evitando assim, confrontos durante o dia. Os confrontos, quando acontecem, geralmente resultam em emissões de roncões por ambos os grupos. Além de interações intra-específicas, a presença de predadores, humanos, aviões, chuvas, trovoadas e ventos fortes também têm sido considerados como fatores responsáveis por provocar estas vocalizações (Neville *et al.*, 1988). A alteração no hióide permite também uma variação vocal individual. Altmann (1959) identificou 20 vocalizações em diferentes contextos e classes sexo-etárias.

Algumas das características acima descritas são responsáveis pelas nomenclaturas populares do gênero. No Brasil são conhecidos como bugios nos estados do Sul, barbados nos estados do Sudeste e Centro-Oeste, e guaribas no Norte e Nordeste. Mais raramente são chamados roncadores. Em espanhol são chamados de "aulladores" e em inglês "howler monkeys" ou "howling monkeys" .

Recentemente, duas revisões taxonômicas foram publicadas considerando primatas neotropicais. Rylands *et al.* (2000), reconhecem nove espécies para o gênero: *A. palliata*, *A. pigra*, *A. coibensis*, *A. seniculus*, *A. sara*, *A. nigerrima*, *A. belzebul*, *A.*

caraya e *A. guariba*. Os autores listam 21 subespécies. Groves (2001) considera, além das espécies citadas acima, *A. macconnelli*, antiga subespécie de *A. seniculus*, como espécie plena. O autor, entretanto, não reconhece as subespécies de *A. palliatta*, *A. coibensis* e *A. belzebul*, listadas por Rylands *et al.* (2000). O gênero pertence à família Atelidae, juntamente com *Ateles*, *Lagothrix*, *Oreonax* (monotípico, anteriormente classificado como *Lagothrix*) e *Brachyteles*.

No Brasil ocorrem seis ou sete espécies conforme a classificação taxonômica adotada: *A. seniculus* na Amazônia, ao norte do baixo e médio Amazonas e em ambos os lados do Rio Solimões, *A. sara* na fronteira com a Bolívia, *A. nigerrima* no sul da Amazônia e sudeste do rio Madeira, *A. macconnelli* na foz do Rio Trombetas e oeste do Rio Madeira, *A. belzebul* apresentando uma distribuição disjunta: ao sul do rio Amazonas até o Maranhão, incluindo as ilhas de Marajó e Mexiana; e nordeste da Mata Atlântica, no Ceará, Paraíba e Alagoas; *A. caraya*, na região de cerrado do Planalto Central e matas ciliares do sul do Brasil e *A. guariba* na Mata Atlântica desde a Bahia até o Rio Grande do Sul (Hirsch *et al.*, 1991; Crockett, 1998; Rylands *et al.*, 2000; Groves, 2001).

A grande amplitude de distribuição geográfica do gênero, a maior dentre os primatas neotropicais, desde o Estado de Vera Cruz no México até os Estados de Corrientes na Argentina e Rio Grande do Sul no Brasil, é decorrente da ocupação de habitats de características tão distintas quanto florestas tropicais de terra firme, florestas inundadas, florestas decíduas, florestas de galeria, cerrado, floresta com Araucárias, florestas de altitude e, ainda, florestas secundárias e fragmentadas (Neville *et al.*, 1988; Bicca-Marques, 2003). Esta grande diversidade de habitats e a pouca sobreposição geográfica entre as espécies (Crockett, 1998) ressaltam a importância de vários estudos comparativos no gênero.

Desde o trabalho pioneiro de Carpenter (1934), sobre *A. palliata* na ilha de Barro Colorado, Panamá, o gênero vem sendo estudado para elucidação de diversas questões envolvendo demografia e estrutura populacional (p. ex., Collias & Southwick, 1952; Pope, 1966; Baldwin & Baldwin, 1972; Neville, 1972; Rudran, 1979; Froehlich *et al.*, 1981; Crockett, 1985), nutrição (p.ex., Milton, 1978, 1979, 1980; 1982, 1986; Nagy e Milton, 1979; Milton *et al.*, 1980; Glander, 1981; Braza *et al.*, 1983; Whitehead, 1986), reprodução (p.ex. Shoemaker, 1979; Glander, 1980; Braza *et al.*, 1981; Crockett &

Sekulic, 1982; Jones, 1985; Pope, 1990,1992) ecologia e comportamento (p.ex. Carpenter, 1934; Altmann, 1959; Bernstein, 1964; Chivers, 1969; Neville, 1972; Baldwin & Baldwin, 1972, 1976; Glander, 1992; Bolin, 1981, Braza *et al.*, 1981; Young, 1981, 1983; Sekulic, 1982; Clarke, 1983; Thorington *et al.*, 1984; Estrada & Coates-Estrada, 1984, 1991,1996; Rumiz *et al.*,1986; Mendes, 1989; Bonvicino, 1989; Bicca-Marques, 1991; Chiarello, 1992; Jardim, 1992, 1997; Cunha, 1994; Limeira, 1996; Marques, 1996, 2002, Pinto, 2002; Pinto & Setz, 2004).

Em decorrência destes esforços o gênero é considerado como o mais bem estudado dos primatas neotropicais (Mittermeier & Coimbra-Filho, 1977; Neville *et al.*, 1988). Todavia, a maior parte destes estudos concentram-se nas espécies *A. palliata* nas florestas da América central e *A. seniculus* na Venezuela.

Os estudos demonstram uma alta proporção de folhas na dieta, sendo este considerado o mais folívoro entre os primatas neotropicais (Carpenter, 1934; Eisenberg *et al.*, 1972; Jolly, 1985; Queiroz, 1995). No entanto, foi observado um consumo maior de frutos em períodos ou locais de maior disponibilidade deste recurso (Altmann, 1959; Hladik & Hladik, 1969; Milton, 1980; Bonvicino, 1989; Queiroz, 1995), o que indica que estes primatas são preferencialmente frugívoros quando frutos estão disponíveis. Em função disto, os bugios são melhor caracterizados como folívoro-frugívoros (Crockett & Eisenberg, 1987).

A dieta exclusivamente herbívora, com alto grau de folivoria, tem sido associada à alta porcentagem de tempo dedicado ao descanso (mais de 50%, durante o dia) (Glander, 1975; Smith, 1977; Nagy & Milton,1979; Milton *et al.*, 1980). Segundo Milton (1979), a pouca energia obtida pelo alimento é compensada por estratégias comportamentais de conservação de energia. Glander (1975), por outro lado, acredita que o maior tempo dedicado ao descanso é necessário para a desintoxicação dos compostos secundários resultantes de uma dieta mais seletiva. O gênero não possui adaptações morfológicas associadas à folivoria como os primatas do Velho Mundo, tais como colobíneos e indrídeos. Desta forma, são mais apropriadamente denominados folívoros comportamentais, caracterizados pela alta seletividade na alimentação, preferência por folhas novas, limitação no percurso diário e grande proporção do tempo do dia utilizado em descanso. Estas características os capacitam a sobreviver com uma dieta relativamente de baixa qualidade (Milton, 1978).

Zunino (1986) sugere duas estratégias empregadas pelos bugios para maximização do aporte de energia. Quando a qualidade do alimento é baixa, há uma tendência de economia de energia pela redução do tempo dedicado à locomoção, utilizando uma estratégia de baixo custo-baixa recompensa. Quando a qualidade do alimento é alta, aumentam o tempo de locomoção na busca deste alimento, utilizando uma estratégia de alto custo-alta recompensa. A escolha de alimento e a seletividade podem estar correlacionados diretamente com o evitar compostos secundários e a preferência por alimentos de maior valor nutricional. *Alouatta* é capaz de minimizar a ingestão de um dado composto secundário, consumindo pequenas quantidades de distintas espécies (Milton, 1980; Gaulin & Gaulin, 1982; Garber, 1987).

Variações sazonais na disponibilidade do alimento afetam de forma diferenciada os padrões de utilização da área e dos deslocamentos em diferentes condições de hábitat e espécies de primatas (Peres, 1994; Zhang, 1995). Entre as espécies de *Alouatta*, diferentes padrões são observados em resposta a períodos de menor disponibilidade de recursos, desde reduções no tamanho da área de uso e no comprimento dos deslocamentos para minimizar gastos energéticos (Milton, 1980, Mendes, 1989; Queiroz, 1995; Marques, 1996) a expansões da área e dos percursos em busca dos recursos alimentares importantes (Bonvicino, 1989; Limeira, 1996).

A distribuição dos recursos alimentares no tempo e no espaço influencia também o padrão de utilização da floresta pelos primatas. É razoável supor que uma espécie que dependa de recursos distribuídos de forma uniforme no ambiente, percorra a área de forma mais ou menos homogênea, enquanto que uma espécie que conta com recursos agregados, deva usar o espaço de forma irregular, conforme os períodos de produção e declínio dos alimentos (Milton, 1978; Terborgh, 1983). O padrão de disposição espacial de fontes alimentares muitas vezes possibilita a existência de partes da floresta de maior densidade de recursos de alta qualidade alimentar, onde é vantajoso para o primata intensificar suas atividades.

Além das necessidades relacionadas ao forrageio, outros fatores como a disposição espacial de áreas de dormida e a manutenção do território são importantes na regulação das áreas de vida e na forma como estas são utilizadas (Terborgh, 1983). O termo área de vida ou área domiciliar ("home range") é geralmente definido como a área que um animal ou grupo de animais utiliza durante suas atividades diárias

(Altmann, 1959, Chivers, 1969; Jolly, 1985). Partes da área de vida utilizadas mais intensamente por grupos de primatas, em termos de frequência de visitas ou quantidade de tempo gasto, são geralmente denominadas áreas nucleares ("core area") (Bates, 1970; Jolly, 1985).

O tamanho da área de vida de primatas é correlacionado positivamente com a massa corporal e o tamanho do grupo e de forma negativa à proporção de folhas na dieta e à densidade populacional (Milton & May, 1976; Clutton-Brock & Harvey, 1977; Crockett & Eisenberg, 1987). Em geral, espécies que vivem em grandes grupos, em habitats de baixa densidade populacional e de hábitos alimentares insetívoros ou frugívoros, ocupam áreas maiores (Chivers, 1969; Milton & May, 1976; Clutton-Brock & Harvey, 1977; Froehlich & Thorington, 1982; Crockett & Eisenberg, 1987). Crockett & Eisenberg (1987) sugerem que as diferenças de tamanho da área de vida são mais função de diferenças ambientais do que das diferenças entre as espécies. O tamanho das áreas de uso ocupadas pelos grupos é bastante variável, desde 0,3 ha observado para *A. caraya* (Bicca-Marques, 1990) a 182 ha para *A. seniculus* (Palacios & Rodriguez, 2001).

Outro aspecto importante a ser considerado é o comportamento territorial. Segundo Davies & Houston (1984), um território é uma área mais ou menos exclusiva defendida por um indivíduo ou grupo. A medida que aumenta o tamanho do território, aumentam os custos de defesa, devido a um maior gasto de energia nos deslocamentos para vigilância e expulsão de intrusos. Conseqüentemente, as áreas de vida de animais que defendem territórios deveriam ser menores do que daqueles que não as defendem. Como um animal pode reduzir o número de competidores por defesa de território, pode potencialmente ocupar uma área menor mas que ofereça a mesma quantidade de recursos alimentares por indivíduo (Grant *et al.*, 1992).

A territorialidade é questionável para o gênero, principalmente pelas altas sobreposições observadas entre grupos (até 100%) para *A. palliata* em Barro Colorado (Milton, 1980) e no sudoeste do Panamá (Baldwin & Baldwin, 1972). Entretanto, a existência deste comportamento parece variável de acordo com a densidade populacional e com a espécie estudada, visto que em muitos locais a sobreposição é baixa ou até mesmo nula. Outros comportamentos relacionados à defesa de território, como confrontos vocais, picos bimodais de vocalização e percursos extensos em

relação ao tamanho de área de uso foram observados para algumas espécies (Horwich & Gebhard, 1983; Bonvicino, 1989; Jardim & Oliveira, 1997)

Muitos animais utilizam comportamentos de marcação por cheiro ou vocalizações para alertar a sua presença e evitar a sobreposição da área de vida com outros indivíduos ou grupos da mesma espécie (Grant *et al.*, 1992). Em *Alouatta*, têm sido descritas marcações odoríferas e de coloração através de comportamentos em que os animais esfregam partes do corpo como o queixo, pescoço, costas, esterno e região anogenital em troncos e galhos durante os deslocamentos ou por defecação ou lavagens de urina (Neville *et al.*, 1988; Hirano *et al.*, 2003). Além de defesa de território estes comportamentos podem estar relacionados à condição reprodutiva, *status* social, identidade dos indivíduos, regulação de agressão e masturbação.

Interações sociais como brincadeira, catação, e agressão são observadas com menor frequência no gênero *Alouatta* quando comparadas com outros primatas (Neville *et al.*, 1988). Os bugios são considerados pouco agressivos. As situações de agressão mais intensas foram observadas entre machos disputando dominância nos grupos (Crockett & Sekulic, 1982; Clarke, 1990; Izawa & Lozano, 1994) e entre machos e fêmeas adultos residentes com indivíduos extragrupo (Glander, 1992; Oliveira *et al.*, 1999).

A organização social caracteriza-se por grupos sociais formados por um ou poucos machos reprodutores, poligínios, duas a quatro fêmeas e seus infantes. Conforme Eisenberg *et al.* (1972) a estrutura social é do tipo "um macho" em populações de baixa densidade ou "multimachos com gradação etária" em altas densidades. O tamanho médio do grupo varia de 3,3 (*A. seniculus*, Nunes *et al.*, 1988) a 20,8 (*A. palliata*, Milton, 1982).

A maturidade sexual é atingida em torno de quatro anos para fêmeas e cinco anos para machos (Crockett & Pope, 1993). O primeiro nascimento foi registrado entre 4 e 7 anos de idade (média=5). Machos tornam-se pais com idade entre 6 e 8 anos (média=7) (Pope, 1990). Glander (1980) observou uma fêmea de 16 anos e um macho de 21 anos de *A. palliata* ativos sexualmente. Indivíduos de ambos os sexos migram. O período de gestação é de aproximadamente 185 dias e o tempo de vida em torno de 20 anos (Ross, 1991)

Os principais predadores são aves de rapina de grande porte como o gavião real (*Harpya harpyja*) (Rettig, 1978; Izor, 1985; Eason, 1989; Sherman, 1991) e o gavião pega macaco (*Spizeatus* sp- Neville *et al.*, 1988) e carnívoros como a onça pintada (*Panthera onca*- Peetz *et al.* 1992; Chinchilla, 1997), o puma (*Puma concolor*- Chinchilla, 1997), a jaguatirica (*Leopardus pardalis*- Brito *et al.*,1999; Miranda *et al.*, em prep.) e a irara (*Eira barbara*- Neville *et al.*, 1988).

A espécie *Alouatta guariba* (Humboldt,1812)

A espécie *A. guariba* é endêmica da Floresta Atlântica e formações associadas, sendo reconhecidas duas subespécies: *A. g. guariba* e *A. g. clamitans* (Rylands *et al* 2000; Groves, 2001).

A. g. guariba diferencia-se da outra subespécie por não possuir dicromatismo sexual, com todos os indivíduos com coloração marrom-avermelhada. Ocorria em grande parte do estado da Bahia e no extremo norte de Minas Gerais, estando atualmente restrita a poucos fragmentos isolados no sul da Bahia e noroeste de Minas Gerais. É possível que algumas populações ainda sobrevivam em ilhas na Bahia, mas nenhum registro foi confirmado (Rylands *et al.*, 1997). Ainda não há nenhum estudo publicado sobre esta subespécie. É um dos 10 táxons de primatas brasileiros considerados criticamente ameaçados no mundo (IUCN, 2003).

Em *A. g. clamitans* há um acentuado dicromatismo sexual nos adultos, sendo os machos ruivos (castanho-avermelhados) e as fêmeas marrom-escuras. Ocorre desde o Espírito Santo até a bacia do rio Camaquã (31°10'S, 52°19'W) no Rio Grande do Sul (Printes *et al.*, 2001) e no nordeste da Argentina (Hirsch *et al.*, 1991). Apesar de sua ampla distribuição geográfica é enquadrada na categoria vulnerável nas listas oficiais de fauna ameaçada dos estados de Minas Gerais (Machado *et al.* 1998), São Paulo (São Paulo, 1998), Paraná (Tossulino *et al.*, 1995) e Rio Grande do Sul (Marques *et al.* 2002). Em escala global aparece listada na categoria "quase ameaçada" (*Near threatened-NT*) (IUCN, 2003). As principais ameaças são a acelerada destruição da Mata Atlântica, a caça e o comércio ilegal.

Nos últimos anos, houve um considerável aumento do conhecimento acerca de *A. g. clamitans*, tendo sido desenvolvidos estudos com populações de bugios em Minas Gerais (Mendes, 1989), no Rio de Janeiro (Limeira, 1996), São Paulo (Kulhmann, 1975; Silva, 1981, Chiarello, 1992; Oliveira & Ades, 1993; Galetti *et al.*, 1994; Gaspar, 1997; Martins, 1997; Steinmetz, 2000), Paraná (Perez, 1997; Aguiar *et al.*, 2003; Miranda & Passos, 2004; Miranda, 2004), Santa Catarina (Hirano *et al.*, 2003) e Rio Grande do Sul (Chitolina & Sander, 1981; Prates *et al.*, 1990a,b; Katz, 1990; Jardim, 1992; Cunha, 1994; Marques, 1996, 2001; Fortes, 1999; Liesenfeld, 1999, 2003; Oliveira, 2000; Sammarco, 2000; Fialho, 2000; Buss, 2001; Jerusalinski, 2001; Silveira & Codenoti, 2001; Codenoti, 2003; Koch, 2004).

Através destes estudos se constata que os bugios-ruivos são seletivos em sua dieta, apresentam baixa freqüência de interações sociais e orçamentos temporais de atividades diárias que se mantêm relativamente estáveis independente das variações entre os habitats. Os principais ajustes se referem às adaptações ao clima, como posturas corporais e adequação dos horários das atividades em relação a fotoperíodo e temperaturas extremas (Prates, *et al.* 1989b; Jardim & Oliveira, 2000; Marques, 2001) e às características do ambiente como abundância de recursos alimentares, densidade populacional e tamanho de fragmento. As estratégias de forrageamento e a composição da dieta parecem ser flexibilizadas de acordo com a disponibilidade e disposição espacial dos itens alimentares, variando o grau de folivoria e a forma de utilização do espaço. Os bandos possuem de 2 a 13 indivíduos, com áreas de uso que variam de 3,4 ha (Chiarello, 1992) a 41 ha (Steinmetz, 2000). Normalmente forrageiam e descansam juntos, mas ocasionalmente formam subgrupos para estas atividades.

Apenas recentemente, estudos sobre a organização social e dinâmica de populações considerando períodos superiores a um ano começaram a ser desenvolvidos (Mendes & Santos, 1999; Strier *et al.*, 2001; Miranda, 2004, Miranda & Passos, no prelo).

CAPÍTULO 1

CARACTERÍSTICAS POPULACIONAIS DE BUGIO-RUIVO (*ALOUATTA GUARIBA CLAMITANS*) NO SUL DO BRASIL

Márcia M. A. Jardim & Eleonore Z. F. Setz

INTRODUÇÃO

O tamanho dos grupos e a organização social de primatas resultam de processos demográficos da população, tais como nascimentos, mortes, migrações, maturação de indivíduos e fissão-fusão de grupos (Altmam & Altmam, 1979; Crockett & Eisenberg, 1987; Dunbar, 1987). As conseqüentes variações derivadas destes processos estão associadas com características como densidade populacional, tamanho da área de vida, competição inter-específica, predadores naturais, assim como aspectos do hábitat, como a abundância e sazonalidade de recursos e a estrutura e composição florestal (Crockett, 1985, 1996; Dunbar, 1987; Chapman & Balcomb, 1998). Estes fatores estão inter-relacionados e as populações podem flutuar em diferentes tamanhos populacionais, intercalando períodos de crescimento populacional com períodos de baixas na população, ou passarem por períodos de estabilidade (Rudran & Duque, 2003).

Mudanças na estrutura das populações também podem ser provocadas por alterações ambientais severas como altos índices de pluviosidade ou secas, doenças, eventos estocásticos como inundações e furacões, caça intensiva, desmatamentos ou queimadas (Collias & Southwick, 1952; Bolin, 1981; Froehlich *et al.*, 1981; Freese *et al.*,

1982; Milton, 1982; Crockett, 1985; Dunbar, 1987; Peres, 1997; Kanyamibwa, 1998). Estas alterações podem ocasionar mudanças drásticas (em função de mortes, rearranjo de grupos, etc..) ou afetar a população de forma mais lenta, exercendo influência nas taxas de nascimentos e proporção sexual. Mesmo grupos vivendo em habitats e situações ecológicas similares podem se encontrar em diferentes estágios de crescimento populacional em função de eventos locais recentes. Desta forma, além de análises quantitativas considerando os efeitos dos parâmetros ecológicos nos padrões demográficos, o conhecimento do histórico das populações é bastante útil para explicar as diferenças nas características populacionais do gênero *Alouatta* (Chapman & Balcomb, 1998).

Os bugios são encontrados em uma grande variedade de habitats ao longo de sua ampla distribuição geográfica (desde o México até a Argentina e sul do Brasil). Utilizam desde florestas de altitudes nos Andes com 3200m até próximo ao nível do mar. Habitam tanto florestas contínuas como a Floresta Amazônica quanto os fragmentos florestais remanescentes de Mata Atlântica, matas de restingas e corredores de matas ciliares. Também são encontrados em florestas em regeneração e áreas próximas a centros urbanos, sendo em alguns locais a única espécie de primata presente. Esta ampla variedade de habitats reflete a sua capacidade de adaptação a diferentes condições ecológicas. Em função disto, os primatas deste gênero tem sido considerados por vários autores como bem adaptados a ambientes fragmentados (Schwarzkopf & Rylands, 1989; Gilbert & Setz, 2001; Bicca-Marques, 2003; Bravo & Sallenave). Esta flexibilização comportamental é associada à base de alimentação folívora, item menos sazonal, à habilidade de mudanças nas estratégias de forrageamento, ao uso diferencial da área de vida e à capacidade de viver com grupos de tamanho reduzido.

Por outro lado, todas as espécies do gênero encontram-se ameaçadas, pelo menos na escala local, em diferentes áreas de sua distribuição (Horwich, 1998). O que leva um gênero com distribuição tão ampla e com uma grande flexibilidade comportamental ao declínio populacional? Bicca-Marques (2003), a partir de uma revisão do gênero em ambientes fragmentados, conclui que a despeito de sua capacidade de sobreviver em fragmentos bastante reduzidos, os bugios são mais vulneráveis nestas áreas à caça,

doenças, predação, escassez de recursos alimentares e depressão por endocruzamento.

Como agravante, pouco se sabe sobre a dinâmica de metapopulações em fragmentos florestais e quais os efeitos da diminuição do fluxo gênico provocada pelo maior isolamento das populações. Deve-se levar em conta também, que a fragmentação de florestas leva à uma perda de diversidade florestal ou à alteração na composição de espécies que podem ter como possíveis efeitos a redução da variabilidade alimentar, importante para o balanço energético e nutricional, e o aumento no acúmulo de compostos secundários comumente encontrados em folhas. Todos estes fatores podem exercer efeitos negativos nas taxas reprodutivas e de sobrevivência, ocasionando uma redução no tamanho das populações.

Embora as respostas a estas questões sejam bastante complexas, parâmetros populacionais são importantes indicadores de como estas populações estão superando condições ecológicas desfavoráveis e quais as suas perspectivas de sobrevivência a longo prazo. Dentre estes parâmetros, em estudos com *A. palliatta*, o tamanho dos grupos e a proporção de imaturos com relação ao número de indivíduos adultos são considerados como bons prognósticos para avaliar tendências em relação ao declínio, estabilidade ou crescimento da população (Heltne *et al.* 1975; Zucker and Clarke, 2003).

Neste estudo, nós avaliamos a composição e estrutura sexo-etária de dez grupos de bugios-ruivos com o propósito de obter um panorama sobre a organização social destas populações e que fatores estão atuando na dinâmica populacional da espécie na região. Pretende-se, ainda, relacionar os resultados com os dados obtidos em outros locais onde existem estudos sobre a espécie, para verificar tendências populacionais.

ÁREA DE ESTUDO E MÉTODOS:

Localização e caracterização das áreas de estudo:

O município de Porto Alegre, com 432 km² de área continental, excluindo as ilhas do Delta do Jacuí, apresenta cerca de um terço de sua área total coberta por remanescentes de habitats, representados por campos secos e úmidos, banhados, matas aluviais e matas de encosta (Porto, 1998; Guntzel *et al.*, 1994). A composição florestal é constituída por espécies provenientes de três domínios florestais do sul do Brasil: a floresta subtropical do Alto Uruguai, a floresta dos pinhais e a floresta pluvial tropical da encosta atlântica (Rambo, 1954; Aguiar *et al.*, 1986; Brack *et al.* 1998). A maior parte destas matas estão situadas nas encostas dos morros, principalmente nas vertentes voltadas para o sul e em porções da orla do Guaíba na região extremo-sul do município. A área total de mata nativa existente nos morros é de cerca de 4.500 ha, o que corresponde a aproximadamente 10% da área total do município (Velez *et al.*, 1998). Destacam-se os morros São Pedro, Santana, Extrema e Tiririca com áreas de mata nativa superiores a 400 ha (Guntzel *et al.*, 1994). O clima da região é do tipo Cfa segundo Köppen e caracteriza-se por uma média anual de 1324mm de chuvas bem distribuídas ao longo do ano (ausência de estação seca) e temperatura média anual em torno de 19,4°C, com máxima absoluta de 37,8°C e mínima absoluta de 1,4°C (Menegat *et al.*, 1998).

Os estudos foram realizados em três fragmentos florestais na região Metropolitana da Grande Porto Alegre: o Morro da Extrema, a mata de restinga remanescente no Lami e o Morro da Fortaleza no Parque Estadual de Itapuã (Fig.1). Os locais abrangem matas de encosta, situadas nos morros graníticos característicos do escudo Sul-Riograndense e matas de restinga das terras baixas da Planície costeira. Segundo Brack *et al.* (1998), as matas dos morros da região se diferenciam em três fisionomias de acordo com o grau de umidade e o gradiente altitudinal: Mata Higrófila, Mesófila e Subxerófila. Já Porto (1998) considera duas fisionomias: Floresta Ombrófila Densa submontana de solos rasos e profundos.

Morro da Extrema (30⁰12'S; 51⁰04W):

O morro da Extrema com 1031 ha, localizado na divisa de Porto Alegre e Viamão é ainda um dos locais mais preservados de Porto Alegre, apresentando cerca de 90 a 100% de cobertura vegetal, considerando matas e campos nativos (Vélez *et al*, 1998). A altitude máxima atinge 255 metros. A área de mata nativa total no morro da Extrema foi estimada em torno 400ha (Guntzel *et al.*, 1994), com vegetação característica de mata de encosta, destacando-se as espécies vegetais: *Guapira opposita*, *Ficus organensis*, *Sebastiania commersoniana*, *Myrsine umbellata* e *Cabralea canjerana* (Fialho, 2000). A área em que os grupos de bugios foram estudados pertence a propriedades particulares e tem sido base de campo para pesquisas sobre ecologia e comportamento sobre o mesmo grupo focal desde 1998 (Fialho, 2000; Liesenfeld, 2002; Azevedo, 2004; Koch, 2004).

Lami (30⁰15'S; 51⁰03W)

O fragmento florestal em que os grupos foram estudados é uma Mata de Restinga às margens do Lago Guaíba, com cerca de 14 ha. O fragmento apresentam-se desconectado na porção leste pela existência de uma canal de irrigação e junta-se a oeste a um outro fragmento paralelo de mata de restinga de tamanho similar através da mata ciliar do Arroio Chico Barcelos na divisa de Porto Alegre com Viamão. As matas ciliares na sub-bacia do Arroio Chico Barcelos anteriormente conectavam as matas de restinga do Lami às matas de encosta do Morro da Extrema e do Morro do Coco em Viamão. Apesar de ser uma propriedade privada, a área é freqüentemente invadida para atividades de lazer, especialmente no verão. Em função disto, alguns acampamentos ocorrem no interior da área, sendo esta mais suscetível a alterações antrópicas e caça. A presença de gado contribui para aumentar o grau de perturbação e prejudica a regeneração natural da floresta. Apesar destes impactos, o fragmento é um dos últimos remanescentes deste tipo de ambiente na região. Porto (1998) classifica a mata como Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas. A vegetação é caracterizada

principalmente pelas espécies *Ficus organensis*, *Sebastiania commersoniana*, *Chrysophyllum marginatum*, *Syderoxylum obtusifolium*, *Coussapoa microcarpa* e *Guapira opposita*. Apresenta uma grande riqueza e abundância de epífitos vasculares, destacando-se as bromeliáceas, orquidáceas e filicales (Fialho, 2000). Observações sobre um dos grupos de bugio foram realizadas desde 1998 por Fialho (2000) até 2001 no presente estudo.

Parque Estadual de Itapuã (30°23'S; 51°30'W)

O Parque Estadual de Itapuã localiza-se no município de Viamão a cerca de 60 km do centro de Porto Alegre. O Parque foi criado em 14 de julho de 1973 e possui uma área total de 5533 ha. Em toda a sua extensão apresenta uma grande variedade de ecossistemas, incluindo áreas de lagoa, praias com dunas, matas de restinga, matas de encosta e campos nos topos dos morros. A região dos Morros tem aproximadamente 1535 ha onde concentram-se as matas. A altitude varia de 5 a 263 metros.

Apesar da criação do Parque, a área sofreu inúmeros impactos ambientais, principalmente na década de 1980. Dentre os principais, destacou-se a exploração intensiva para lazer, a ocupação irregular para loteamentos de veranistas, e a exploração do granito rosa nos morros, entre eles o Morro da Fortaleza, local onde foi desenvolvido este estudo. Para a extração foram utilizadas explosões, deslocamento de veículos pesados e acampamentos dos graniteiros e as atividades somente cessaram em 1985 pelos esforços dos ambientalistas da região (Rio Grande do Sul, 1997). Em 1990, o Parque foi fechado à visitação pública. Com a elaboração do Plano de Manejo e realização das obras de infra-estrutura, o Parque foi parcialmente reaberto à visitação em 2002, sendo permitido o acesso a duas das praias e estabelecidos roteiros de trilhas nos morros sob orientação e acompanhamento de guias locais. No Parque de Itapuã, foram realizados vários estudos sobre ecologia e comportamento de *A. guariba* (Prates *et al.*, 1990 a,b; Katz, 1991; Cunha, 1994; Buss, 2001; Silveira & Codenotti, 2001; Buss & Romanoswski, 2002). O grupo com acompanhamento mais longo está sob observação desde 1998 (Oliveira *et al.*, 1999; Oliveira, 2000; Marques, 2001).

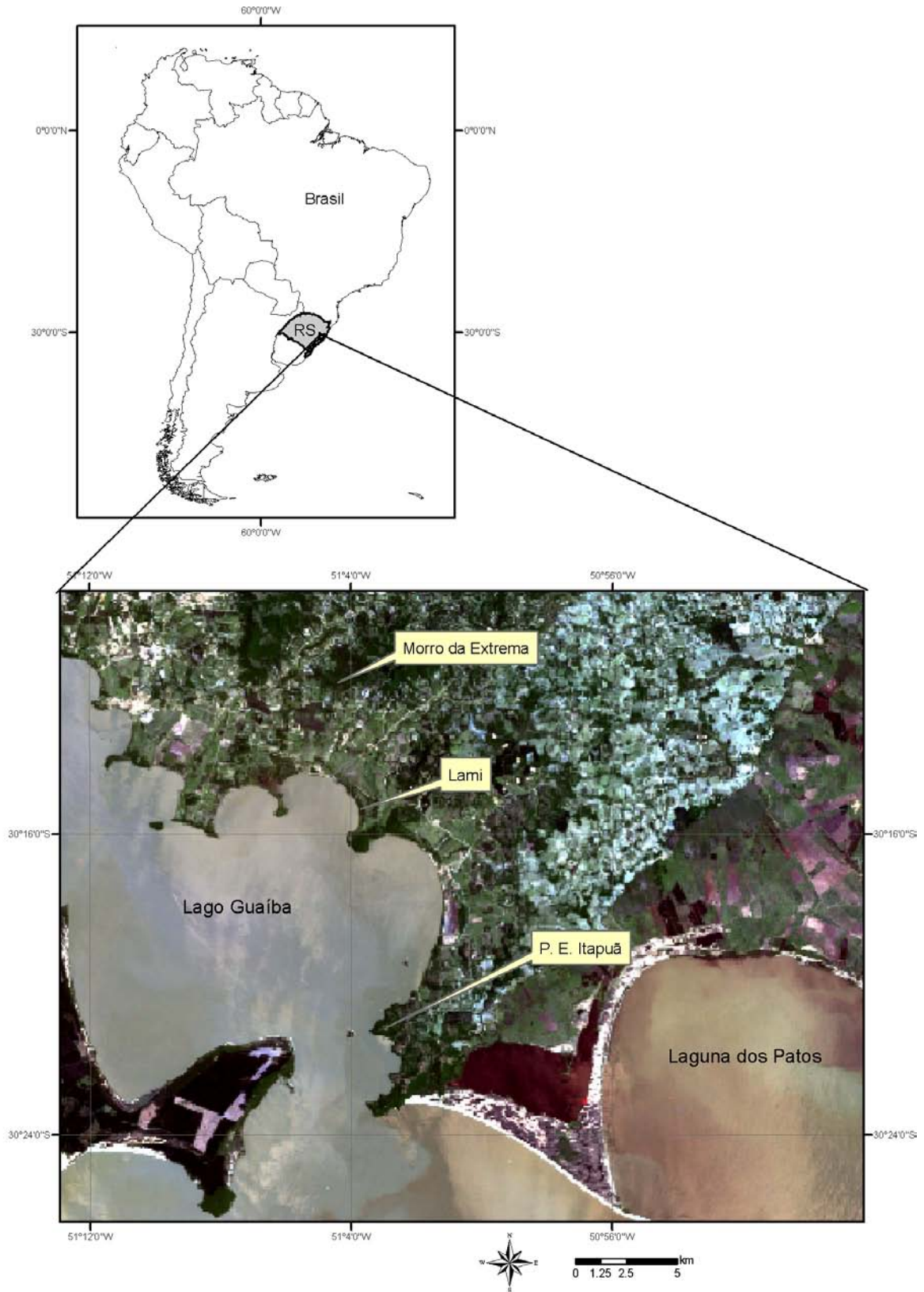


Figura 1: Mapa com a localização das áreas de estudo.

Seleção e acompanhamento dos grupos de estudo:

O reconhecimento e a seleção dos grupos foram realizados no período de junho a novembro de 1999, considerada como etapa piloto. Após definidos os grupos, o monitoramento foi realizado no período de dezembro de 1999 a dezembro de 2001. Os grupos foram identificados e reconhecidos com base na composição social, na coloração e marcas naturais dos indivíduos e na localização.

A cada dois meses, dez grupos de bugios tiveram sua composição social registrada e anotadas todas as variações ocorridas, tais como: nascimentos, desaparecimentos (mortes ou emigração) e entrada de novos indivíduos no grupo (imigração). Em cada encontro com um grupo foram registrados os seguintes dados: data, horário, local, composição social e características distintivas dos indivíduos.

A determinação da composição dos grupos foi realizada de acordo com as classes sexo-etárias utilizadas para a espécie em Caratinga, MG (Mendes 1989; Mendes & Santos, 1999) (anexo 1): Infante 1 (I_1)- indivíduo carregado na porção ventral do corpo da mãe; Infante 2 (I_2)- carregado na porção dorsal do corpo da mãe; Juvenil 1 (J_1)- não mais carregado pela mãe e de tamanho mais próximo ao de um infante que de uma fêmea adulta; Juvenil 2 (J_2)- tamanho mais próximo a uma fêmea adulta do que de um infante; Macho subadulto (MSA) - maior que a fêmea adulta e menor ou do mesmo tamanho que o macho adulto, testículos não estão cobertos por pêlos e são facilmente visíveis; Fêmea adulta (FA)- possui genitália descoberta, de contorno triangular ou levemente arredondado quando vista de ângulo ventro-posterior, a pelagem é menos desenvolvida que a do macho adulto e sua mandíbula é pouco expandida; Macho adulto (MA) - nitidamente maior que a fêmea adulta, pelagem longa e densa, principalmente na “barba”, mandíbula muito expandida, os pêlos ocultam parcial ou totalmente os testículos. Devido à falta de evidências morfológicas e a dificuldade de reconhecimento, não foi considerada a classe subadulto para fêmeas.

A etapa piloto totalizou 40 dias de campo e cerca de 250 horas de esforço de campo. Foram encontrados quatorze grupos de bugios: seis na Extrema, três no Lami e cinco em Itapuã, totalizando 92 indivíduos de diferentes classes sexo-etárias. Durante este período ocorreram 69 encontros considerando grupos de bugios nas três áreas, sendo 42 encontros na Extrema, 15 no Lami e 12 em Itapuã.

Foram selecionados dez grupos para os monitoramentos, utilizando como critérios, a facilidade de acesso, o grau de habituação dos animais e grupos com áreas de uso adjacentes. Os grupos foram denominados G1, G2, G3 e G4 na Extrema, G5, G6 e G7 no Lami e G8, G9 e G10 em Itapuã.

Entre dezembro de 1999 e dezembro de 2001, foram realizadas 13 expedições para os monitoramentos. O intervalo médio entre os monitoramentos foi de $50,2 \pm 16,9$ dias (mediana=53, mín-máx=17-77). O número médio de encontros, considerando os monitoramentos e a etapa piloto, com cada grupo foi de 21,9 (mediana=21, mín-máx=16-42), totalizando 219 encontros com os dez grupos de bugios. Ao longo de todo o estudo foram utilizados 149 dias de campo, 918 horas na procura e acompanhamento dos grupos, sendo 586 horas de observações diretas dos animais. Foram considerados ainda dados adicionais de três dos dez grupos de bugios (G1, G5 e G8) referentes ao período de 1998, 1999 e 2003 através de relatos de outros pesquisadores.

Adicionalmente, foram considerados dados extraídos da literatura disponível sobre a espécie, a fim de examinar diferenças regionais e características comuns na formação e dinâmica dos grupos. Foram obtidos 14 registros de desaparecimentos, considerando 18 estudos em 12 localidades ao longo da distribuição geográfica da espécie. Para compilação das variáveis referentes a estimativas populacionais, foram utilizados apenas os dados de estudos considerando, no mínimo, dois grupos. Os dados sobre densidade populacional deste estudo foram estimados com base nas médias de tamanhos de grupos ao longo dos 13 monitoramentos e no tamanho parcial do fragmento, em que foi considerada apenas a área do polígono de abrangência dos grupos estudados em cada local (para mais detalhes ver capítulo 3).

Para análise estatística foram utilizados os testes de Correlação por postos de Spearman (r_s) e Mann-Whitney (U) (ZAR, 1984). O pacote estatístico utilizado foi o SPSS for Windows® (1993).

RESULTADOS:

Composição dos grupos e estrutura populacional:

Ao longo do monitoramento, o tamanho médio dos grupos foi em torno de oito indivíduos (média=8,2 ± 2; mediana=8,3; min-max=4-13, n=10). A composição social foi representada por 1 a 3 machos adultos (média=1,3 ± 0,6); duas a três fêmeas adultas (média = 2,6 ± 0,5) e juvenis de diferentes classes etárias (média = 4,1 ± 1,5; min-max:1-8) (Tab. 1). Na maioria dos grupos (60%), foi observado apenas um macho adulto durante os dois anos de observações. Foi constatada a presença de 2 machos adultos em 40% dos grupos (G1, G4, G5, G10) e 3 machos adultos em apenas dois (20%) grupos (G1 e G4). Nos grupos em que foi observado mais de um macho adulto, apenas o grupo G1 da Extrema permaneceu com pelo menos 2 machos adultos ao longo de toda a pesquisa e assim se manteve também em 1998 e 2003 (Fialho, 2000 e R.B. Azevedo, comunicação pessoal). Nos outros 3 grupos (G5, G10 e G4), o tempo de permanência de mais de um macho adulto foi de 3, 12 e 14 meses, respectivamente. O número de fêmeas variou entre 2 (40%) e 3 (60%). A razão sexual foi de 0,5 em 2000 e 0,4 em 2001, sem diferença significativa entre os dois períodos. Não foi constatada relação entre a razão sexual e o tamanho do grupo ($p>0,30$).

Análise temporal na composição dos grupos

Ao longo de dois anos de estudo (dezembro de 1999 a dezembro de 2001), os grupos que foram acompanhados tiveram variações no tamanho dos grupos e estrutura social (Tab. 2) Houve um aumento no número total de indivíduos observados no primeiro ano e uma tendência a estabilização no segundo ano (Fig.2). O aumento no tamanho de grupo entre 1999 a 2000 foi de 21, 1%. Entre o período de dezembro de 2000 e dezembro de 2001 houve aumento de apenas um indivíduo (1,2%), embora a composição dos grupos tenha variado. Dos dez grupos, todos apresentaram modificações na sua composição social seja por intermédio de nascimentos ou migrações (anexos 2-14). Alguns grupos apresentaram um grande número de alterações, enquanto que outros permaneceram mais estáveis (Fig. 3).

Tabela 1. Composição social dos grupos de bugios-ruivos estudados no início e término do acompanhamento (dezembro de 1999 e dezembro 2001). MA= macho adulto, MSA= macho subadulto, FA= fêmea adulta, J2= juvenil II, J1= juvenil I, I2= infante II, I1= infante I, N = número total de indivíduos, média = média de indivíduos ao longo do período, n=13.

Grupo		Ano	MA	MSA	FA	J ₂	J ₁	I ₂	I ₁	N	Média ± sd	
Extrema	G1	1999	2	1	3	1	1	1	0	9	9,85 ± 0,80	
		2001	2	0	2	2	3	1	1	11		
	G2	1999	1	0	2	1	0	1	0	5	6,85 ± 0,99	
		2001	1	0	2	1	3	0	2	9		
	G3	1999	1	0	2	1	0	0	0	4	6,00 ± 0,91	
		2001	1	0	2	1	2	1	0	7		
	G4	1999	3	0	3	0	0	3	0	9	9,00 ± 2,24	
		2001	1	0	3	0	2	0	0	6		
	Lami	G5	1999	1	2	3	0	1	1	0	8	8,46 ± 0,87
			2001	1	0	3	0	4	1	0	9	
G6		1999	1	1	2	1	2	1	0	8	11,00 ± 1,63	
		2001	1	1	3	3	3	2	0	13		
G7		1999	1	0	3	1	1	1	0	7	8,77 ± 1,01	
		2001	1	0	3	2	2	2	0	10		
Itapuã	G8	1999	1	0	3	1	2	1	0	8	8,15 ± 1,34	
		2001	1	0	3	1	2	0	0	7		
	G9	1999	1	0	3	1	1	0	1	7	8,62 ± 0,65	
		2001	1	0	3	2	3	0	0	9		
	G10	1999	2	0	2	1	1	0	0	6	5,85 ± 0,38	
		2001	1	0	2	2	1	0	0	6		

Tabela 2. Comparação da composição e estrutura social dos dez grupos de bugios-ruivos ao longo do período estudado.

	Dez 1999	Dez 2000	Dez 2001
Machos adultos	14	13	11
Fêmeas adultas	26	26	26
Machos sub-adultos	4	2	2
Juvenil II	8	8	14
Juvenil I	9	27	24
Infante II	9	10	9
Infante I	1	1	1
	31	48	50
Total de indivíduos	71	86	87
Média do tamanho de grupo	7,1	8,6	8,7
Mín-Máx de tamanho de grupo	4-9	5-11	6-13
Média de fêmea adulta/grupo	2,6	2,6	2,6
Média de macho adulto/grupo	1,4	1,3	1,1
Média de macho sub-adulto/grupo	0,4	0,2	0,2
Média de imaturos/grupo	2,7	4,6	4,8
Fêmea adulta/Macho adulto	1,9	2,0	2,4
Imaturos/fêmeas adultas (IFR)	1,2	1,8	1,9
Imaturos/ adultos (IAR)	0,8	1,2	1,3

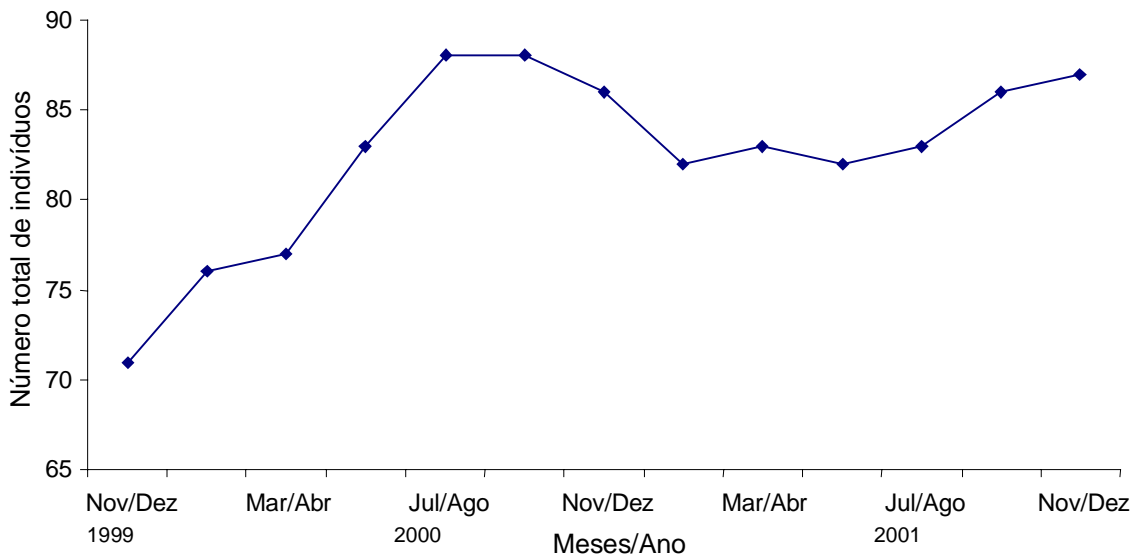


Figura 2. Número total de indivíduos ao longo do período estudado (dezembro de 1999 a dezembro de 2001).

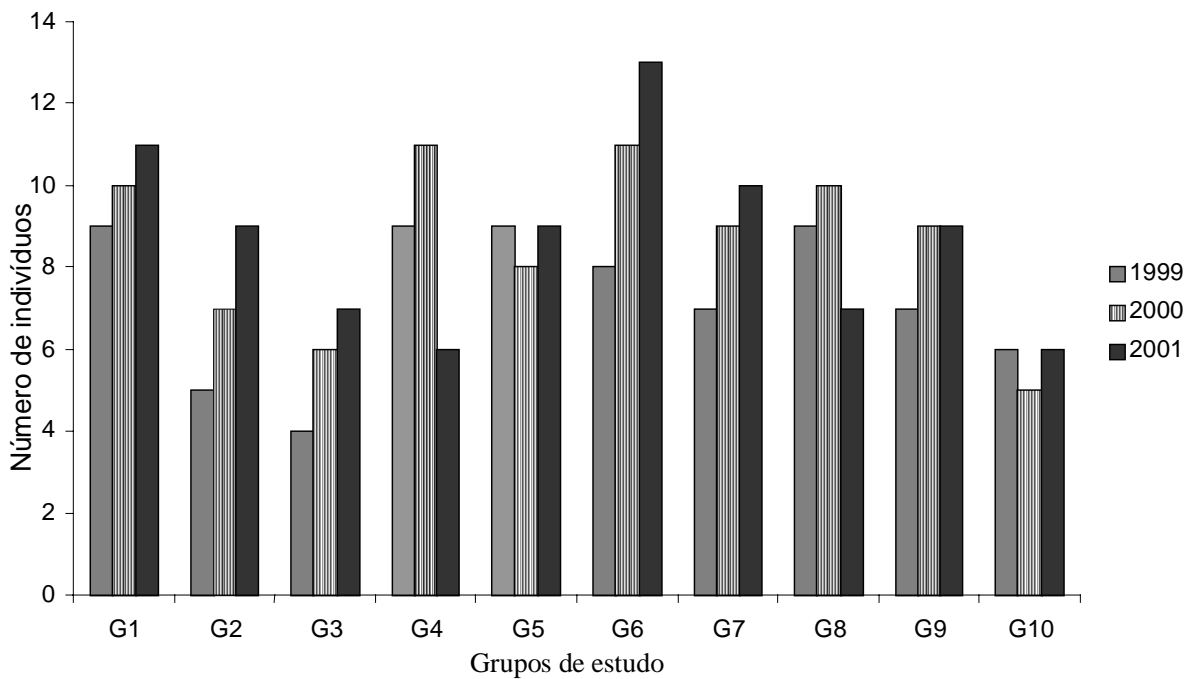


Figura 3. Número de indivíduos em cada um dos grupos de estudo de dezembro de 1999 a dezembro de 2001.

Ocorreram nascimentos em todos os 10 grupos (100%) ao longo dos dois anos de observação. A média da taxa de nascimento por fêmeas foi de 0,8 no primeiro ano e 0,5 no segundo (ver capítulo 2).

Entre julho de 1999 e dezembro de 2001, 21 indivíduos desapareceram dos dez grupos monitorados (Tab.3). A maior parte dos registros foram de indivíduos juvenis (48%), seguido de machos adultos e subadultos (43%), uma fêmea adulta (5%) e um infante com menos de 10 meses (5%). Considerou-se o desaparecimento do infante como morte, já que a dependência da mãe ainda é bastante forte e a taxa de mortalidade é mais alta para esta classe etária (Dunbar, 1987). Além disso, Crockett (1991), considerando a sobrevivência de infantes órfãos em *A. palliata*, constatou que todos os infantes com menos de 10 meses morreram na ausência da mãe e os dois infantes mais jovens que sobreviveram tinham entre 13 e 15 meses.

Os desaparecimentos foram registrados em cinco grupos (50%), dois na Extrema (G1 e G4), um no Lami (G5) e dois em Itapuã (G8 e G10). O maior número de registros (12) foi verificado no fragmento do Morro da Extrema. Cinco destes casos foram observados no grupo denominado G1 da Extrema. Neste grupo também foi verificado o único caso de desaparecimento de fêmea adulta. A saída da fêmea pode estar relacionada a episódios de cópulas extra-grupo observados meses antes entre uma das fêmeas do grupo G1 e o macho adulto do grupo vizinho (Fialho & Setz, em prep). Além deste ser um comportamento reprodutivo raro para a espécie, surpreende o fato de no período em que foram constatadas as cópulas, junho de 1999, o grupo G1 possuía o dobro de indivíduos que o grupo vizinho (10 e 5 indivíduos, respectivamente) e havia no grupo G1 três machos adultos, enquanto no grupo vizinho apenas 1.

Outro grupo no Morro da Extrema que apresentou uma variação bem grande no número de indivíduos foi o grupo G4. Este grupo no início da pesquisa era composto por três machos adultos, três fêmeas e três infantes ainda sendo carregados. A composição deste grupo diferiu do normalmente encontrado por não apresentar juvenis de idades intermediárias. Este grupo chegou a ter doze indivíduos em agosto de 2000 com nascimento de três infantes. Em outubro de 2000, um dos machos adultos não foi mais avistado, e em fevereiro de 2001, outro macho adulto desapareceu, restando apenas um dos três machos adultos observados desde dezembro de 1999. Em junho

de 2001, foi verificada a ausência de quatro juvenis. Assim, no final o grupo ficou composto por um macho adulto, as três fêmeas e dois dos filhotes nascidos em 2000.

No Lami, todos os desaparecimentos foram registrados no grupo G5. Este grupo era composto inicialmente por dois machos adultos, dois machos subadultos, três fêmeas adultas, um juvenil II e dois infantes. Um dos machos adultos, os dois machos subadultos e o macho juvenil deixaram o grupo gradativamente, restando no final da pesquisa apenas o macho alfa, as fêmeas adultas, os juvenis I e um infante.

Em Itapuã, a maioria dos registros foi no grupo G8. Neste grupo não houve registro de desaparecimento de adultos, mas de um macho subadulto e quatro juvenis. Neste mesmo grupo também foi observado o afastamento temporário do macho adulto, o qual não foi visto junto com o grupo por pelo menos três dias consecutivos.

Os 20 casos de desaparecimentos (excluindo o infante) se deram em 12 eventos. Em três eventos os indivíduos deixaram o grupo aos pares. Nestes casos foram sempre indivíduos jovens (machos) acompanhando adultos (uma fêmea e um macho) ou subadultos (um macho). Foi observado ainda um evento no grupo G5 em Itapuã, onde os juvenis deixaram o grupo em trio e no Morro da Extrema, os indivíduos formaram um quarteto. Em ambos os eventos, não havia nenhum indivíduo adulto acompanhando. Os sete eventos restantes foram todos de machos adultos deixando o grupo individualmente.

Em vários eventos foi observado o afastamento gradual dos indivíduos de seu grupo, onde eles não eram avistados por alguns períodos ou eram vistos acompanhando o grupo por distâncias maiores em relação aos demais indivíduos.

Tabela 3. Eventos de desaparecimentos (emigrações + mortes) considerando os dez grupos estudados de *Alouatta guariba*.

Ano	Classe sexo-etária (idade estimada)	Período	Grupo	Tamanho de grupo*	Local
1999 ¹	Macho adulto	jul/out	G5	8-10	Lami
1999 ²	Macho subadulto	ago/out	G8	7-10	Itapuã
1999 ²	Juvenil macho	ago/out	G8	7-10	Itapuã
1999 ³	Macho adulto	ago/out.	G1	9-11	Extrema
1999 ³	Infante fêmea (6-10 meses)	nov	G5	8-10	Lami
2000	Fêmea adulta	fev/abr	G1	9-11	Extrema
2000	Juvenil macho	fev/abr	G1	9-11	Extrema
2000	Macho subadulto	fev/abr	G5	8-10	Lami
2000	Macho adulto	out	G10	5-6	Itapuã
2000	Macho adulto (60-71 meses)	out/dez	G5	8-10	Lami
2000	Juvenil macho (29-30 meses)	out/dez	G5	8-10	Lami
2000	Macho adulto	outubro	G4	6-12	Extrema
2001	Macho adulto	fev	G4	6-12	Extrema
2001	Macho adulto (60-71 meses)	jun	G1	9-11	Extrema
2001	Juvenil macho (24-29 meses)	jun	G4	6-12	Extrema
2001	Juvenil macho (23-28 meses)	jun	G4	6-12	Extrema
2001	Juvenil indet.(23-28 meses)	jun	G4	6-12	Extrema
2001	Juvenil indet.(15 meses)	jun	G4	6-12	Extrema
2001	Juvenil macho (22-24 meses)	fev	G8	7-10	Itapuã
2001	Juvenil macho (20-22 meses)	fev	G8	7-10	Itapuã
2001	Juvenil macho (17-19meses)	fev	G8	7-10	Itapuã

1. Comunicação pessoal de M. Fialho

2. Comunicação pessoal de E.G. Oliveira,

3. Observações durante o estudo piloto.

* Variação do tamanho do grupo no período estudado

Em 18 dos 20 registros de desaparecimento (90%) o tamanho do grupo no momento do evento estava acima da média observada (8,3 indivíduos) considerando os dez grupos ao longo do período de estudo. A mesma relação foi constatada considerando os registros extraídos da literatura (Tab. 4), onde 70% dos grupos estavam com o tamanho acima da média estimada considerando vários grupos de *A. guariba* estudados (6,5 indivíduos, n=22) (Mendes, 1989; Prates *et al.*, 1990a; Chiarello, 1993; Cunha, 1994; Limeira, 1996; Marques, 1996; 2001; Gaspar, 1997; Martins, 1997; Lunardelli, 2000; Steinmetz, 2000; Cunha, 2000; Miranda, 2004; Fortes, 1999; Katz, 1990; Fialho, 2000; Jardim, 1992) .

A relação entre o número de desaparecimentos e o tamanho do grupo foi reforçada pela correlação positiva entre o número de desaparecimentos e o número de indivíduos no grupo no início dos monitoramentos ($r_s=0,75$; $p=0,01$; $n=10$). Considerando categorias sexo-etárias, encontrou-se correlação positiva entre desaparecimentos e número de machos adultos no grupo ($r_s=0,76$; $p=0,001$; $n=10$). Não houve correlação com o número de fêmeas adultas ($r_s= 0,32$; $p=0,37$; $n=10$) e de imaturos ($r_s=0,18$; $p=0,62$; $n=10$). Também não foi constatada correlação com o número de nascimentos ($r_s=0,02$; $p= 0,96$; $n=10$) e a razão sexual ($r_s= 0,42$; $p=0,23$; $n=10$) .

Em fevereiro de 2000 foi observada a entrada de uma fêmea adulta no grupo G6 da Mata de Restinga no Lami. Este grupo era composto por oito indivíduos (duas fêmeas adultas, um macho adulto, quatro juvenis e um infante). No momento em que o grupo foi avistado pela primeira vez com a nova fêmea, alguns comportamentos foram percebidos. A fêmea imigrante deslocou-se vocalizando em direção a uma das fêmeas adultas residentes, a qual afastou-se demonstrando submissão. A outra fêmea estava carregando um filhote no dorso e permaneceu afastada do restante do grupo por cerca de 50 metros. O macho aparentou indiferença em relação ao comportamento das fêmeas. Nos meses seguintes não foram observados comportamentos agressivos ou de dominância-subordinação entre as fêmeas. Em junho de 2001, cerca de um ano e meio após sua entrada no grupo, a fêmea imigrante deu a luz a um filhote. Ao longo do monitoramento, não houve nenhuma outra alteração na composição social deste grupo, exceto quatro nascimentos.

Tabela 4: Eventos de desaparecimento (emigrações + mortes) descritos na literatura para *Alouatta guariba*, sendo que N.ind. corresponde ao número total de indivíduos no grupo, N.MA, o número de machos adultos e N.FA, o número de fêmeas adultas.

Classe sexo-etária	N.Ind.	N.Ma	N.Fa	Referência	Local
1 Macho adulto	10	2	3	Miranda, 2004	Balsa Nova, PR
1 Macho subadulto	7	1	2	Mendes, 1989	Caratinga, MG
1 Macho subadulto	6	1	1	Katz, 1990	Itapuã, RS
1 Macho subadulto	11	2	3	Jardim, 1992	Aracuri, RS
1 Macho subadulto	6	2	1	Steinmetz, 2000	Intervales, SP
1 Macho subadulto e 1 juvenil	9	2	3	Fortes, 1999	Santa Maria, RS
1 Fêmea adulta	4	1	2	Limeira, 1996	Mata Boa Vista, RJ
1 Juvenil macho	8	1	3	Gaspar, 1997	Ribeirão Cachoeira, SP
1 Juvenil macho	10	2	3	Cunha, 2000	Cantareira, SP
1 Juvenil indet.	10	2	3	Lunardelli, 2000	Cantareira, SP

Imaturos x Adultos (IAR) e Imaturos x fêmeas adultas (IFR):

A proporção média de indivíduos imaturos em relação a adultos (IAR) variou de 0,5 a 1,8 com média de $1,1 \pm 0,1$ ($n=13$) nos dez grupos ao longo dos dois anos de acompanhamento. Os valores apresentaram variações intragrupais e no geral houve um aumento significativo entre 1999 e 2001 ($U=21,5$; $P=0,03$) (Fig. 4). Já a proporção de imaturos em relação as fêmeas adultas (IFR) variou de 0,5 a 3,5; com média de $1,7 \pm 0,21$ ($n=13$). Similarmente ao encontrado para IAR, os valores foram bastante variáveis em todos os grupos e aumentaram significativamente entre 1999 e 2001 ($U=23,5$; $p=0,04$) (Fig. 5). As maiores variações nos parâmetros IAR e IFR foram nos grupos G1, G3 e G4 da Extrema, enquanto que o grupo mais estável foi o grupo G10, em Itapuã.

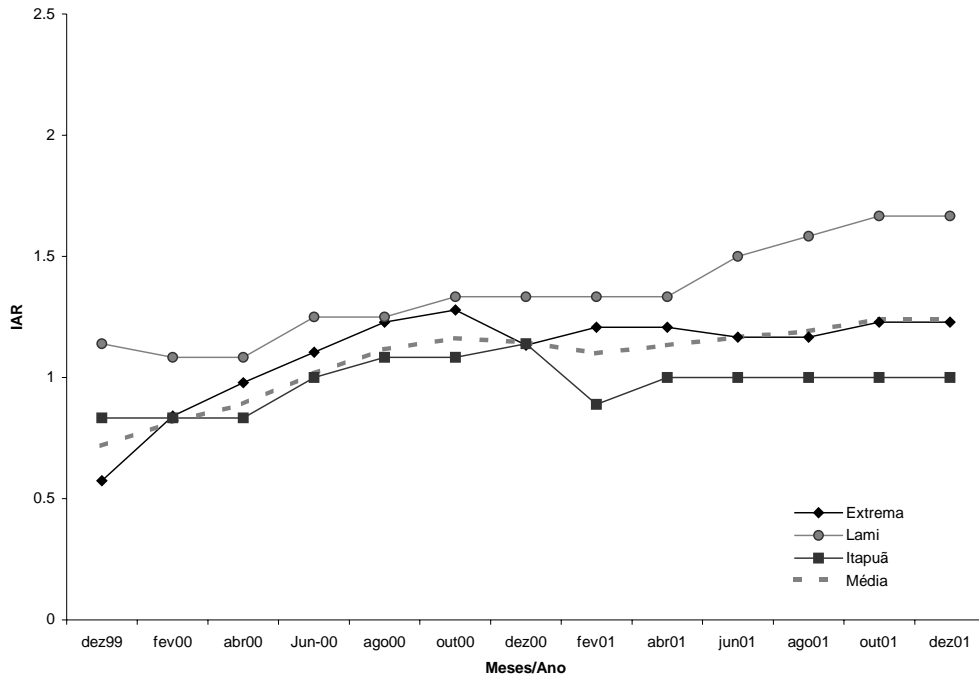


Figura 4: Razão entre indivíduos imaturos e adultos (IAR) de dezembro de 1999 a dezembro de 2001 nas três áreas de estudo.

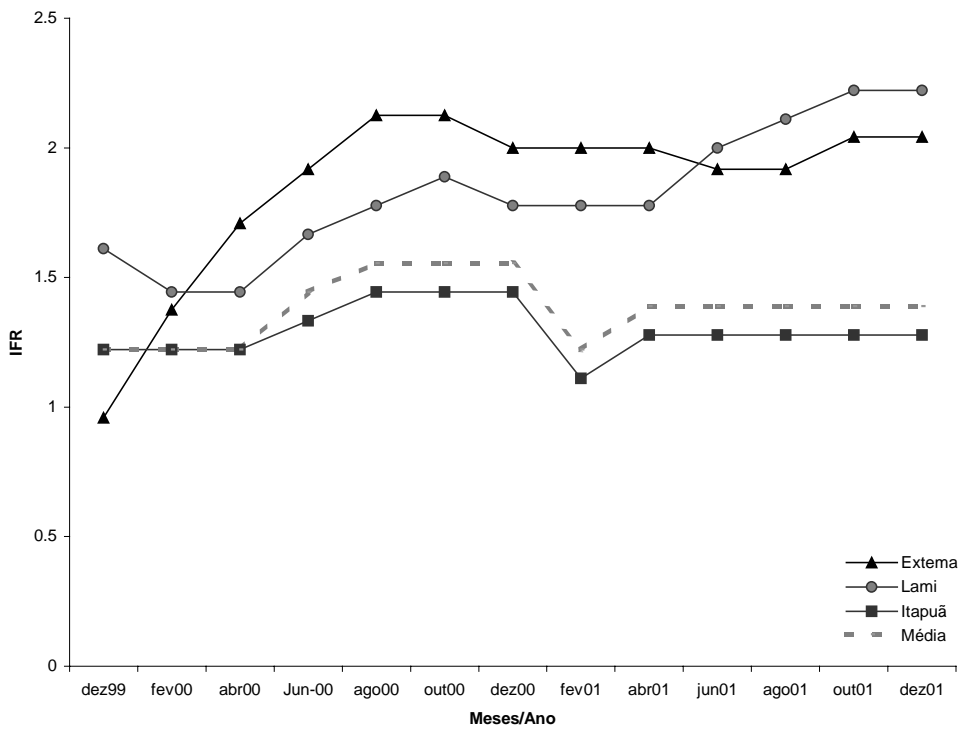


Figura 5: Razão entre imaturos e fêmeas adultas (IFR) de dezembro de 1999 a dezembro de 2001 nas três áreas de estudo.

Comparação entre as áreas de estudo:

Considerando as áreas de estudo, o Lami foi a área com a maior média de tamanho de grupo em relação a Extrema ($U=6,56$; $p<0,004$) e a Itapuã ($U=3,05$; $p<0,001$). A diferença possivelmente está relacionada com a maior densidade de bugios nesta área e com o tamanho reduzido do fragmento em relação às outras duas áreas, o que poderia dificultar eventos de dispersão, embora não tenha sido constatada correlação significativa entre o tamanho de grupo e a densidade populacional ($r_s=0,21$; $p=0,55$) ou entre tamanho de grupo e o tamanho do fragmento ($r_s= - 0,49$; $p= 0,15$). Apesar de no Lami ter sido registrado um número menor de desaparecimentos, este diferiu pouco do registrado em Itapuã (Tab. 5). Já o maior número de desaparecimentos e nascimentos ocorreu na Extrema. Os valores médios de IAR e IFR foram mais altos e mais variáveis no Lami ($IAR_{méd} 1,35\pm 0,19$; $IFR_{méd} =1,82\pm 0,36$) e na Extrema ($IAR_{méd} 1,10\pm 0,19$; $IFR_{méd} = 1,86\pm 0,32$), enquanto que em Itapuã, apesar de um pico no final de 2000, os valores foram mais estáveis em relação as outras duas áreas ($IAR_{méd}=0,97\pm 0,97$; $IFR_{méd} =1,29\pm 0,26$). Itapuã, apesar de ser a única das três áreas protegidas como unidade de conservação, foi o local com menor número de nascimentos e média de tamanho de grupo.

Tabela 5. Variações ocorridas na composição social dos grupos na Extrema, Lami e Itapuã entre dezembro de 1999 e dezembro de 2001.

Grupos	Nascimentos	Desaparecimentos	Imigrações
Extrema	15	9	0
Lami	11	3	1
Itapuã	5	4	0
Total	31	16	1
Média/ grupo	3,1	1,6	0,1

DISCUSSÃO

Desde os primeiros estudos com o gênero, buscou-se verificar a influência dos fatores comportamentais e ecológicos na organização dos grupos em relação ao tamanho e a composição social (Carpenter, 1934; Eisenberg, 1972, Milton, 1982). A análise das proporções entre categorias sexo-etárias e o número total de indivíduos têm sido a base para a descrição das espécies do gênero e gerado uma grande quantidade de informação a partir das relações entre estas variáveis (Neville, 1988). O estudo destes parâmetros busca não só caracterizar as espécies, mas também comparar as espécies do gênero em função dos diferentes contextos ecológicos. Mais recentemente, à medida que as espécies têm se tornado mais ameaçadas, o enfoque tem se desviado das comparações entre populações e espécies para a análise das influências das perturbações antrópicas, buscando verificar os efeitos em relação à fragmentação e qualidade do hábitat, em questões relativas ao impacto da caça e na capacidade de ocupar florestas em regeneração (Estrada & Coates-Estrada, 1996; Peres, 1997; Chapman & Balcomb, 1998; Sorensen, 2000; Chiarello & Mello, 2001).

As populações de bugios ruivos da região de Porto Alegre apresentam-se com uma composição dos grupos similar ao observado para *A. guariba* em outras regiões, sendo os grupos formados geralmente por um macho adulto, com duas a três fêmeas adultas e indivíduos imaturos em diferentes idades (Tab. 4). O número de grupos contendo apenas um macho adulto variou de 60% a 90% ao longo de todo o período estudado. Mendes (1989) observou uma proporção de 84,21%. Já Silva (1980) na Serra da Cantareira observou a maior parte dos grupos (64%) contendo mais de um macho adulto.

O maior número de indivíduos nos grupos estudados é decorrente do grande número de imaturos por grupo. O número elevado de nascimentos no ano de 2000 (21) pode ter sido reflexo de um ano favorável ou apenas de uma aleatoriedade de nascimentos. O número de nascimentos em 2001 foi bem menor (10), possivelmente em função do tempo médio de intervalo de nascimentos ser em torno de um ano e meio.

Tabela 6: Composição sexo-etária dos grupos de bugios e a razão entre imaturos e indivíduos adultos (IAR) e imaturos e fêmeas adultas (IFR) em estudos populacionais realizados com a espécie *Alouatta guariba clamitans*.

MA	MAS	FA	JUV	INF	TOTAL	N	IAR*	IFR*	Fonte
1,2	0,4	2,2	1,4	0,8	5,8 (4-8)	12	0,8	1,2	Steinmetz, 2000
1,2	-	2,3	2,1	0,9	6,8 (3-10)	19	0,9	1,3	Mendes, 1989
1,8	-	2,4	1,2	0,4	5,8 (2-11)	25	0,4	0,7	Silva, 1981
1,0	0,2	2,0	0,4	0,4	4,3 (3-6)	5	0,3	0,5	Limeira, 1996
1,5	0,5	2,2	1,9	0,3	6,3 (4-10)	6	0,8	1,4	Miranda, 2004
1,3	0,3	2,6	3,0	1,0	8,2 (4-13)	10	1,1	1,7	Este estudo

* Calculado a partir das proporções médias das categorias sexo-etárias descritas por cada autor.

A média de indivíduos encontrada em levantamentos populacionais variou entre 3,7 (2-6, n=31) na Reserva Biológica Augusto Ruschi (Pinto *et al* 1993) e 8,23 (4-13, n=10) encontrado neste estudo. O tamanho médio de grupo, foi o maior registrado nas estimativas populacionais para a espécie (Tab. 7), porém deve-se levar em conta os diferentes métodos utilizados nas estimativas populacionais, que variam desde estimativas por transectos, contagens totais dos grupos e monitoramentos. A capacidade visual pode ser diferenciada conforme a estrutura florestal, existindo alguns locais com maior dificuldade de visualização de todos os indivíduos do grupo levando a médias menores. Tal hipótese foi formulada por Pinto *et al* (1993) para explicar a média tão baixa de indivíduos nos levantamentos na Reserva Biológica Augusto Ruschi, o menor valor encontrado para a espécie.

O tamanho dos grupos nas espécies de *Alouatta* apresenta variações intra e inter-específicas. As variações ocorrem tanto entre populações distintas, como em uma mesma população ao longo do tempo. Entretanto tem se observado que as populações de *A. palliata* se organizam em grupos maiores, com um número maior de machos e fêmeas adultos e contendo mais fêmeas por macho que as outras espécies (Crockett & Eisenberg, 1987). Em *A. palliata* também é observada a maior variação no tamanho de grupos desde 2 a 45 indivíduos com médias que variam entre 8,9 a 20,8 (Crockett &

Eisenberg, 1997). O tamanho dos grupos nos estudos realizados com *A. guariba* variou desde 2 indivíduos (Silva, 1981; Chiarello, 1992; Pinto *et al.*, 1993) a 13 indivíduos em mata de Araucária em Aracuri (Marques, 1996) e na Mata de Restinga do Lami (este estudo).

Com relação à densidade do bugio-ruivo (*A. guariba*), registros recentes indicam um fenômeno relevante para a conservação da espécie. Têm-se verificado a ocorrência de alta densidade em fragmentos relativamente pequenos, como na Reserva Santa Genebra (250 ha), SP (Chiarello & Galetti, 1994), na Estação Biológica de Caratinga (860 ha), MG (Mendes, 1989; Hirsch, 1995); em Aracuri (272 ha), RS (Schneider & Marques, 1999) e uma baixa densidade em áreas maiores, como na Reserva Florestal de Linhares (21.800ha), ES (Chiarello & Melo, 2001), no Parque Estadual do Rio Doce (36.113 ha), MG (Hirsch, 1995) e no Parque Estadual de Intervalos (38.356ha), SP (González-Solís *et al.*, 1996).

Também neste estudo o maior tamanho médio de grupo e a maior densidade foram observados no menor fragmento florestal, a mata de restinga do Lami. Vários fatores podem estar atuando em conjunto levando a este quadro. As chances de sucesso de dispersão dos indivíduos são menores em fragmentos pequenos considerando a dificuldade na procura de novas áreas com recursos disponíveis e ainda não ocupadas por outros grupos de bugios. Os riscos de mortalidade aumentam à medida que eles necessitam percorrer distâncias maiores na procura de novas áreas, muitas vezes atravessando estradas ou áreas de campo em busca de colonização de outros fragmentos florestais. Cada vez mais se tem notícia de indivíduos de *A. guariba* mortos por atropelamento, predados por cães ou em acidentes em fiação elétrica (Printes *et al.*, 1999). Outra consideração importante a fazer é sobre a qualidade do fragmento. A estrutura e composição de fragmentos florestais tende a ser extremamente variável e certamente é um fator relevante na capacidade de sustentar populações e grupos de bugios maiores.

Tabela 7 : Tamanho médio de grupo e estimativa de densidade populacional em diversos estudos realizados com a espécie *Alouatta guariba* .

Tam. grupo (mín-máx)	Dens. ind/ha	Tam. do fragmento (ha)	Método	Local	Fonte
2,8	0,3	36.000	Transecto Linear	Parque Estadual do Rio Doce, MG	Hirsch, 1995
3,7 (2-6) n=31	0,1	4.000	Contagem dos grupos	Reserva Biológica Augusto Ruschi, ES	Pinto <i>et al</i> , 1993
4,3 (3-6) n=5	-	80	Contagem dos grupos	Mata Boa Vista, RJ	Limeira, 1996
4,5 (3-6) n=6	0,8-1,0	170	área de vida x tamanho de grupo	Mata Doralice, PR	Aguiar <i>et al</i> , 2003
4,9 (2-9) n=15	1,2 a 1,8	230	Contagem dos grupos	Santa Genebra, SP	Chiarello, 1992
5,7	1,2	570	Transecto Linear	Estação Biológica de Caratinga, MG	Hirsh, 1995
5,8 (2-11) n=25	0,8	5.647	Contagem dos grupos	Cantareira, SP	Silva, 1981
5,8 (4-8) n= 12	0,2	49.888	Contagem dos grupos	Intervales, SP	Steinmetz, 2000
6,3 (4-10) n=6	0,4	700	contagem dos grupos	Balsa Nova, PR	Miranda, 2004
6,5 (5-7) n=4	0,6	806	Transecto Linear	Mata Mesófila, Parque Estadual de Itapuã, RS	Buss, 2001
6,8 (3-10) n=19	1,2	570	Contagem dos grupos	Estação Biológica de Caratinga, MG	Mendes, 1989
7,4 (5-11) n=3	1,1	171	Núm. de indivíduos x área total utilizada *	Parque Estadual de Itapuã, RS	este estudo
7,5 (5-10) n=4	1,0	27	Contagem dos grupos	Morro da Extrema, Porto Alegre, RS	Fialho, 2000
7,7 (6-9) n=3	1,5	12	Contagem dos grupos	Restinga do Lami Porto Alegre, RS	Fialho, 2000
8 (7-9) n=2	0,8	806	Transecto Linear	Mata Higrófila, Parque Estadual de Itapuã, RS	Buss, 2001
8 (4-12) n=4	1,0	86	Núm. de indivíduos x área total utilizada *	Morro da Extrema, Porto Alegre, RS	este estudo
9,4 (7-13) n=3	2,6	14,19	Núm. de indivíduos x área total utilizada *	Restinga do Lami Porto Alegre, RS	este estudo

Estimativa gerada com base no número de indivíduos ao longo dos 13 monitoramentos e na área total utilizada pelos grupos de bugios estudados, calculada a partir das áreas de vida dos grupos nos três locais de estudo (ver capítulo 3).

A dispersão de adultos, sub- adultos e especialmente de machos e fêmeas juvenis é descrita no gênero *Alouatta* para as espécies *A. palliatta* (Estrada, 1982; Glander 1980,1992, Jones, 1980; Clarke *et al.* 1986, Clarke, 1990), *A. seniculus* (Rudran, 1979; Seculik, 1982; Gaulin & Gaulin, 1982; Crockett, 1984; Crockett & Pope, 1993; Agoramorthy & Rudran, 1993; Pope, 2000), *A. caraya* (Rumiz, 1980; Calegario-Marques & Bicca-Marques, 1996; Giudice, 1997) e *A. pigra* (Brockett *et al.*, 2000a). Para a espécie *A. guariba* apenas a dispersão de machos foi documentada (Mendes, 1989; Katz, 1990; Strier *et al.*, 2001)

O predomínio de desaparecimentos de machos jovens, subadultos e adultos foi similar ao encontrado por Neville (1972) e Rudran (1979) para *A. seniculus*. Certamente isto está relacionado à competição intrasexual e ao sistema social poligínico de *A. guariba*, em geral um a dois machos adultos e duas a três fêmeas adultas por grupo (Silva, 1981; Mendes, 1989).

Segundo Rudran (1979), Jones (1980) e Crockett (1984), a intensa competição intrasexual em *Alouatta* é resultado de limitações no tamanho do grupo, e deve ser o principal fator que leva à dispersão dos indivíduos. As distâncias em relação ao grupo natal e as chances de sucesso reprodutivo após a emigração, diferem entre os sexos, embora ambos os sexos dispersem. Isto ocorre em função das diferenças no padrão de competição intrasexual por recursos entre machos e fêmeas (Crockett, 1984; Pope, 2000). Para machos e freqüentemente fêmeas, a transferência de grupos é uma estratégia reprodutiva. Mesmo em grupos com mais de um macho adulto, as observações de cópulas e estudos de exclusão de paternidade por marcadores genéticos, indicam que toda a prole do grupo, ou pelo menos a grande maioria dela descende de um único macho adulto (Pope, 1990). A permanência de um macho subordinado no grupo natal, portanto, não é vantajosa, tendo em vista a dificuldade de acesso às fêmeas reprodutivas e de produção de descendentes. A saída do grupo natal depende do *status* do indivíduo dentro de seu grupo (Crockett, 1984).

A formação de alianças para dispersar foi observada para várias espécies, como por exemplo *Cercopithecus aethiops* (Cheney & Seyfarth, 1983), *Macaca fuscata* (Sugiyama, 1976) e *Leontopithecus rosalia* (Dietz, 1994). Em *A. seniculus*, Neville (1972) e Rudran (1979) observaram formação de pares e trios envolvendo combinações de fêmeas adultas e juvenis e machos adultos e subadultos com jovens.

A união com outros indivíduos para deixar o grupo seria vantajosa para reduzir os riscos de predação e por levar a um aumento no sucesso competitivo devido à presença de um indivíduo provavelmente aparentado como aliado no novo grupo (Cheney & Seyfarth, 1983). Pope (1990) observou através de marcadores genéticos que as alianças entre machos aparentados são mais longas que entre indivíduos não relacionados, o que poderia aumentar o *status* dos indivíduos dentro dos grupos.

No trabalho de Rudran (1979), a composição dos pares foi variada, mas pares de machos subadultos foram mais comuns. Nos trios todos continham pelo menos um adulto. Quartetos não foram observados. Agoramoorthy & Rudran (1996) observaram formação de alianças na maioria dos eventos de dispersão (n=13) para *A. seniculus* na Venezuela. Em geral, os pares (n=6) ou trio (n=1) eram formados por meio-irmãos ou pais e filhos. Os autores sugerem que a companhia de um pai ou irmão é importante para indivíduos mais jovens, porque dentre os seus registros apenas os machos adultos acima de 5 anos de idade dispersaram sozinhos. Os casos observados para *A. guariba* neste estudo foram semelhantes ao encontrado para *A. seniculus*, com a formação de pares e trios de indivíduos aparentados e apenas os machos adultos deixando seus grupos sozinhos. Diferiu, no entanto, na composição de trio e quarteto com apenas indivíduos jovens. A formação de trio em Itapuã e quarteto no Morro da Extrema pode estar relacionada à pouca idade dos indivíduos e à ausência de um acompanhamento de um adulto. Os sete indivíduos que desapareceram tinham menos de 30 meses. Indivíduos jovens dispersando já foram registrados por Clarke (1990) para *Alouatta palliata*, com juvenis emigrando com idades entre um e dois anos e para *Alouatta seniculus*, em que Crockett (1984) observou um evento de dispersão de uma fêmea com 20 meses de idade e Agoramoorthy & Rudran (1993) observaram um jovem macho de 27 meses. Outra possibilidade a ser considerada, pela pouca idade dos indivíduos, é que estes eventos tenham sido casos de mortalidade específica a esta classe etária, embora nenhuma carcaça tenha sido encontrada.

Emigrações de fêmeas parecem ser consequência de interações agressivas entre as fêmeas adultas, visto que o comportamento de competição entre as fêmeas é bastante documentado (Crockett, 1984). Tais agressões sucedidas de emigrações foram observadas para *A. pigra* em Belize (Brockett *et al*; 2000a) e *A. caraya* no sul do Brasil (Calegari-Marques & Bicca-Marques, 1996) e na Argentina (Giudice, 1997).

Este é o primeiro registro de imigração de fêmea para a espécie *Alouatta guariba*, e portanto não há na literatura informações comparáveis que possam ser úteis para identificar fatores que influenciam no recrutamento de fêmeas nesta espécie. Casos de reintrodução de fêmeas, entretanto podem ser considerados como eventos de migração e possivelmente o processo de aceitação ou não por membros do grupo seja similar aos eventos de imigração que ocorrem naturalmente na natureza. Dois casos de reintrodução de fêmeas no Parque Estadual de Itapuã, apresentaram desfecho diferente e parecem estar relacionados ao número de fêmeas adultas no bando. O primeiro descrito por Cunha (1994), relata a entrada de uma fêmea em um grupo de 7 indivíduos, sendo 2 fêmeas adultas. O recrutamento foi bem sucedido, tendo ocorrido nascimento de filhote 18 meses depois. Já em 1998, na mesma unidade de conservação, a tentativa de entrada em um grupo com três fêmeas adultas por uma fêmea subadulta reintroduzida na área, resultou em várias investidas agressivas por parte das fêmeas residentes, levando à expulsão desta fêmea, que não foi mais avistada na área do grupo (Oliveira *et al.*, 1999).

A entrada de uma fêmea adulta em um dos grupos deste estudo talvez tenha sido possível pelo fato do número de fêmeas adultas no grupo (2) ser abaixo da média e pelas circunstâncias em que se encontravam as fêmeas residentes (uma delas carregando filhote e a outra grávida).

Considerando os casos de imigração de fêmeas descritos para populações naturais de outras espécies de bugios, Calegari-Marques & Bicca-Marques (1996) observaram um recrutamento de uma fêmea de *A. caraya* no momento que o grupo estava com número de fêmeas adultas menor em função da saída de uma emigração. Crockett (1984) observou imigrações de duas fêmeas de *A. seniculus* apenas após a morte de uma das fêmeas adultas residentes. Um outro evento de imigração descrito para *A. seniculus* relata o recrutamento de uma fêmea adulta grávida, seguido pelo infanticídio de seu filhote pelo macho adulto do grupo (Palacios, 2000). Também neste caso, o autor atribui o sucesso da imigração ao número reduzido de fêmeas adultas residentes.

Segundo alguns autores (Crockett, 1984; Crockett & Pope, 1988) existiria um número máximo de fêmeas devido à competição por posições reprodutivas. Para *A. caraya*, alguns autores consideram como limite quatro fêmeas adultas (Pope, 1966;

Rumiz, 1990; Thorington *et al.*, 1984). Para *A. guariba* é possível que este número seja três, já que este foi o número máximo de fêmeas adultas por grupo registrados nos levantamentos populacionais para a espécie (Mendes, 1989; Silva, 1981). Em um estudo com *A. seniculus*, Pope (2000) verificou que a emigração de fêmeas foi dependente do número de fêmeas adultas reprodutivas no grupo natal. Em grupos compostos apenas por uma fêmea residente reprodutora, quando uma outra fêmea atingia maturidade sexual, esta sempre permaneceu no grupo. No caso do grupo ser constituído por duas fêmeas adultas cerca de 50% permaneceu e 50% deixou o grupo. Em grupos onde já existiam três ou quatro fêmeas adultas, os índices de fêmeas emigrando atingiram em torno de 90% e 100%, respectivamente. Em função disto, é mais difícil para fêmeas entrarem em grupos já formados, sendo o mais comum, juntarem-se a outros indivíduos para formarem novos grupos (Calegari-Marques & Bicca-Marques, 1996; Pope, 2000), e conseqüentemente casos de imigrações de fêmeas em *Alouatta* são eventos raros (Rudran, 1979, Crockett, 1984; Brockett *et al.*, 2000a).

O tamanho dos grupos de bugios e a composição social dos indivíduos adultos foram fatores determinantes nos eventos de desaparecimentos e imigração observados durante o monitoramento. O número de machos adultos parece ser um fator limitante para a permanência no grupo. A entrada em outros grupos possivelmente está relacionada a capacidade física dos machos adultos e a habilidade de formar alianças e coalizões com indivíduos aparentados para definir a hierarquia no grupo. Enquanto que para as fêmeas adultas a competição por posições reprodutivas e o sucesso do recrutamento devem ser dependentes do número destas posições já terem atingido sua saturação ou não.

Os valores calculados para os parâmetros IFR (imaturos: fêmeas adultas) e IAR (imaturos: adultos) foram altos considerando dados de outros estudos sobre a espécie (tab. 6), especialmente no Morro da Extrema (IFR=1,86) e Lami (IFR=1,82), e com valor mais similar aos outros estudos em Itapuã (IFR=1,29). Estes valores associados os demais dados demográficos obtidos, com alta taxa de natalidade e grupos de tamanho superior as médias encontradas, condizem com o proposto por Heltne *et al.* (1975) e discutido por Zucker & Clarke (2003) acerca de um prognóstico de crescimento populacional. Tal situação pode estar ocorrendo pela diminuição da pressão antrópica

no Parque de Itapuã, que passou a ter uma conservação mais efetiva nas últimas três décadas com a implantação do Parque; e devido a uma redução da intensidade das atividades rurais na região sul de Porto Alegre, sendo estas substituídas por sítios de lazer. Um monitoramento destas populações a longo prazo é recomendável para verificar como esta tendência evolui ao longo dos anos. Baixos valores de IFR sugerem que as populações estão em dificuldades, tendendo ao declínio populacional (Zucker & Clarke, 2003). De fato os menores valores foram verificados no estudo de Limeira (1996), em que os grupos eram pequenos, vivendo em um hábitat bastante alterado e com pouca disponibilidade de recursos alimentares.

A aplicação isolada destes parâmetros para prever perspectivas das populações, entretando, deve ser feita com cautela tendo em vista que as proporções podem ser influenciados por outros fatores, como por exemplo uma baixa migração entre indivíduos jovens. Além disso, a alta densidade populacional em *Alouatta guariba*, verificada em fragmentos pequenos, pode levar a valores mais altos em áreas fragmentadas do que em áreas contínuas, o que em termos de conservação é bastante contraditório, sendo portanto importante analisar a situação local da espécie sob a ótica de todos os aspectos envolvidos.

Os resultados obtidos neste estudo demonstram também importantes variações nos parâmetros analisados entre os grupos mesmo estes estando sujeitos a condições ambientais semelhantes. Possivelmente, isto está relacionado à heterogeneidade de ambientes e ao histórico dos grupos. Dentro deste contexto, comparações entre populações em diferentes regiões devem considerar mais de um grupo de bugios por localidade para o devido conhecimento da amplitude de variação intrapopulacional.

Com relação a situação populacional dos bugios na região sul de Porto Alegre e Itapuã, concluímos que estas estão em crescimento e com uma dinâmica populacional intensa, evidenciada através das taxas de nascimentos, desaparecimentos (migrações e mortes) e taxas de imaturos em relação a adultos. Por outro lado, a pressão de urbanização em direção a estes fragmentos é intensa e já há casos de extinção local em algumas áreas mais isoladas (Romanowski, *et al*, 1998). O que indica que se não houver um esforço público e privado para preservar os remanescentes florestais de maior tamanho e os corredores ecológicos, a persistência desta metapopulação, a despeito dos dados demográficos aqui obtidos, poderá estar comprometida.

CAPÍTULO 2

COMPORTAMENTO REPRODUTIVO DO BUGIO RUIVO (*ALOUATTA GUARIBA CLAMITANS*) NO SUL DO BRASIL

Márcia M. A. Jardim & Eleonore Z. F. Setz

INTRODUÇÃO

Uma espécie é dita como “reprodutiva sazonal” quando apresenta estação de nascimentos, ou seja uma estação do ano ou meses em que todos os nascimentos ocorrem. A espécie pode não ser considerada sazonal no sentido estrito, mas apresentar picos de nascimentos em alguns meses, ou seja períodos do ano em que os nascimentos predominam. Segundo Lindburg (1987) pode-se definir sazonalidade reprodutiva como uma tendência temporal na concentração das atividades reprodutivas, seja com estações de nascimentos bem definidas ou picos sazonais. Lancaster & Lee (1965) foram os primeiros a descrever o ciclo anual reprodutivo em primatas. Desde esta primeira revisão pode-se constatar que ocorre uma considerável variação interespecífica na sazonalidade reprodutiva entre os primatas. Populações de uma mesma espécie também apresentam sazonalidade reprodutiva em algumas regiões de sua distribuição geográfica e, em outras, nascimentos ao longo de todo o ano (ex. *Presbytis entellus*- Laws & Vonder Haar Laws, 1984; Vogel & Loch, 1984)

A partir de uma revisão sobre o padrão reprodutivo dos primatas neotropicais, Di Bitetti & Janson (2000) sugerem que três fatores afetam o grau de sazonalidade de nascimentos destes primatas: latitude, dieta e tamanho corporal. O grau de sazonalidade aumenta com a latitude, com o grau de frugivoria e insetivoria e com o tamanho corporal. Entre as variáveis que podem influenciar este padrão destacam-se a temperatura, o fotoperíodo, a precipitação e a disponibilidade de alimentos (Zunino, 1996; Fernandez-Duque *et al.*, 2002; Kowalewski & Zunino, 2004).

A maioria dos primatas neotropicais estudados apresentam sazonalidade em graus variados: desde espécies com nascimentos bastante restritos a determinadas épocas, como as espécies de *Saimiri*, espécies que apresentam padrões bimodais de nascimentos (ex. *Cebuella*) a espécies que apresentam nascimentos ao longo de todo o ano, mas com picos em determinados períodos como é o caso da maioria dos Atelídeos (Di Bitetti & Janson, 2000; Strier *et al.*, 2001).

Os bugios foram os menos sazonais de todos os primatas neotropicais avaliados por Di Bitetti & Janson (2000). Estudos em cativeiro demonstram ausência de sazonalidade reprodutiva sob condições constantes de oferta de alimento (Shoemaker, 1979; Gomes & Bicca-Marques, 2003). Por outro lado, estudos sobre populações de bugios em habitat natural demonstram variações sazonais previsíveis nos nascimentos ao longo do ano (Crockett & Rudran, 1987; Rumiz, 1990; Zunino, 1996; Brockett *et al.*, 2000b). O período do ano com poucos nascimentos tende a ser a época de maior oferta de frutos e flores. No entanto, o comportamento reprodutivo parece ser influenciado pelo grau de sazonalidade ambiental do local, visto que Kowalewski & Zunino (2004) encontraram padrões diferenciados para populações de *A. caraya* em duas localidades na Argentina relacionados a diferenças na disponibilidade de recursos. Para *A. guariba*, Strier *et al.* (2001) não observaram variações sazonais nos nascimentos dos bugios em Caratinga, MG, em contraste com a espécie simpátrica (*Brachyteles hypoxanthus*) na qual houve uma forte concentração de nascimentos na estação seca.

Estudos sobre os parâmetros reprodutivos e história de vida de populações de primatas são cada vez mais necessários pela sua utilidade em programas de manejo e análises de viabilidade populacional. Nas últimas décadas se constata o declínio populacional de muitas espécies, em especial pela fragmentação dos habitats.

O objetivo deste estudo foi obter dados básicos sobre a biologia reprodutiva da espécie, especialmente das populações de bugios-ruivos em Porto Alegre e entorno, para subsidiar programas de conservação da espécie na região. A partir da análise da distribuição dos nascimentos dos bugios no sul do Brasil ao longo do ano, buscou-se também verificar padrões de ajuste temporal dos nascimentos em resposta à sazonalidade de variáveis ecológicas, que possam indicar tendências para a espécie *A. guariba* em relação às estratégias reprodutivas utilizadas pelas espécies do gênero e demais primatas neotropicais.

ÁREA DE ESTUDO E MÉTODOS:

Área de estudo:

O estudo foi realizado em três fragmentos florestais, Extrema e Lami localizados no município de Porto Alegre (29° 57' a 30° 16'S, 51° 01' a 51° 16"W) e Parque Estadual de Itapuã, em Viamão (30° 23'S, 51°30'W). Os locais abrangem áreas de mata de encosta, situadas nos morros graníticos característicos do escudo Sul-Riograndense e matas de restinga das terras baixas da Planície Costeira. A vegetação se caracteriza fisionomicamente por campos e florestas e é constituída por espécies provenientes de três domínios florestais do sul do Brasil: a floresta subtropical do Alto Uruguai, a floresta dos pinhais e a floresta pluvial tropical da encosta atlântica (Rambo, 1954; Aguiar *et al*, 1986; Brack *et al* 1998). O clima da região é do tipo Cfa segundo Köppen e caracteriza-se por uma média anual de 1324 mm de chuvas bem distribuídas ao longo do ano (ausência de estação seca) e temperatura média anual em torno de 19,4⁰C, com máxima absoluta de 37,8⁰C e mínima absoluta de 1,4⁰C (Menegat *et al.*, 1998).

Monitoramento dos grupos: Dez grupos de bugios-ruivos foram monitorados com frequência bimestral. Em cada encontro com um grupo foram registrados os seguintes dados: data, horário, local, composição social e características distintivas dos indivíduos. A determinação da composição social dos grupos segue as classes sexo-etárias utilizadas para *A. guariba* em Caratinga, MG (Mendes, 1989; Mendes & Santos, 1999; Strier *et al*, 2001): Infante 1 (I₁); Infante 2 (I₂), Juvenil 1 (J₁); Juvenil 2 (J₂); Macho subadulto (MSA); Fêmea adulta (FA) e Macho adulto (MA) (ver capítulo 1).

O reconhecimento e a seleção dos grupos foi realizado no período de junho a novembro de 1999, considerada como etapa piloto. Após definidos os grupos, o monitoramento foi realizado no período de dezembro de 1999 a dezembro de 2001. Os grupos foram identificados e reconhecidos com base na composição social, na coloração e marcas naturais dos indivíduos e na disposição espacial dos grupos. Foram realizadas 13 expedições para os monitoramentos. O intervalo médio entre os monitoramentos foi de 50,17 ± 16,85 dias (mediana=53, mín-máx=17-77). O número médio de encontros, considerando os monitoramentos e a etapa piloto, com cada grupo

foi de 21,9 (mediana= 21, mín-máx=16-42), totalizando 219 encontros com os dez grupos de bugios. Foram considerados ainda dados adicionais de três dos dez grupos de bugios referentes ao período de 1998, 1999 e 2003 através de relatos de outros pesquisadores.

O tamanho médio dos dez grupos variou de $7,1 \pm 1,7$ indivíduos em dezembro de 1999 a $8,7 \pm 2,3$ indivíduos em dezembro de 2001. A composição sexo-etária média dos grupos ao longo dos dois anos foi de $1,3 \pm 0,6$ machos adultos, $2,6 \pm 0,5$ fêmeas adultas e $4,1 \pm 1,4$ indivíduos imaturos.

Coleta e análise dos parâmetros reprodutivos

Taxa de nascimento:

Ao longo do monitoramento dos grupos todas as fêmeas foram observadas quanto à presença ou não de filhotes, e no caso de nascimentos eram anotadas observações sobre o tamanho e posição do filhote e comportamentos dos outros membros do grupo em relação ao novo infante.

As taxas anuais de nascimentos foram estimadas considerando-se o número total de nascimentos dividido pelo número de fêmeas adultas para cada grupo em cada ano. A taxa anual média de nascimentos foi calculada pelo somatório das médias dos grupos nos dois anos e dividido pelo número total de grupos.

Intervalo entre nascimentos

Para estimar o tempo de intervalo de nascimentos entre os filhotes, estimou-se o tempo médio de intervalo entre duas gestações subsequentes de uma mesma fêmea. Para estimativa deste parâmetro, foram consideradas três diferentes situações:

1) Intervalo entre as datas estimadas para nascimentos sucessivos da mesma fêmea ao longo do período de estudo.

2) Intervalo entre as datas estimadas para nascimentos sucessivos considerando fêmeas com infantes no início dos monitoramentos. Para estimativa da data do primeiro nascimento, foi utilizada a data do primeiro registro em que o infante deixou de ser carregado pela mãe, adicionando-se 11 meses, que

corresponde ao período mais longo de tempo em que foi observado o infante carregado pela mãe.

3) Nascimentos sucessivos de uma fêmea considerando a data de um dos dois nascimentos obtida a partir de relato de outros pesquisadores em 1998, 1999 e 2003.

Adicionalmente, estimou-se o intervalo mínimo para as fêmeas em que não foram verificados nascimentos sucessivos, considerando-se o maior intervalo entre as seguintes situações: a) o intervalo entre a data do primeiro monitoramento mais o menor tempo observado de fêmeas carregando filhotes (6 meses) e data do nascimento ou b) o intervalo de tempo entre a data do nascimento e a data final dos monitoramentos. Apenas uma fêmea não foi observada com filhote ao longo dos dois anos. E o intervalo mínimo estimado para esta foi fêmea foi 30 meses, 24 meses de monitoramento mais 6 meses em que estaria carregando filhote quando foi avistada pela primeira vez. O intervalo médio foi calculado a partir das estimativas obtidas nas três primeiras situações citadas acima.

Desenvolvimento dos filhotes:

O tempo de permanência dos filhotes na categoria de infante 1 (I_1) e infante 2 (I_2) foi estimada pelo intervalo de tempo entre a data estimada de nascimento e a data estimada para mudança de categoria. Para estimativa desta data considerou-se o intervalo entre a última data em que o filhote foi avistado sendo carregado ventralmente e dorsalmente e a primeira data em que foi considerado na categoria seguinte de I_1 para I_2 e de I_2 para J_1 , respectivamente; calculando-se a média entre as duas datas.

Análise temporal dos nascimentos

Para estimativa da data de nascimento, o cálculo foi similar ao utilizado por Crockett & Rudran (1987) para *A. seniculus* e Strier *et al.* (2001) para *A. guariba*, em que de forma conservadora, foi calculado o intervalo entre a última data em que a fêmea foi avistada sem filhote e a primeira data em que foi visto o filhote. Com base no número de dias deste intervalo foi estimada a proporção para cada mês entre estas duas datas. Por exemplo, se a fêmea havia sido avistada sem filhote no dia 15 de março e no levantamento do dia 15 de maio observou-se o infante, estimou-se a seguinte

proporção entre os meses: 0,25 (15/60) em março, 0,5 (30/60) em abril e 0,25 (15/60) em maio. Apenas um registro incluiu mais de três meses e foi descartado na análise devido à baixa precisão da estimativa. O intervalo médio da amostra dos dados analisados para o nascimento foi de $49,13 \pm 17,4$ dias (mediana=52, mín-máx=17-77).

A partir destes dados, estimou-se o grau de concentração das proporções de nascimentos em uma distribuição circular, considerada como um bom descritor para grau de sazonalidade (Batschelet, 1981; Di Bitteti & Janson, 2000, 2002). Para testar a sazonalidade foi utilizado o teste circular "Rayleigh test" (Batschelet, 1981; Zar, 1999). Da mesma forma que em Di Bitteti & Janson (2000), as frequências de nascimentos foram agrupadas em 12 intervalos (meses) com 30° cada, sendo estimado o valor médio de comprimento do vetor. Para testar as relações entre a distribuição mensal dos nascimentos e as variáveis de fotoperíodo, precipitação e temperatura foi utilizado o teste não paramétrico de correlação por postos de Spearman (r_s). Em ambos os testes foram considerados apenas os registros de nascimentos ocorridos em 2000-2001 ($n=31$). Para testar diferenças entre os fragmentos foi utilizado o teste Mann-Whitney (U) (ZAR, 1984). O pacote estatístico utilizado foi o SPSS for Windows® (1993).

Os dados climáticos de temperatura e precipitação foram obtidos junto ao 8^o Distrito de Meteorologia do município de Porto Alegre. Para a obtenção dos dados relativos ao fotoperíodo utilizou-se uma tabela com o número possível de horas de sol na latitude 30°S (Tubelis & Nascimento, 1980).

RESULTADOS:

Análise das taxas de nascimentos:

Ao longo dos dois anos de estudo foram registrados 31 nascimentos. Considerando um total de 26 fêmeas nos dez grupos, obteve-se uma taxa anual de natalidade de $0,63 \pm 0,3$ por fêmea adulta (tab.1). Comparando-se os dois anos de estudo, houve diferença significativa no número de nascimentos entre os períodos ($U=17,5$; $p=0,09$; $n=20$); sendo que 21 nascimentos (67,7%) ocorreram no decorrer de 2000 e apenas 10 (32,3%) em 2001.

As taxas de natalidade variaram entre as três áreas, sendo as taxas em Itapuã (taxa anual média $_{itapuã} = 0,31$) significativamente menores em relação à Extrema (taxa anual média $_{Extrema}=0,85$; $p=0,03$, $n=7$) e ao Lami (taxa anual média $_{Lami} =0,64$; $p=0,04$, $n=6$). Entre a Extrema e o Lami as diferenças não foram significativas ($p=0,28$, $n=7$).

Não foi constatada correlação entre o número de nascimentos e o tamanho do grupo ($r_s = 0,60$; $p=0,07$; $n=10$). Também não foi verificada correlação entre o número de nascimentos e número de fêmeas adultas por grupo ($r_s = - 0,15$; $p=0,69$; $n=10$).

Em todos os eventos de nascimentos observados ao longo de todo o estudo, não foi verificado o nascimento de gêmeos, o que demonstra que apesar de já haver um caso descrito para a espécie em Itapuã (Katz, 1990), o nascimento de mais de um filhote por fêmea deve ser um evento raro.

Tabela 1 - Número de nascimentos ocorridos no período de janeiro de 2000 à dezembro de 2001 em cada um dos grupos estudados.

Grupos	Local	Nasc	N.fêmeas	Nasc/fem por ano
G1	Extrema	5	2	1,25
G2	Extrema	4	2	1,00
G3	Extrema	3	2	0,75
G4	Extrema	3	3	0,50
G5	Lami	4	3	0,67
G6	Lami	4	3	0,67
G7	Lami	3	3	0,50
G8	Itapuã	2	3	0,33
G9	Itapuã	2	3	0,33
G10	Itapuã	1	2	0,25
Média	-	3,1	2,6	0,63

Intervalo entre nascimentos:

O intervalo médio entre nascimentos foi estimado para 18 das 26 fêmeas (69,2%) observadas durante o monitoramento (tab. 2). Destas, uma delas não foi avistada em um dos monitoramentos e no período seguinte já foi observada com filhote. Devido à baixa precisão da estimativa (entre 21 e 30 meses) foi excluída da análise. O tempo médio entre duas gestações de uma mesma fêmea foi estimado em cerca de 15 meses (média=14,7 ± 3,1; mediana= 15,3; min-max- 8,6-19,8; n=21). Uma das fêmeas, Léa do grupo 1 na Extrema, apresentou um intervalo de nascimentos inferior a média, e como consequência obteve-se um número maior de registros de nascimentos desta fêmea, sendo observado até dois nascimentos no mesmo ano. Todos os intervalos entre nascimentos desta fêmea foram estimados em menos de um ano (média=9,7 ± 0,9; mediana= 9,8; mín-máx- 8,6-10,8; n=4), enquanto que todos os demais registros foram estimados em pelo menos, um ano de intervalo entre as gestações. Para evitar uma

sub-estimativa ocasionada pela influência de um maior número de registros de uma fêmea com intervalo de gestação mais curto, foi calculada também a estimativa excluindo os registros desta fêmea e, assim, o tempo médio de intervalo ficou estimado em torno de 16 meses (média=15,8 ± 2,2; mediana= 16,3; mín-máx- 12,4-19,8; n=17).

Para as oito fêmeas (30,8%) em que não foi possível avaliar nascimentos sucessivos, estimou-se um intervalo mínimo de tempo sem nascimentos (tab. 2). Destas, cinco (19,2%) ultrapassaram o tempo máximo de intervalo entre os nascimentos observados, indicando que para estas fêmeas pode ter ocorrido as seguintes situações: a) o tempo de intervalo entre os nascimentos destas fêmeas pode ser superior ao período de abrangência deste estudo; b) podem ter ocorrido casos de abortos ou perdas de filhotes recém-nascidos (com menos de 2 meses), os quais não foram constatados nos monitoramentos bimestrais; c) dentre estas fêmeas podem estar incluídos casos de fêmeas que não estejam mais se reproduzindo ou com ciclos reprodutivos muito longos, seja por idade ou aspectos fisiológicos e/ou fêmeas nulíparas que tenham tido sua primeira cria no decorrer do estudo.

Em apenas uma das 26 fêmeas (4%) não foi observado nenhum nascimento ou filhote ainda carregado e o tempo mínimo de intervalo para esta fêmea foi estimado em 30 meses.

Desenvolvimento dos infantes:

O tempo em que o infante leva para tornar-se independente da mãe, período em que não é mais carregado, foi estimado entre 7 e 8 meses de idade (média=7,5 ± 1,5; mediana=7,8; mín-máx= 5,5 - 10,7; n=27). Já o tempo de permanência na classe etária infante 1, ou seja período em que este é carregado no ventre, foi estimado entre 2 e 3 meses (média=2,7 ± 1; mediana=2,3; mín-máx= 1,4 - 4,5; n=24). Não houve correlação entre o tempo de permanência entre as categorias I_1 e I_2 ($r_s = -0,20$; $p=0,38$; $n=21$). Também não houve relação entre o tempo estimado em que o filhote ainda era carregado pela mãe (I_2) e o comprimento do intervalo de gestação considerando este filhote e o nascimento subsequente da mesma fêmea ($r_s = -0,11$; $p=0,81$; $n=7$).

Em raras ocasiões, filhotes que já estavam sendo considerados como independentes foram carregados por suas mães ou pelo macho adulto em situações de

risco (travessia difícil, ventanias, etc...). Mesmo nestes casos excepcionais não foi visto nenhum filhote com mais de 11 meses sendo carregado.

Dos 21 infantes nascidos em 2000, todos sobreviveram ao primeiro ano de vida. No término do estudo todos os filhotes nascidos em 2001 foram avistados, a maioria (80%) ainda estava sendo carregada. O único registro de desaparecimento de infante e, provável morte, foi de uma fêmea com idade aproximada de 10 meses no grupo G5 do Lami em outubro de 1999, observado durante a etapa piloto. Esta perda, aparentemente, não teve efeito no intervalo entre nascimentos, visto que o tempo entre o nascimento deste filhote e do seguinte da mesma fêmea foi estimado em 16,9 meses, similar ao intervalo calculado para as demais fêmeas estudadas. Possivelmente, isto tenha se dado em função do infante já estar quase independente da mãe na época em que houve o desaparecimento.

Observações de cópulas e tempo de gestação:

Foram registradas 13 cópulas ao longo do estudo. Estas foram observadas em seis oportunidades nos meses de agosto, outubro e dezembro de 2000 e agosto e outubro de 2001, sendo três em Itapuã, duas na Extrema e uma no Lami. Todas as cópulas completas foram observadas entre machos e fêmeas adultos. Houve um registro de tentativa de cópula entre um macho sub-adulto e uma fêmea adulta, que foi interrompida pela saída da fêmea. A postura observada durante a cópula foi aquela na qual a fêmea permanecia agachada sobre as quatro patas, enquanto o macho penetrava-a por trás apoiado nas patas traseiras.

Todas as cópulas foram rápidas com tempo aproximado de duração entre 20 e 40s. A partir de um registro de cópula observado no dia 10 de junho de 1999 e posterior nascimento de filhote no período entre 17.12.99 e 07.01.00, pôde-se estimar um tempo de gestação em torno de 190 dias para uma fêmea do grupo G1 da Extrema.

Tabela 2: Intervalo entre nascimentos observados para as fêmeas de bugios-ruivos nos dez grupos estudados em Porto Alegre e Viamão, RS.

N	GRUPO	FÊMEA	LOCAL	DIAS (MESES)	MÉTODO
1	1	LEA	Extrema	323 (10,8)	1
2	1	LEA	Extrema	298 (9,9)	1
3	1	LOLI	Extrema	504 (16,8)	1
4	2	TERE	Extrema	595 (19,8)	1
5	3	NORA	Extrema	490 (16,3)	1
6	5	PRETA	Lami	498 (16,6)	1
7	6	BELL	Lami	410 (13,9)	1
8	7	FILO	Lami	528 (17,6)	1
9	7	FAFA	Lami	567 (18,9)	2
10	2	TOTA	Extrema	373 (12,4)	2
11	4	VAL	Extrema	431 (14,3)	2
12	4	VILMA	Extrema	459 (15,3)	2
13	4	VERNA	Extrema	529 (17,6)	2
14	6	BECA	Lami	508 (16,9)	2
15	5	GISA	Lami	507 (16,9)	3
16	5	SONIA	Lami	392 (13,0)	3
17	8	SIL	Itapuã	449 (14,9)	3
18	8	SULA	Itapuã	382 (12,7)	3
19	1	LÉA	Extrema	257 (8,6)	3
20	1	LÉA	Extrema	288 (9,6)	3
21	1	LÓLI	Extrema	466 (15,5)	3
22	10	CAPITU	Itapuã	entre 639 e 908 (21-30)	2
23	3	NARI	Extrema	> 603 (20,1)	4
24	7	FRIDA	Lami	>549 (18,3)	4
25	8	SERENA	Itapuã	>852 (28,4)	4
26	9	DAS NEVES	Itapuã	>590 (19,6)	4
27	9	DORI	Itapuã	>791 (26,4)	4
28	9	DINA	Itapuã	>699 (23,3)	4
29	10	CLÉO	Itapuã	>914 (30,5)	4
30	6	BINA	Lami	Sem estimativa fêmea migrante	

1- Estimativa a partir das observações ao longo do monitoramento.

2- Estimativa considerando filhotes ainda carregados no início do monitoramento .

3- Estimativa considerando dados de nascimentos observados por pesquisadores em 1998, 1999 e 2003.

4- Estimativa do tempo mínimo de intervalo entre nascimentos considerando fêmeas em que não foram observados nascimentos sucessivos.

Sazonalidade reprodutiva

Os bugios apresentaram um maior número de nascimentos durante o período de inverno, especialmente em maio e junho ($r=0,33$; $z=3,93$; $0,01 > p < 0,02$; $n=12$; nascimentos=30) (Fig. 1).

Houve um segundo pico menos pronunciado e não significativo estatisticamente no verão. O predomínio de nascimentos também foi significativo considerando os anos separadamente, com uma maior concentração no ano de 2000 ($r= 0,39$; $p < 0,01$, $n=12$; nascimentos=20) em relação a 2001 ($r= 0,29$; $0,02 > p < 0,05$; $n=12$; nascimentos=10)

O registro de nascimentos em quase todos os meses, demonstra que os bugios não apresentam sazonalidade reprodutiva no sentido estrito. Entretanto o pico significativo no inverno, indica que há um predomínio de nascimentos nesta época do ano onde coincidem as temperaturas mais baixas com uma menor disponibilidade de recursos energéticos. No período de maior abundância de frutos e flores, entre outubro e dezembro (Fig. 1), os nascimentos são menos freqüentes. A distribuição mensal de nascimentos foi inversamente correlacionada com o fotoperíodo ($r_s = - 0,44$; $p=0,03$; $n=12$) e a temperatura média mensal ($r_s = - 0,41$; $p=0,046$; $n=12$). Não houve relação entre os nascimentos e a precipitação mensal ($r_s=0,22$; $p=0,30$; $n=12$).

Em 7 dos 31 registros de nascimentos (25%) houve nascimento de filhotes de fêmeas diferentes dentro de um mesmo grupo no mesmo período.

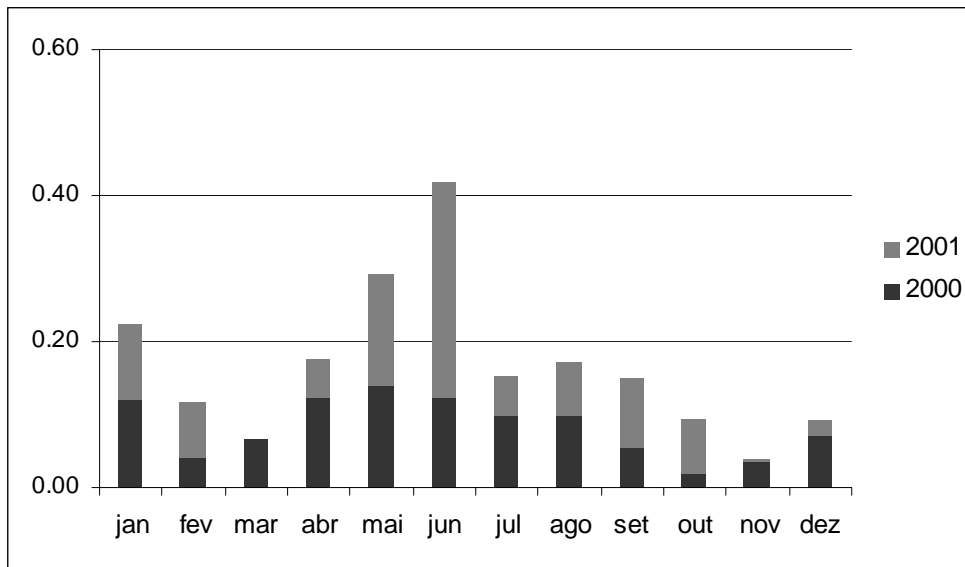


Figura 1. Distribuição mensal das proporções de nascimentos nos dez grupos estudados ao longo dos dois anos de estudo (n=31).

DISCUSSÃO

A taxa média anual de nascimentos observada até o momento (0,63) foi similar ao obtido para a espécie em Mata de Araucária (0,54) por Miranda (2004) e está dentro dos limites observados em estudos sobre as outras espécies do gênero (*A. palliata* - Fedigan *et al.*, 1998: taxa=0,43; *A. caraya* - Zunino, 1996: taxa=0,70; *A. seniculus* - Crockett & Rudran, 1987; taxa=0,73). Estas taxas são congruentes com a alta fecundidade citada para o gênero em relação aos outros primatas de tamanho corporal semelhante (Crockett, 1998). As taxas de nascimentos, no entanto, variam bastante, não apenas entre espécies mas também entre populações e entre períodos diferentes de um mesmo grupo. Tais variações podem ocorrer em função de alterações nas condições ambientais e diferenças na organização e estrutura social, tais como idades das fêmeas reprodutivas e relações hierárquicas entre os indivíduos (Dunbar, 1987, 1988).

O tempo estimado para o intervalo médio entre os nascimentos $15,8 \pm 2,2$ meses foi inferior ao estimado para a espécie em Caratinga, onde os autores observaram uma média de $21,2 \pm 2,25$ meses (Strier *et al.*, 2001). Considerando as outras espécies do gênero, os valores foram mais próximos ao encontrado para *A. caraya* (entre 13 e 15 meses; Calegari-Marques & Bicca-Marques, 1993) e *A. seniculus* ($17,4 \pm 4,5$; Crockett & Rudran, 1987). Porém dentro populações de uma mesma espécie estes valores são variáveis como observado em *A. palliata* (17 meses, Milton, 1982; 19,9 meses, Fedigan & Rose, 1995; 22,5; Glander, 1980).

Em cativeiro observou-se alta fecundidade para uma fêmea de *A. caraya*, em que esta teve três filhotes ao longo de dois anos com intervalos em torno de 9 e 8 meses respectivamente, entre os nascimentos sucessivos (Carminatti, com. pessoal). No Parque Zoológico do Rio Grande do Sul, o intervalo entre os nascimentos de dois filhotes de uma fêmea de *A. caraya* foi de 14 meses. Já para *A. g. clamitans* foi observado um intervalo de 9 meses, sendo que o primeiro filhote morreu por infanticídio provocado por um macho adulto de *A. caraya*, quando atravessou pela tela para o recinto adjacente (relato dos funcionários).

O tempo de gestação estimado para *A. palliata* (Glander, 1980) e *A. seniculus* (Crockett & Sekulic, 1982), apresentou valores médios de 186 e 191 dias,

respectivamente, semelhante ao único caso observado de cópula com registro de nascimento posterior (190 dias).

As espécies do gênero *Alouatta* até o momento estudadas foram consideradas por Di Bitetti & Janson (2000) como as menos sazonais de todos os primatas neotropicais por eles avaliados. Embora não apresentem uma estação reprodutiva, a maioria das populações apresentaram uma variação sazonal previsível nos nascimentos ao longo do ano, ocorrendo em geral, poucos nascimentos no período de maior disponibilidade de frutos ou folhas novas. A espécie *A. guariba* estudada em Caratinga não apresentou picos de nascimentos considerando os quatro anos de estudo (Strier *et al.*, 2001), apresentando porém um maior número de nascimentos na estação seca no primeiro ano. O padrão observado para as populações aqui estudadas foi mais similar ao observado para *A. caraya* na Argentina (27°30'S, 58°41'W) em que houve um número maior de nascimentos no inverno, período com baixas temperaturas e pouca disponibilidade de alimentos (Zunino, 1996). Provavelmente, esta maior similaridade com *A. caraya* deve estar relacionada à influência dos fatores de latitude, fotoperíodo e temperatura, mais semelhantes entre os dois locais do que entre os bugios do sul do Brasil (30°23'S, 51°01'W) e os bugios em Caratinga, MG (19°50'S, 41°50'W). Entretanto Kowalewski & Zunino (2004) comparando populações de *A. caraya* em localidades com condições similares de precipitação e temperatura, mas diferente disponibilidade alimentar, constataram que no local com menor variação sazonal de recursos os nascimentos ocorreram ao longo de todo o ano, ao contrário do observado em ambiente mais sazonal, em que estes se concentraram nos meses de maior escassez de alimentos. Em função da forte influência da dieta na distribuição temporal dos nascimentos há uma tendência de existir uma maior concentração de nascimentos em espécies que possuem uma alimentação composta por itens mais sazonais como frutos e insetos (Di Bitteti & Janson, 2000). A menor variação sazonal nos nascimentos de bugios é atribuída à dieta mais folívora em relação aos demais primatas neotropicais e às outras espécies de Atelideos, as quais apresentam um padrão sazonal dos nascimentos mais marcante (*Brachyteles hipoxanthus* - Strier *et al.*, 2001; *Ateles geoffroyi* - Milton, 1981; *Ateles paniscus* - Symington, 1988; *Lagothrix lagotricha* - Nishimura *et al.*, 1992). Também neste aspecto, as populações de bugios-ruivos de Itapuã e Porto Alegre diferem das populações estudadas em Caratinga. Mendes (1989)

observou um consumo anual de folhas de 70% (64,4% na estação chuvosa e 87,7% na estação seca). Já na Extrema e no Lami, Fialho (2000) observou um consumo menor de folhas que variou entre 30,1% e 53,9% no verão a 60% e 62 % no inverno no Lami e na Extrema, respectivamente. Em Itapuã, os bugios estudados também apresentaram uma dieta menos folívora que os de Caratinga, com o consumo médio de folhas estimado em 54% (Cunha,1994) e 40,5% (Marques, 2001).

Considerando as outras espécies do gênero, em regiões onde ocorrem estações secas e chuvosas mais definidas são constatados poucos nascimentos na estação chuvosa, período também de maior disponibilidade de frutos e folhas novas. (*A. palliata* no Panamá - Carpenter, 1934, Milton, 1982 e na Costa Rica - Fedigan *et al.*, 1998; *A. pigra* em Belize - Horwich *et al.*, 2001; *A. seniculus* na Venezuela - Crockett & Rudran, 1987). Na Costa Rica, os nascimentos de *A. palliata* apresentaram uma alta variabilidade interanual, havendo concentração de nascimentos na estação seca em alguns anos e outros anos com nascimentos distribuídos de forma mais uniforme (Glander, 1980).

A vantagem de haver concentrações de nascimentos em períodos menos favoráveis para os primatas, é que nestes períodos os filhotes poderiam suprir suas necessidades energéticas através da amamentação e quando inicia o período do desmame, o que em geral ocorre a partir dos seis meses de idade, já haveria uma maior disponibilidade de alimentos. Os picos de concentração dos nascimentos também podem ser reflexo de uma otimização do período de concepção em uma época com maior disponibilidade de recursos alimentares energéticos e com maior valor nutricional, mais vantajoso para fêmeas no início da gestação (Crockett & Rudran, 1987). Embora as duas hipóteses expliquem situações distintas, os autores salientam que no caso dos bugios, é difícil separar as duas explicações pois tanto o tempo de gestação, quanto a idade de desmame, estendem-se em torno de seis meses (Crockett & Rudran, 1987; Fedigan & Rose, 1995), coincidindo as datas nas mesmas estações em anos subsequentes.

Entretanto, um fator importante a ser considerado é a capacidade das fêmeas em retomar os seus ciclos reprodutivos. Nos bugios estudados o intervalo de nascimentos foi em torno de 15 meses, ou seja um período superior a um ano, sendo difícil coincidir a mesma época do ano nos nascimentos subsequentes.

Strier *et al.* (2001) observaram intervalos de nascimentos mais curtos em fêmeas que tiveram filhotes na estação seca, e sugeriram que a época do nascimento do filhote pode influenciar no tempo de desmame e/ou de uma nova concepção. Um padrão semelhante foi descrito para *Galago demidovii* em que Richard (1985) registrou ciclos alternados de intervalos de nascimentos com períodos longos e curtos de acordo com a época do ano do primeiro nascimento, demonstrando a influência sazonal nos ciclos reprodutivos.

Di Bitetti & Janson (2000) sugerem três hipóteses que levam ao ajuste dos eventos reprodutivos em relação a mudanças sazonais do ambiente: a) otimização do esforço reprodutivo em relação à disponibilidade energética; b) em relação a nutrientes essenciais e c) em relação à minimização dos riscos de acidentes letais do infante. Nos dois primeiros casos, a maior disponibilidade de recursos energéticos ou de nutrientes importantes pode ser mais crítico durante o período de concepção, pico de lactação ou desmame do filhote e a estratégia mais vantajosa deve variar de acordo com as características da espécie ou da previsibilidade do ambiente. A estratégia para a terceira hipótese seria de concentrar os nascimentos durante períodos de menor atividade ou com dias mais curtos, o que reduziria o tempo em atividades arriscadas e de maior exigência motora. Com relação aos bugios, os autores sugerem que a estratégia utilizada seria coincidir o período de desmame com o período de maior disponibilidade e qualidade de recursos alimentares, enquanto que os demais atelídeos parecem utilizar a terceira hipótese, embora os próprios autores reforcem que são necessários mais estudos para definir melhor quais as estratégias utilizadas. Em estudos de longo prazo têm sido observado que nos anos em que houve maior sazonalidade nos nascimentos houve uma maior sobrevivência dos filhotes (Glander, 1980), indicando que a sazonalidade pode ser uma força seletiva para este padrão em *Alouatta*.

O comportamento reprodutivo de *Alouatta guariba* parece ser flexível às condições do hábitat, com ajustes no tempo de intervalo entre gestações e época de nascimentos dos filhotes para superar situações menos favoráveis. Pesquisas comparativas em diferentes regiões da distribuição geográfica da espécie considerando a influência de fatores como o gradiente latitudinal, temperatura, precipitação, densidade populacional, disponibilidade de recursos e presença de predadores são recomendadas para

evidenciar as estratégias utilizadas pela espécie para uma otimização da eficiência reprodutiva e maior sobrevivência dos filhotes em diferentes locais.

CAPÍTULO 3

DISPOSIÇÃO ESPACIAL E ÁREA DE VIDA DE GRUPOS DE *ALOUATTA GUARIBA CLAMITANS* NO SUL DO BRASIL

Márcia M. A. Jardim & Eleonore Z. F. Setz

INTRODUÇÃO

O termo área de vida ou área domiciliar ("home range") foi originalmente definido como "a área percorrida por um indivíduo em suas atividades normais de busca de alimento, acasalamento e cuidado com filhotes" (Burt, 1947). Em estudos com primatas a definição mais usual tem sido como a área que um animal ou grupo de animais utiliza durante suas atividades diárias (Altmann, 1959; Chivers, 1969; Jolly, 1985). Variações no tamanho da área de vida em primatas têm sido associadas a uma série de fatores tais como o tamanho de grupo, densidade populacional e a composição da dieta. O tamanho da área de vida é correlacionado positivamente com a massa corporal e o tamanho de grupo e de forma negativa à proporção de folhas na dieta e à densidade populacional (Milton & May, 1976; Clutton-Brock, 1977; Crockett & Eisenberg, 1987). Assim, em geral, espécies que vivem em grandes grupos, em habitats de baixa densidade populacional e de hábitos alimentares insetívoros ou frugívoros, ocupam uma área maior (Chivers, 1969; Milton & May, 1976; Clutton-Brock & Harvey, 1977; Froehlich & Thorington, 1982; Crockett & Eisenberg, 1987).

O tamanho das áreas de uso ocupadas pelos grupos de bugios é bastante variável, desde 1,7 ha observado para *A. caraya* (Bravo & Sallenave, 2003) a 182 ha para *A. seniculus* (Palacios & Rodriguez, 2001). Bicca-Marques (1991) constatou, ainda, a presença de um grupo de *A. caraya* no sul do Brasil em um fragmento de apenas 0,3 ha. Para *A. guariba*, as estimativas variam de 3,4 em Itapuã, RS (Cunha, 1994) a 41,6 ha em Intervales, SP (Steinmetz, 2000). Crockett & Eisenberg (1987) sugeriram que as diferenças de tamanho da área de vida são mais função de diferenças ambientais do que das diferenças entre as espécies. Recentemente, Bicca-Marques (2003) em uma ampla revisão sobre o gênero em fragmentos florestais, constatou diferenças interespecíficas no tamanho da área de vida, em que *A. palliata* difere das demais espécies.

No presente estudo, pretende-se comparar as estimativas de tamanho de área de vida dos dez grupos de bugios-ruivos em relação a características populacionais como composição social e tamanho de grupo e características dos locais especialmente com relação ao tamanho de fragmento e densidade populacional.

ÁREA DE ESTUDO E MÉTODOS

Área de estudo:

O estudo foi realizado em três fragmentos florestais, Extrema e Lami localizados no município de Porto Alegre (29^o57' a 30^o16'S, 51^o01' a 51^o16"W) e Parque Estadual de Itapuã, em Viamão (30^o23'S, 51^o30'W). Os locais abrangem áreas de mata de encosta, situadas nos morros graníticos característicos do escudo Sul-Riograndense e matas de restinga das terras baixas da Planície Costeira. A vegetação se caracteriza fisionomicamente por campos e florestas. A composição das espécies vegetais destaca-se por ser constituída por espécies provenientes de três domínios florestais do sul do Brasil: a floresta subtropical do Alto Uruguai, a floresta dos pinhais e a floresta pluvial tropical da encosta atlântica (Rambo, 1954; Aguiar *et al.*, 1986; Brack *et al.*, 1998). O clima da região é do tipo Cfa segundo Köppen e caracteriza-se por uma média

anual de 1324 mm de chuvas bem distribuídas ao longo do ano (ausência de estação seca) e temperatura média anual em torno de 19,4⁰C (Menegat *et al.*, 1998).

Monitoramento dos grupos:

O monitoramento dos dez grupos de bugios-ruivos foi realizado a cada dois meses. Em cada encontro com um grupo foram registrados além do local, a data, o horário, a composição social e as características distintivas dos indivíduos. A determinação da composição dos grupos segue as classes sexo-etárias utilizadas para *A. guariba* em Caratinga, MG (Mendes, 1989; Mendes & Santos, 1999; Strier *et al.*, 2001).

O reconhecimento e seleção dos grupos foi realizado no período de junho a novembro de 1999, considerado como etapa piloto. Após definidos os grupos, o monitoramento foi realizado no período de dezembro de 1999 a dezembro de 2001. Os grupos foram identificados e reconhecidos com base na composição social, na disposição espacial e na coloração e marcas naturais dos indivíduos. Foram realizadas 13 expedições para os monitoramentos. O intervalo médio entre os monitoramentos foi de 50,2 ± 16,9 dias (mediana=53, mín-máx=17-77).

Disposição espacial e estimativa das áreas de uso:

O número médio de encontros, considerando o monitoramento e a piloto, com cada grupo foi de 21,9 (mediana= 21, mín-máx=16-42), totalizando 219 encontros com os dez grupos de bugios. Em todos os encontros foram marcados pontos com a localização do grupo no fragmento florestal. O número de pontos marcados por grupo foi variável dependendo do deslocamento do grupo em cada encontro, obtendo-se em média 42,1 ± 12,6 pontos para cada grupo (mediana=39,5; mín-máx=31-74) ao longo dos dois anos de monitoramento.

Os pontos foram marcados através do uso de fitas plásticas nas árvores utilizadas pelos bugios e suas posições foram mapeadas com o auxílio de um GPS-Garmin II *plus* (coordenadas do tipo UTM, *Datum* Córrego Alegre - ca22s) no momento do avistamento ou posteriormente, quando havia riscos de se perder os animais ou dificuldades de obter a localização por satélites. Todos os pontos obtidos para os

grupos foram armazenados em um banco de dados cartográfico digital e posteriormente plotados em um mapa de cobertura vegetal abrangendo as áreas de estudo.

A partir do mapeamento dos pontos foram elaborados polígonos das áreas de uso utilizando o método do mínimo polígono convexo (MPC). Este consiste basicamente na união dos pontos mais externos da distribuição de localizações, de forma a fechar o menor polígono possível sem admitir concavidades (Jacob & Rudran, 2003). Para verificar a influência dos pontos mais extremos foram estimadas as áreas de vida com 100% dos pontos (MPC 100%) e excluindo-se 5% dos pontos mais externos (MPC 95%) (White & Garrot, 1990; Jacob & Rudran, 2003). Para o desenho e o cálculo das estimativas das áreas de uso foi utilizado o programa de computador BIOTAS versão 2.1 (<http://www.ecostat.com>).

Também foi utilizado o método de esquadramento, sobrepondo uma grade de 25x25 m ao conjunto de pontos de cada grupo, considerando o número total de quadrados contendo pontos ou traçados de localizações seqüenciais e multiplicando pela área do quadrado. Optou-se pelo uso destes dois métodos para possibilitar a comparação com os estudos sobre a espécie, visto que ambos os métodos têm sido utilizados nos estudos com *A. guariba*. A sobreposição das áreas foi estimada somando o número de quadrados de 25 x 25 m de áreas comuns utilizadas por grupos adjacentes.

Para o cálculo do tamanho do fragmento florestal foi utilizado um mapa de cobertura vegetal, a partir de um índice de vegetação – NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*). Esse índice analisa a biomassa da vegetação empregando o princípio de que há uma notável diferença entre a absorção/reflexão da luz nas diferentes faixas do espectro no sensor do satélite Landsat/TM (221/081 de 22/11/2000). A energia que é fortemente absorvida pela vegetação na faixa do vermelho (banda 3) é refletida no infra-vermelho próximo (banda 4). Dessa forma, a razão entre uma e outra permite que se estabeleça um índice de vegetação, que no caso em estudo foi calculado da seguinte maneira:

$$\text{NDVI} = (\text{banda 4} - \text{banda 3}) / (\text{banda 4} + \text{banda 3}).$$

Nesse índice, os valores variam entre -1 e 1, com as áreas construídas ou cobertas por água apresentando os valores mais baixos e a cobertura arbórea os mais altos. Para fins de individualização dos fragmentos a imagem foi convertida para uma

escala em bytes, o que determina que os valores variem entre 0 e 255. Foi estabelecido um ponto de corte com índice que variou entre 200 e 220, de acordo com as peculiaridades das áreas de estudo, de modo a gerar-se um mapa binário, apresentando somente a classe de mata, que foi então calculada para cada fragmento avaliado. Adicionalmente, foram utilizadas fotos aéreas em escala 1:8.000 no Morro da Extrema e no Lami e 1: 40.000 no Parque Estadual de Itapuã e saídas a campo para auxiliar a definição dos limites da floresta.

Para o cálculo de densidade populacional, os pontos marcados com GPS foram transformados em arquivos vetoriais e plotados no mapa descrito acima. Com base na distribuição espacial dos pontos foi elaborado um polígono ligando os pontos mais extremos de localizações dos grupos de estudo em cada área, similar ao método do mínimo polígono convexo, obtendo a área total utilizada pelos grupos de estudo em cada fragmento. Para obtenção das estimativas dividiu-se o número médio total de indivíduos ao longo dos 13 monitoramentos (ver cap. 1) pela área de abrangência do polígono. Na Extrema e em Itapuã foram adicionados o número de indivíduos de dois grupos que não estavam sendo monitorados por suas áreas de vida estarem inclusas dentro deste polígono. Este procedimento é semelhante ao descrito por Cullen Jr. (1997) para o método do mapeamento total ou da área intensiva de estudo. Os procedimentos foram efetuados através do uso dos programas IDRISI versão 3.2 e CARTALINX.

RESULTADOS

Houve uma tendência de estabilização do tamanho das áreas de uso para todos os grupos a partir do segundo ano de monitoramento (Fig. 1). Ao longo dos dois anos de monitoramento o tamanho médio de área de vida estimado para os dez grupos foi de $4,4 \pm 2,3$ ha (mediana=3,5, mín-máx=2,3-8,7) pelo método do polígono mínimo convexo e $4,2 \pm 1,7$ ha (mediana=3,5, mín-máx=2,6-7,6) pelo método de esquadramento (25x25m). A área de vida individual variou entre 0,2 a 1,1; com média de 0,5 ha por indivíduo (Tab.1). A sobreposição de áreas de uso variou de 0 a 39% (média=16,9%).

Considerando as áreas de estudo, o tamanho médio de área de vida foi significativamente menor no Lami (média $Lami = 2,4 \pm 0,2$) em relação aos grupos da Extrema (média $extrema = 5,1 \pm 1,9$; $p=0,03$) e aos grupos do Parque de Itapuã (média $itapuã = 5,4 \pm 3,5$; $p=0,05$). Entre os grupos da Extrema e Itapuã não foi constatada diferença no tamanho médio de área de vida ($p=0,72$).

Na Extrema houve uma maior variação no tamanho da área de vida (Fig.2). Apesar do método não permitir uma análise quantitativa do padrão de utilização do espaço, foi observado que os grupos G1 e G2 utilizaram a área de forma relativamente homogênea, percorrendo praticamente todas as porções da área de vida ao longo do ano. Já o grupo G4 utilizou com mais intensidade a área mais central, expandindo em direção ao norte através de rotas direcionadas. Esta porção abrange ambientes mais alterados, com maior presença de espécies exóticas como *Eucalyptus* sp. Em função disto, é possível que a área de vida deste grupo esteja superestimada pelo método MPC 100%, e as estimativas pelo método MPC 95% e Esquadramento estejam mais próximas a realidade deste grupo (Tab.1). O grupo G3 tinha grande parte da área restrita pelos limites da floresta e, apesar de possuir uma área pequena, determinadas porções da área foram utilizadas apenas em atividades sazonais de forrageio para consumo de gerivás (*Syagrus romanzoffiana*).

O tamanho das áreas de uso no Lami, certamente foi limitado pelo tamanho do fragmento, calculado em 14,2 ha. Considerando o reduzido tamanho do fragmento já seria esperado que os grupos utilizassem áreas de uso pequenas ou com grande sobreposição. De fato, as áreas de uso são bem inferiores aos demais grupos. Todavia não foi observada maior sobreposição em relação aos outros locais, ao contrário, foi onde foi observado o único grupo sem sobreposição e onde a média de sobreposição foi a mais baixa (10,9%), apesar de não ser significativamente diferente da Extrema (22,3%; $p=0,16$) ou Itapuã (15,7%; $p=0,87$). A alta densidade e a sobrevivência dos grupos em áreas de uso tão pequenas talvez só seja possível na área pela grande abundância de espécies importantes na dieta do bugio como *Ficus organensis*, *Coussapoa microcarpa*, *Chrysophyllum marginatum* e *Guapira opposita*, além de grande abundância de epífitas (Fialho, 2000). Em outubro de 2001, um novo grupo começou a ocupar a porção mais ao sul do fragmento, provavelmente vindo da mata ciliar do Arroio Chico Barcelos, aumentando ainda mais a densidade populacional da

área (Fig 3). A área não tinha sido ocupada por nenhum dos três grupos e é constituída por uma vegetação de porte mais baixo e com menos indivíduos de *Ficus organensis* e *Coussapoa microcarpa*.

Em Itapuã, o grupo 8 utilizou a maior área dentre os grupos estudados (Fig. 4). Os animais utilizaram porções de Mata de restinga e encosta, explorando os ambientes de forma homogênea. Em contraste o grupo 9 utilizou uma área pequena, limitada a leste pelo topo do morro. O grupo 10, utilizou a área mais alterada, com predomínio de vegetação em regeneração, em que a vegetação mais antiga e de maior porte e com vários indivíduos de *Syagrus romanzoffiana*, situava-se ao longo de um pequeno córrego.

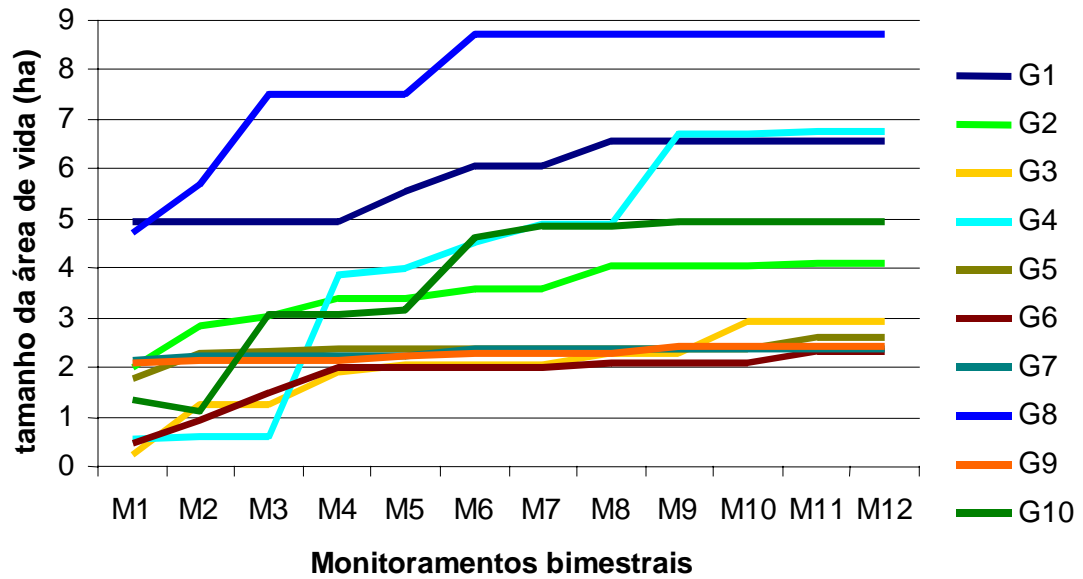


FIGURA 1 Curva cumulativa do tamanho das áreas de vida estimadas (método mínimo polígono convexo) ao longo dos doze monitoramentos para os dez grupos de bugios-ruivos estudados em Porto Alegre e Itapuã no período de 2000 a 2001.

TABELA 1. Estimativas de áreas de uso para os dez grupos de *Alouatta guariba* em Porto Alegre e Itapuã no período de 2000 e 2001, calculadas a partir de três diferentes métodos. Sendo MPC 100 a estimativa obtida pelo método do mínimo polígono convexo 100%, MPC 95 pelo método do mínimo polígono convexo 95% e esquadramento pelo método do esquadramento considerando quadrados de 25 x 25 m.

Grupos	MPC 100 (ha)	MPC 95 (ha)	Esquadramento (ha)	n. quadrados 25x25m
G1	6,6	6,0	6,1	96
G2	4,1	3,4	3,7	60
G3	2,9	2,3	2,9	46
G4	6,7	5,0	4,9	78
G5	2,6	2,1	3,2	51
G6	2,3	2,1	2,9	47
G7	2,4	1,5	2,6	42
G8	8,7	7,7	7,5	124
G9	2,4	2,3	3,0	50
G10	4,9	4,5	5,3	85
Média	4,4	3,7	4,2	67,9

Áreas de vida dos grupos de bugios-ruivos no Morro da Extrema



Figura 2: Disposição espacial das áreas de vida dos grupos de bugios-ruivos (*Alouatta guariba*) estudados no Morro da Extrema, Porto Alegre, RS.

Áreas de vida dos grupos de bugios-ruivos na Mata de Restinga do Lami



Figura 3: Disposição espacial das áreas de vida dos grupos de bugios-ruivos (*Alouatta guariba*) estudados na Mata de Restinga do Lami, Porto Alegre, RS.

Áreas de vida dos grupos de bugios-ruivos no P.E. de Itapuã

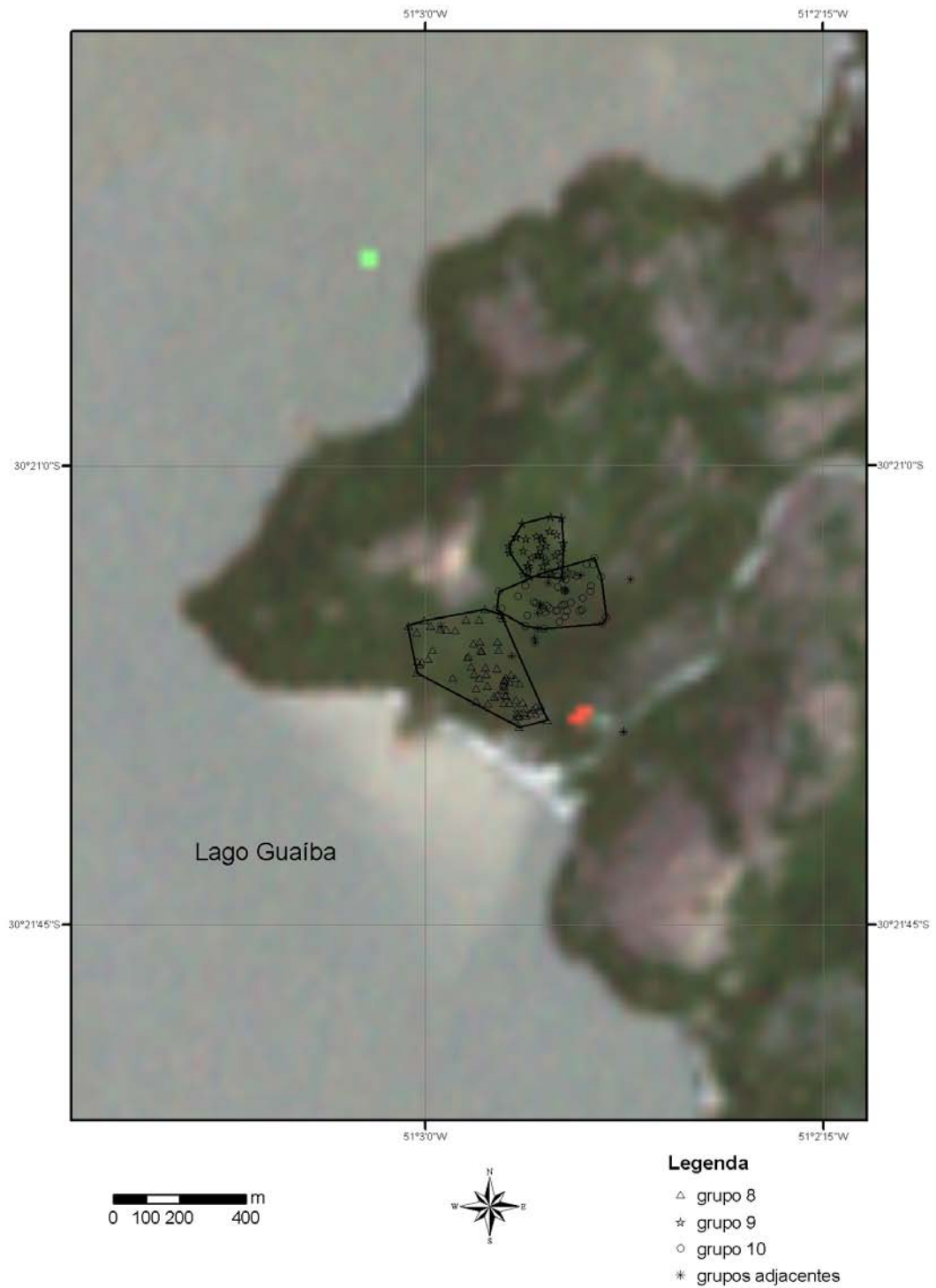


Figura 4: Disposição espacial das áreas de vida dos grupos de bugios-ruivos (*Alouatta guariba*) estudados no Parque Estadual de Itapuã, Viamão, RS.

Não foi constatada correlação significativa entre o tamanho de área de vida e o tamanho do grupo ou composição social (número de machos adultos, fêmeas adultas e imaturos) (Tab.2). O mesmo foi encontrado relacionando o tamanho de área de vida e o tamanho do fragmento, embora neste caso, o valor encontrado ficou próximo ao nível de significância (Tab.2). Provavelmente, este resultado deve-se ao pequeno número de fragmentos estudados (n=3). Ao considerar os dados da literatura obteve-se uma forte associação entre estas variáveis ($r=0,88$; $p<0,0001$, $n=21$), confirmando esta tendência. Com relação a densidade populacional, obteve-se uma correlação negativa entre o tamanho da área de vida e o número de indivíduos por hectare em cada área de estudo (Tab.2).

Tabela 2. Correlações entre tamanho de área de vida e variáveis ecológicas

	r	p
Área de vida x n. indivíduos por grupo	-0,25	0,489
Área de vida x n. fêmeas adultas por grupo	-0,72	0,843
Área de vida x n. imaturos por grupo	-0,11	0,751
Área de vida x n. machos adultos por grupo	0,50	0,136
Área de vida x tamanho do fragmento	0,58	0,076
Área de vida x densidade populacional	-0,63	0,048*

DISCUSSÃO

Os tamanhos estimados para as áreas de uso dos grupos de bugios em Porto Alegre e em Itapuã estão dentro da variação encontrada para outras localidades onde *A. guariba* foi estudada, embora os valores médios sejam inferiores à maior parte dos estudos desenvolvidos com a espécie (Tab.3). Na mata de restinga do Lami, as áreas de uso foram as menores registradas até o momento para a espécie.

Convém ressaltar que pelos diferentes métodos aplicadas pelos pesquisadores, a comparação entre os estudos deve ser feita com cautela, tendo em vista que os valores obtidos podem variar dependendo do método aplicado. Em geral, o método do polígono convexo tende a superestimar os tamanhos de áreas de uso, quando comparado com as estimativas geradas a partir do somatório dos quadrados (25x25m). Este efeito pode ser observado ao analisar os resultados obtidos pelos pesquisadores que utilizaram ambos os métodos, com acréscimos no tamanho da área de vida que variaram de 19,5% e 21,3% (Marques, 2001), 58,1% (Perez, 1997), até mais de 100% como o obtido por Martins (1997). Cunha (1994), ao contrário, obteve um acréscimo de 21,5% da área utilizando o método do esquadramento.

Neste estudo, constatou-se que em metade dos grupos obteve-se uma área de vida maior com método do polígono em relação ao esquadramento 25x25 (aumentos que variaram entre 2,2% a 38,5%) e na outra metade ocorreu o inverso, áreas maiores com o método do esquadramento (com aumentos entre 7,2% e 25,5%). Tais diferenças se devem a disposição espacial dos pontos, formato da área de vida e desenho do fragmento. Nos grupos, em que as estimativas foram maiores pelo método do polígono, o tamanho da área de vida deve ter sido superestimado em função dos pontos extremos (*outliers*), incluindo áreas que não são utilizadas pelos animais, problema já previsto para o método (Jacob & Rudran, 2003).

Entretanto, em áreas pequenas e com a utilização muito próxima aos limites do fragmento, como é o caso das áreas de uso dos grupos no Lami, o método dos quadrados também teve acréscimos de áreas provocados pela inclusão de porções de borda de mato que os animais não utilizaram. Este problema é acentuado a medida que se aumenta o tamanho dos quadrados.

Tabela 3: Estimativas de tamanho de área de vida, tamanho de grupo e densidade populacional em diversos estudos realizados com a espécie *Alouatta guariba*.

Área de vida (ha)	Área de vida ind. (ha)	Tam. de grupo	Tam. do fragmento (ha)	Método	Local	Fonte
2,4 2,9	0,2	9,4 (7-13)	14	Esquadramento (25x25m) Mínimo Polígono convexo	Mata de Restinga, Lami, Porto Alegre	este estudo
3,4 4,1	0,5 0,7	7	35	Mínimo Polígono convexo Esquadramento (25x25m)	Parque de Itapuã, RS Morro do Araça	Cunha, 1994
4,0	0,5	8-9	12	Mínimo Polígono convexo*	Mata de Restinga, Lami, Porto Alegre	Fialho, 2000
4,1	0,7	6	234	Esquadramento (25x25m)	Reserva Santa Genebra, SP	Chiarello, 1993
4,4 5,1	0,6	8 (4-12)	86	Mínimo Polígono convexo Esquadramento (25x25m)	Mata de encosta, Extrema, Porto Alegre	este estudo
5,3 5,4	0,7	7,4 (5-11)	171	Esquadramento (25x25m) Mínimo Polígono convexo	Parque de Itapuã, Morro da Fortaleza, RS	este estudo
5,5	1,5	4	170	Plotagem de pontos GPS	Mata Doralice, PR	Aguiar <i>et al.</i> , 2003
6,4	0,7	9-10	27	Mínimo Polígono convexo*	Mata de encosta, Extrema, Porto Alegre	Fialho, 2000
7,1 8,6	1,1	8	171**	Esquadramento (25x25m) Mínimo Polígono convexo	Parque de Itapuã, RS Morro da Fortaleza	Marques, 2001
7,2	1,0	7-9	200	Mínimo Polígono convexo	Santa Maria, RS	Fortes, 1999
7,9	1,2	7	570	Esquadramento (25x25m)	Estação Biológica de Caratinga, MG	Mendes, 1989
8,5	1,1	8	234	Esquadramento (25x25m)	Ribeirão da Cachoeira, SP	Gaspar, 1996
9,3 14,7	1,5 2,1	7	60	Esquadramento (25x25m) Mínimo Polígono convexo	Três Barras, PR	Perez, 1997
11,3 13,5	1,2	11	68	Esquadramento (25x25m) Mínimo Polígono convexo	E. E. de Aracuri, RS	Marques, 2001
11,6	2,9	4	80	Esquadramento (25x25m)	Mata Boa Vista, RJ	Limeira, 1996
12,5 22,0 26,0	3,2 5,5 6,5	3-4	165	Esquadramento (50x50m) Média harmônica (95%) Mínimo Polígono convexo	Lençóis Paulista, SP	Martins, 1997
19,5 14	2,4	8	700	Esquadramento (25x25m)	Balsa Nova, PR	Miranda, 2004, no prelo.
33,0 41,6	5,5 6,9	5-6	49.888	Esquadramento (50x50m) Mínimo Polígono convexo	Intervales, SP	Steinmetz, 2000

* O autor considerou o polígono formado pelos pontos mais externos, mas calculou a área do polígono pelo somatório de quadrados 10x10m.

** A autora não fez estimativa sobre o tamanho do fragmento, sendo utilizada a estimativa de área calculada neste estudo.

A partir dos resultados gerados e das premissas de cada método, pode-se inferir que os grupos com menor diferença entre os dois estimadores, apresentam estimativas mais confiáveis.

O método do mínimo polígono convexo 95% não foi um bom estimador, visto sua tendência de subestimar a área de vida, apresentando diferenças em relação ao método do esquadramento em até 74% (grupo 7).

Outra hipótese que deve ser discutida, ainda com relação à metodologia, é que neste trabalho, não houve o acompanhamento intensivo de um grupo de bugios, como foi feito nos outros estudos, e os dados utilizados para os cálculos foram baseados nos encontros bimensais com cada um dos dez grupos, o que poderia levar a uma subestimativa no tamanho da área de vida. Entretanto, as curvas de suficiência apontam para uma estabilização no tamanho das áreas de uso para todos os grupos a partir do segundo ano, sugerindo que o esforço amostral foi suficiente. Além disto, as estimativas geradas para dois dos três grupos já estudados por outros pesquisadores (6,6 ha para o grupo 1 e 8,7 ha para o grupo 8) foram muito similares às encontradas por estes autores: 6,4 ha (Fialho, 2000) e 8,6 ha (Marques (2001), respectivamente. A maior diferença foi verificada para o grupo 5 do Lami, cuja área calculada foi entre 2,6 ha e 3,18 ha, enquanto Fialho (2000) obteve 4 ha.

Com base nos resultados obtidos, tudo leva a crer que os fatores determinantes para áreas de uso tão pequenas no Lami, sejam a alta densidade populacional no local e o pequeno tamanho de fragmento, ou seja, o grande número de indivíduos ocupando um espaço tão restrito. Fialho (2000) levantou as seguintes hipóteses para explicar o alto valor de densidade populacional no Lami: 1) a fragmentação levou as sub-populações a concentrarem-se em manchas de florestas remanescentes, 2) a ausência de predadores de topo, tanto aves de rapina quanto grandes felinos, 3) ausência de competidores já que *A. guariba* é a única espécie de primata presente na região e 4) pelo fato da mata já ter sido perturbada e estar em processo de regeneração e portanto disponibilizar mais recursos alimentares pelo aumento de produção primária e proliferação de lianas. A primeira hipótese é bastante plausível e deve ser o fator determinante na configuração deste panorama. A presença de cachorros e a caça em áreas não protegidas como Lami e Extrema pode servir como contraponto a ausência de predadores de topo, e, portanto, a influência da segunda hipótese é de difícil

previsão. É possível que as demais hipóteses contribuam para a elevada densidade populacional, mas isoladamente não são determinantes, visto que tais situações ocorrem também na Extrema e em Itapuã e em várias localidades onde a densidade populacional é mais baixa.

Bravo & Sallenave (2003) estudando dois grupos de *Alouatta caraya* na Argentina em uma localidade com alta densidade populacional (4,25 ind/ha), encontraram os menores tamanho de área de vida para o gênero, reforçando a hipótese de Crockett & Eisenberg (1987) de que o tamanho da área de vida é inversamente relacionada à densidade populacional.

De fato, a alta densidade populacional parece ser um fator crítico na utilização do espaço. Supõe-se que em casos de alta densidade os grupos tenham duas opções, ou restringir o tamanho da área de vida ou aumentar a taxa de sobreposição de área com grupos adjacentes. Neste estudo, a relação negativa entre o tamanho de área de vida e a densidade populacional, indica que as populações aqui estudadas utilizaram a primeira estratégia. O que vai de encontro com o sugerido por Steinmetz (2000), em que os bugios parecem lidar com as variações de densidade populacional diminuindo ou aumentando suas áreas de uso.

Nos grupos de Porto Alegre e Viamão a taxa de sobreposição média das áreas de uso nos três locais (10% a 22%) foi semelhante ao encontrado para a espécie em outras regiões (18,2%, Steinmetz, 2000; 30%, Mendes, 1989 e 33,3%, Chiarello, 1993). No gênero as maiores sobreposições de área de vida foram encontradas para *A. palliata*, chegando até taxas de 100% de sobreposição (Milton, 1980). Já nos grupos de *Alouatta caraya*, mesmo com áreas de vida tão reduzidas, a sobreposição foi baixa 23% (no grupo de 1,7ha) e 18% (no grupo de 2,2 ha) (Bravo e Sallenave, 2003).

A relação entre tamanho de fragmento e área de vida observada neste estudo também foi verificada por Bicca-Marques (2003) em uma ampla revisão sobre o gênero, não sendo um bom previsor apenas para *A. palliata*. Segundo o autor, a fragmentação resulta na diminuição da área de vida, especialmente em pequenos fragmentos onde os animais são incapazes de aumentar sua área de atividade devido aos limites da floresta.

Steinmetz (2000) atribuiu a extensa área de vida dos bugios no Parque Estadual de Intervales à continuidade e tamanho da floresta, que levam a uma menor densidade populacional, diminuindo a competição intraespecífica e permitindo aos animais ocuparem áreas maiores. Em unidades de conservação com extensas florestas como o Parque Estadual de Rio Doce, P. E. Carlos Botelho, Reserva Florestal de Sooretama e Reserva Florestal de Linhares (Chiarello & Melo, 2001; Hirsh, 2000) também foram constatadas baixas densidades populacionais de *A. guariba*. Nestes locais, porém, ainda não existem estudos sobre tamanho de área de vida dos grupos de bugios, limitando a comparação a grupos de bugios vivendo em fragmentos florestais com tamanhos inferiores a 1000 ha.

Considerando outras espécies do gênero, nem sempre grandes florestas levam a um tamanho maior de área de vida. Jardim & Oliveira (1997), estudando *A. belzebul* na Floresta Nacional de Caxiuanã (330.000 ha) na Amazônia Oriental, observaram que apesar do alto grau de frugivoria (cerca de 70%) e de extensos percursos diários (861 m a 2409 m) bastante superiores a média encontrada para o gênero, o tamanho de área de vida foi muito similar ao encontrado para as demais espécies (13,8 ha). Os autores propõem que a utilização do espaço pelos bugios em Caxiuanã foi determinado principalmente pela defesa do território e monitoramento dos recursos alimentares. No local, porém, a competição por recursos é acentuada devido à presença de outras espécies de primatas e à alta densidade populacional de bugios na região.

Ao contrário do obtido por Marques (2001) não se verificou correlação positiva entre tamanho de área de vida e o número de indivíduos por grupo. No local com o maior número de indivíduos, as estimativas de tamanho das áreas de vida foram as menores já registradas para a espécie. Mesmo excluindo os resultados do Lami devido às peculiaridades já discutidas acima, também não houve relação entre estas variáveis ($r=0,35$, $p=0,44$, $n=7$). Similar a este estudo, Bicca-Marques (2003) constatou que o tamanho de área de vida em *A. guariba* ($F\text{-ratio}=1.142$, $n=11$, $p=0,313$) e demais espécies do gênero não é previsto pelo tamanho de grupo, com exceção de *A. palliatta*.

Outro fator importante a ser considerado é a distribuição e densidade de recursos alimentares. Primatas frugívoros têm áreas de vida maiores do que primatas com dietas preferencialmente folívoras (Milton & May, 1976; Clutton-Brock & Harvey, 1977). A relação é reflexo da distribuição mais heterogênea de itens alimentares com

distribuição mais agregada e sazonal, como é o caso de frutos e flores, levando os primatas a percorrerem distâncias maiores em busca destes recursos. Segundo Milton & May (1976), em primatas generalistas, a proporção dos itens alimentares na dieta exerce influência no tamanho de área de vida, de forma que quanto maior a proporção de frutos na dieta, maior será a área utilizada pelos indivíduos do grupo. A espécie *A. guariba* é considerada folívora-frugívora, com estimativas de proporções de frutos na dieta que variaram de 5,2% (Chiarello,1992) a 46,8%(Marques,2001). Com base nisto, Chiarello (1993) propôs que o pequeno tamanho da área de vida de um grupo estudado em Santa Genebra seja em parte devido à baixa proporção de frutos encontrada na dieta (5%).

Apesar da dieta não ter sido avaliada neste estudo, os resultados obtidos na Extrema (28,3%) e Lami (40,4%) por Fialho (2000) e em Itapuã por Cunha (1994) e Marques (2001) (35,6% e 46,8%, respectivamente) apontam para um grau de frugivoria comparativamente alto em relação à dieta em outras regiões de sua distribuição geográfica, e, portanto, seriam esperadas áreas de uso maiores, o que não correspondeu aos resultados obtidos. Bravo & Sallenave (2003) também não observaram relações entre o tamanho de área de vida e a proporção de folhas na dieta para *A. caraya*, sendo que os dois grupos observados apresentaram a menor área já registrada nos estudos sobre o gênero (1,7ha e 2,2 ha) e a proporção de frutos na dieta atingiu cerca de 19%.

No caso das populações aqui estudadas, a relação do tamanho da área de vida com a distribuição espacial e densidade dos recursos alimentares também discutida por vários autores (Limeira, 1996; Fortes, 1997; Martins, 1997; Fialho, 2000; Marques, 1996, 2001; Bravo & Sallenave, 2003) parece ser um elemento mais adequado para explicar as diferenças encontradas nos grupos. No Lami, apesar do tamanho restrito, ocorrem altas densidades de espécies importantes na dieta, como, por exemplo, *Ficus organensis*, e provavelmente, a concentração destas espécies seja suficiente para fornecer recursos de boa qualidade a todos indivíduos mesmo em uma área pequena, conforme já sugerido por Fialho (2000). Estes dados também estão de acordo com o previsto por Bravo & Sallenave (2003), em que a abundância e distribuição de alimentos de alta qualidade pode ser responsável pela formação de grupos grandes utilizando pequenas áreas. Na Extrema e Itapuã, os ambientes parecem ser mais

heterogêneos, com grande influência de áreas em regeneração, que devem refletir em diferenças locais no forrageio dos animais e conseqüentemente no tamanho da área de vida.

Outro aspecto relevante que deve influenciar os tamanhos de área de vida são as relações de dominância/subordinação entre grupos adjacentes. É razoável supor que grupos dominantes de primatas ocupem as melhores porções da floresta, restringindo grupos subordinados a áreas menos favoráveis. Entretanto, a pressão exercida pelos grupos dominantes não significa que estes vão ocupar áreas maiores, pois a distribuição dos recursos importantes é variável e grupos em áreas com menor disponibilidade de recursos podem ser obrigados a percorrer áreas maiores para encontrar alimentos, aumentando sobreposição de área com outros grupos ou expandindo para áreas onde não tenham grupos de bugios estabelecidos. De forma semelhante a história de vida dos grupos deve influenciar, pois grupos com formação mais recente devem ocupar áreas marginais e possivelmente menos favoráveis.

Dentre os fatores apontados como importantes na utilização da área de vida, a densidade populacional e o tamanho de fragmentos foram os que mais influenciaram o tamanho da área de vida das populações em Porto Alegre e Viamão e parecem ser melhores previsores para a espécie como um todo. Entre muitos aspectos que devem ser abordados em análises de uso do espaço por bugios, são de especial interesse estudos de longo prazo que avaliem o nível de estabilidade no tamanho da área de vida e as relações com as variáveis ecológicas ao longo do tempo, bem como a dinâmica envolvida na disposição espacial entre grupos adjacentes.

CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES GERAIS PARA A CONSERVAÇÃO DO BUGIO-RUIVO

O conjunto de informações obtidas através dos resultados deste estudo sugere que as populações na região encontram-se em uma situação de crescimento populacional. Tal situação pode estar ocorrendo pela diminuição da pressão antrópica no Parque de Itapuã, que passou a ter uma conservação mais efetiva nas últimas três décadas com a implantação do Parque e devido a uma redução da intensidade das atividades rurais na região Extremo-Sul de Porto Alegre, sendo estas substituídas por sítios de lazer. Estes fatos possibilitaram que porções significativas da mata nativa destas áreas, encontrem-se atualmente em regeneração. A alta taxa de natalidade com pequeno intervalo entre os nascimentos indica que, pelo menos no momento, o hábitat é capaz de fornecer alimentos de boa qualidade e demonstra uma capacidade de expansão e recolonização de habitats desde que haja conexões entre os fragmentos .

A utilização de matas recentes pelos bugios é relevante não só para as populações de bugios residentes mas também para a dinâmica de regeneração destes fragmentos florestais. Do ponto de vista das populações de bugios o uso destas novas áreas combinadas a áreas mais antigas aumenta as possibilidades de utilização de recursos, permitindo uma maior variabilidade na dieta. Além disso, pode permitir um crescimento populacional pelo incremento de área que possibilita um maior número de indivíduos por grupo ou ainda, a formação de novos grupos de bugios. Um exemplo disto, é o Parque Nacional de Santa Rosa, na Costa Rica, onde têm sido observado um aumento nas populações de *Alouatta palliata* nos últimos anos em função do aumento da área pela regeneração da floresta (Fedigan, *et al*, 1998). As matas secundárias originadas pela regeneração devem estar atuando também como corredores naturais, restabelecendo ligações entre os fragmentos florestais.

Em relação à dinâmica de regeneração de florestas, como os bugios são potencialmente dispersores de muitas plantas (Estrada & Coates Estrada, 1991; Marques & Rylands, 2000; Liesenfeld, 2003) eles contribuem para aumentar a heterogeneidade de espécies vegetais nestes locais. Para avaliar melhor esta questão, estudos comparativos da regeneração em áreas com e sem a presença de bugio-ruivos seriam interessantes para se determinar o papel destes primatas neste processo.

As populações de bugios na zona sul de Porto Alegre e Itapuã habitam os fragmentos florestais de encosta dos morros e matas de restinga ao longo do Lago Guaíba. Estes fragmentos ainda se encontram conectados em algumas partes pela presença de faixas estreitas de matas ciliares à beira de alguns arroios ou separados por pequenas distâncias, configurando uma estrutura de metapopulação na região.

As chances de sucesso de dispersão dos indivíduos são menores em fragmentos pequenos considerando a dificuldade na procura de novas áreas com recursos disponíveis e ainda não ocupadas por outros grupos de bugios. A vulnerabilidade também é maior nestes locais, tendo em vista que eles necessitam percorrer distâncias maiores, muitas vezes atravessando estradas ou áreas de campo em busca de colonização de outros fragmentos florestais, sendo mais suscetíveis a morte por atropelamento, predação por cães ou acidentes em fiação elétrica.

Através dos dados de densidade populacional obtidos neste estudo e por Fialho (2000) podemos estimar uma população de cerca de 360 a 380 indivíduos no Morro da Extrema, considerando que a área possui cerca de 412 ha de mata nativa (Güntzel *et al.*) e há a ocorrência de bugios em 88% da área, segundo os levantamentos do Programa Macacos Urbanos (PMU) (Romanowski *et al.*, 1998). De acordo com Alonso (2004), no Morro São Pedro a densidade é similar (1 ind/ha), provavelmente pela proximidade ao Morro da Extrema (menos de 1 km), e a partir destes dados podemos estimar o número de bugios neste local em torno de 866, considerando que a área de mata nativa no São Pedro corresponde a cerca de 972, 58ha (Güntzel *et al.* 1994) nos quais foram registrados bugios em 89% das amostragens (Romanowski *et al.*, 1998). Desta forma a população de bugios no complexo Morro da Extrema e Morro São Pedro, gira em torno de 1200 animais. Obviamente estas estimativas são grosseiras, sendo geradas apenas no sentido de identificar núcleos importantes que possam atuar como populações fontes para a matriz dos fragmentos do entorno. Estudos mais detalhados nos demais fragmentos no Morro da Extrema e no Morro São Pedro são recomendados.

Devido ao pequeno tamanho do fragmento do Lami todos os animais foram contados e o número de animais no local variou de 23 no início do trabalho a 32 no final do estudo, registrando-se a entrada de um novo grupo. Apesar do tamanho muito reduzido, o fragmento se conecta à mata ciliar do Arroio Chico Barcellos que está

distante apenas 200 m das matas do Morro do Coco, que provavelmente atuam como população fonte para esta mata de restinga e os demais fragmentos do entorno. Além disto o Lami está distante cerca de 6 km do Morro da Extrema e 14 km do Parque Estadual de Itapuã, inserida em uma matriz razoavelmente permeável, visto que trata-se de uma área predominantemente rural, constituída de mosaicos de fragmentos de mata, agropecuária com baixa exploração e sítios de lazer, com a maior concentração populacional na Vila de Itapuã, entre o Morro do Coco e o P. E. de Itapuã.

No Parque de Itapuã o complexo de morros abrange uma área de mata nativa de 806,6 ha. Considerando os dados de Buss (2001) e este estudo, estima-se que existam no local entre 600 e 900 bugios. Apesar de ser a única área com população significativa de bugios (mais de 500 indivíduos) protegida por lei, a situação destas populações é preocupante visto que quase 75% dos limites do Parque são representados pelo Lago Guaíba e a Laguna dos Patos (Irgang, 2003).

Desta forma, três locais foram identificados como importantes núcleos de populações de bugios na região: o complexo Morro São Pedro e Morro da Extrema, o Morro do Coco e o complexo de Morros do Parque Estadual de Itapuã.

Considerando o cenário atual referente aos aspectos demográficos dos bugios e estrutura de paisagem, não são recomendadas para a região ações de relocação de indivíduos. Devido a alta densidade populacional, a translocação de indivíduos ou grupos, bem como o reforço populacional, não é justificável neste momento, podendo inclusive gerar efeitos adversos como por ex. desestabilização de grupos já formados, aumento de interações agressivas e maior incidência de parasitas. Além dos riscos inerentes a ações de relocações como transmissão de enfermidades e possibilidade de diminuição de aptidão evolutiva por exocruzamento já discutidos por diversos especialistas (IUCN, 1995). Reintroduções de indivíduos em locais em que já houve extinção local ou a densidade populacional é muito baixa parece ser uma solução pouco efetiva como estratégia conservacionista visto que se em tais áreas a recolonização não foi possível, provavelmente, este local está isolado geograficamente e/ou as causas que levaram a extinção local ainda são intensas. Entretanto tais áreas poderiam servir como centros de capacitação e pesquisa para o manejo da espécie, levando em conta perspectivas futuras. Ao mesmo tempo, poderiam servir como

santuários para destinação de indivíduos, seguindo, obviamente, todos os procedimentos recomendados para evitar riscos às populações naturais.

As seguintes recomendações na região são sugeridas como estratégias de conservação prioritárias:

- Identificação dos locais com maior incidência de agentes causadores de ameaças, tais como, acidentes em fiações elétricas, predação por cães, prevalência de parasitoses, caça e captura para comércio clandestinos, buscando ações locais que possam minimizar os problemas;

- Restabelecimento de corredores naturais entre os fragmentos através da restauração de hábitat, podendo ser utilizado como base algumas áreas em processo de regeneração;

- Incentivo à criação de áreas de unidades de conservação (UCs) em locais estratégicos como o Morro São Pedro, Morro da Extrema, Lami, Morro do Coco e em área de entorno do Parque Estadual de Itapuã. A participação de proprietários particulares através de Reservas Particulares de Patrimônio Natural (RPPNs) é extremamente importante neste processo, e mecanismos que facilitem a criação e implantação destas reservas devem ser fortalecidos;

- Embora a criação das unidades de conservação dependa de um contexto abrangente tal como disponibilidade de áreas, predisposição de proprietários particulares e vontade política, é desejável que se tenha um planejamento com localizações estratégicas das UCs de forma que realmente se tenha um mosaico de unidades de conservação com parcelas representativas dos ecossistemas locais e com capacidade de manter metapopulações viáveis.

LITERATURA CITADA

- AGORAMOORTHY, G., AND RUDRAN, R. 1993. Male dispersal among free-ranging red howler monkeys (*Alouatta seniculus*) in Venezuela. **Folia Primatol.**, **61**:92-96.
- AGUIAR, L. M.; REIS, N.R.; LUDWIG, G.; ROCHA, V.P. 2003. Dieta, área de vida, vocaliações e estimativas populacionais de *Alouatta guariba* em um remanescente florestal no Norte do estado do Paraná. **Neotrop. Primates**, **11 (2)**: 78-86.
- AGUIAR, L. W.; MARTAU, L.; BUENO, O.L.; SOARES, Z.F.; MARIATH, J.E.; KLEIN, R.M.1986. Estudo preliminar da flora e vegetação de morros graníticos da região da grande Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia, Sér. Botânica**, **34**:3-38.
- ALONSO, A.C. 2004. **Estimativa de densidade de Bugio-ruivo (*Alouatta guariba clamitans*, Cabrera, 1940), na Reserva Ecológica Econsciência- Morro São Pedro, Porto Alegre, RS**. Monografia de Bacharelado. Departamento de Zoologia, UFRGS, Porto Alegre, RS, Brasil.
- ALONSO, A.C.; COELHO, I.P. & JERUSALINSKY, L. 2002. Ocorrência e distribuição do bugio-ruivo (*Alouatta guariba clamitans*) no Morro do Osso: implicações para a conservação. **Livro de Resumos do X Congresso Brasileiro de Primatologia**: 80. SBPr / UFPa, Belém do Pará, PA, Brasil.
- ALTMANN, J. 1974. Observation study of behavior: sampling methods. **Behaviour**, **49(3-4)**: 227-267.
- ALTMANN, S. A. 1959. Field observations on howling monkey society. **J. Mammal.**, **40**:317-330.
- ALTMANN, S.A.; ALTMANN, J. 1979. Demographic constrains on behavior and social organization. In: BERNSTEIN, I.S.& SMITH, E.O. (eds). **Primate Ecology and Human Origins**. Garland STPM Press, New York, 47-64.
- BAKER, A, J. AND DIETZ, J.M. 2002. Natal dispersal in golden lion tamarins. **Am. J. Primatol.**, **57 (Suppl 1)**. p. 34.
- BALDWIN, J.D.; BALDWIN, J.I. 1972. Population density and use of space in howler monkeys (*Alouatta villosa*) in southwestern Panama, **Primates**, **13(4)**:459-473.

- BALDWIN, J.D.; BALDWIN, J.I. 1976. Vocalizations of howler monkeys (*Alouatta villosa*) in southwestern Panama. **Folia Primatol.**, **26 (2)**: 81-108.
- BALLOU, J.D. 1990. Small population overview. In: SEAL, U.S; BALLOU, J.D.; PADUA, C.V. (eds.) **Leontopithecus: Population Viability Workshop Report**. CAPTIVE BREEDING SPECIALIST GROUP (IUCN/SSC/CBSG) SPECIES SURVIVAL COMMISSION/IUCN. Belo Horizonte, MG. 56-66.
- BATES, B.C. 1970. Territorial behavior in Primates: A review of recent field studies. **Primates**, **11**: 271-284.
- BATSCHELET, E. 1981. **Circular statistics in biology**. New York: Academic Press.
- BERNSTEIN, I.S. 1964. A field study of the activities of howler monkeys. **Anim. Behav.**, **12(1)**: 92-97.
- BICCA-MARQUES, J.C. 1990. A new southern limit for the distribution of *A. caraya* in Rio Grande do Sul State, Brazil. **Primates**, **31 (3)**: 449-451.
- BICCA-MARQUES, J.C. 1991. **Ecologia e comportamento de um grupo de bugios pretos *Alouatta caraya* (Primates, Cebidae) em Alegrete, RS, Brasil**. Dissertação de Mestrado. Brasília, Universidade de Brasília, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia.
- BICCA-MARQUES, J.C. 2003. How do howler monkeys cope with habitat fragmentation? In: MARSH, L.K. (ed.). **Primates in Fragments: Ecology and Conservation**. Nova York, Kluwer Academic Plenum Publishers. pp. 283-303.
- BICCA-MARQUES, J.C.; AZEVEDO, R.B. 2004. The "thermoregulation Hypothesis" does not explain the evolution of sexual dichromatism in the brown howler monkey (*Alouatta guariba clamitans*). Abstrat. XX Congress of International Primatological Society (IPS). **Folia Primatol.**, **75 (Suppl 1)**: 236.
- BOLIN, 1981. Male parental behavior in black howler monkeys (*Alouatta palliata pigra*) in Belize and Guatemala. **Primates**, **22 (3)**:349-360.
- BONVICINO, C. R. 1989. Ecologia e comportamento de *Alouatta belzebul* (Primates, Cebidae) na mata Atlântica. **Rev. Nordestina Biol.**, **6(2)**: 149-179.

- BRACK, P. ; RODRIGUES, R.S; SOBRAL, M. ; LEITE, S.L.C. 1998. Árvores e arbustos na vegetação natural de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia, Sér. Botânica**, **51(2)**: 139-166.
- BRAVO, S.; SALLENAVE, A. 2003. Foraging Behaviour and Activity Patterns of *Alouatta caraya* in the northeastern Argentinean flooded forest. . **Int. J. Primatol.**, **24(4)**: 825-846.
- BRAZA, F.; ALVAREZ, F.; AZCARATE, T. 1981. Behaviour of the red howler monkeys (*Alouatta seniculus*) in the Lhanos of Venezuela. **Primates**, **22(4)**:459-473.
- BRAZA, F.; ALVAREZ, F.; AZCARATE, T. 1983. Feeding habitats of the red howler monkeys (*Alouatta seniculus*) in the Lhanos of Venezuela. **Mammalia**, **47**:205-214.
- BRITO B ; SANTOS RR; BIANCHI R. 1999. Predation of howling monkey (*Alouatta fusca*) by an ocelot (*Leopardus pardalis*) in the Caratinga Biological Station: A preliminary analysis. In: Mendes S.L. (ed.) **Livro de Resumos IX Congresso Brasileiro de Primatologia**. Santa Teresa: Congresso Brasileiro de Primatologia. p. 71.
- BROCKETT, R. C.; HORWICH, R.H.; JONES, C. 2000a. Female dispersal in the Belize black howling monkey (*Alouatta pigra*). **Neotrop. Primates**, **8 (1)**: 32-34.
- BROCKETT, R. C.; HORWICH, R.H.; JONES, C. 2000b. Reproductive seasonality in the Belize Black Howling Monkey (*Alouatta pigra*). **Neotrop. Primates**, **8 (4)**: 136-138.
- BURT, W.H. 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. **J. Mammal.** **24**:346-352.
- BUSS, G. 2001. **Densidade populacional do bugio-ruivo nas formações florestais do morro do Campista, Parque Estadual de Itapuã**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, UFRGS, Porto Alegre, RS, Brasil.
- BUSS, G.; FARIA-CORREA, M.; BRUTTO, L.F.G.; DORNELLES, S.S.; FIALHO, M.S.; JARDIM, M.M.A.; OLIVEIRA, E.G.R.; PEREIRA, A.L.A.; PEROTTO, M.A.; PRINTES, R.C.; ROMANOWSKI, H.P. & OLIVEIRA, L.F.B. 1997. Animais selvagens: os bugios de Porto Alegre. **A Hora Veterinária Nº 99**: 62-94.

- BUSS, G.; ROMANOWSKI, H. P. 2002. Estudo Preliminar do Monitoramento do Bugio-Ruivo, *Alouatta guariba clamitans*, através da contagem de Bolos fecais no Parque Estadual de Itapuã, Rio Grande do Sul, Brasil. **Neotrop. Primates 10 (2)**: 76-79. IUCN / CI, Washington, DC, EUA.
- CALEGARO-MARQUES; C.; BICCA-MARQUES, J.C. 1993. Reprodução de *Alouatta caraya* HUMBOLT, 1812 (Primates, Cebidae). In: YAMAMOTO, M.E; CORDEIRO DE SOUZA, M.B. (orgs.). **A Primatologia do Brasil – 4**. pp. 51-66. Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN) Natal.
- CALEGARO-MARQUES, C., BICCA-MARQUES, J.C. 1996. Emigration in Black Howling Monkey Group. **Int. J. Primatol.,17(2)**: 229-235.
- CARPENTER, C.R. 1934. A Field study of behavior and social relations of Howling Monkeys. **Comp. Psychol.Monogr., 10, 48**: 1-168.
- CHAPMAN, C.A & BALCOMB, S.R., 1998. Population characteristics of Howlers: ecological conditions or group history. **Int. J. Primatol., 19**: 385-403.
- CHEPKO-SADE, B.D., SHIELDS, W. M., BERGER, J., HALPIN, Z.T., JONE, W.T., ROGERS, L., ROOD, J.P., AND SMITH, A.T. 1987. The effects of dispersal and social struture on effective population size. In: **Mammalian Dispersal Patterns, the effects of Dispersal and Social Structure on Effective population size**. Chepko-Sade, B.D. and Tang-Halpin, Z. (eds.), pp. 287-235. University of Chicago Press, Chicago.
- CHIARELLO, A.G. 1992. **Dieta, Padrão de atividade e área de vida de um grupo de bugios (*Alouatta fusca*) na Reserva de Santa Genebra, Campinas, São Paulo**. Dissertação de mestrado. Campinas, Universidade Estadual de Campinas.
- CHIARELLO, A.G. 1993. Home range of the brown howler monkey *Alouatta fusca*, Geoffroy 1812, in a forest fragment of Southeastern brazil. **Folia Primatol. 60**: 173-175.
- CHIARELLO, A.G. 1994. Diet of brown howler monkey (*Alouatta fusca*) in a semideciduos forest fragment of southeastern Brazil. **Primates 35(1)**: 25-34.
- CHIARELLO, A. G. 1995. Role of Loud Calls in Brown Howlers, *Alouatta fusca*. **Am. J. Primatol., 36**:213-222

- CHIARELLO, A.; GALETTI, M. 1994. Conservation of the brown howler monkey in south-east Brazil. **Oryx** **28** (1):37-42.
- CHIARELLO, A.; MELO, F. 2001. Primate population densities and sizes in Atlantic forest remnants of northern Espírito Santos, Brazil, **Int. J. Primatol.**, **22**:379-396.
- CHINCHILLA, F.A. 1977. La dieta del jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Felis concolor*) y el marigondo (*Felis pardalis*) (Carnivora: Felidae) en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica. **Rev. Biol. Trop.**, **45**(3): 1223-1229.
- CHITOLINA, O.P.; 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, Sér. Zoologia**, 59-37-44, Porto Alegre.
- CHIVERS, D. J. 1969. On the daily behavior and spacing of howling monkey group. **Folia Primatol.**,**10**:18-102.
- CLARKE, M.R. 1983. Infant-killing and infant disappearance following male takeovers in a group of free-ranging howling monkeys (*Alouatta palliata*) in Costa Rica. **Am. J. Primatol.**, **5**:211-217.
- CLARKE, M.R. 1990. Behavioral development and socialiation of infants in a free-ranging group of howling monkeys. **Folia primatol.** 54:1-15.
- CLARKE, M.R.; ZUCKER, E.L.; SCOTT, N.J.JR. 1986. Population trends of the mantled howler groups of LaPacifica, Guanacaste, Costa Rica. **Am. J. Primatol.**,**11**:79-88.
- CLUTTON-BLOCK, T. H; HARVEY, P. H. 1977. Species differences in feeding and ranging behavior in primates. In: CLUTTON-BLOCK, T. H. (ed.) **Primate Ecology**. New York, Academic Press, pp. 539-556.
- COLLIAS, N.E.; SOUTHWICK, C.H. 1952. A Field Study Of Population Density And Social Organization In Howling Monkeys. **Proc. Am. Philos. Soc.**, **96**: 143-156.
- CROCKETT, C.M. 1984. Emigration by Female Red Howler Monkeys and the case for Female Competition. In: SMALL, M. (ed). **Female Primates: Studies by Women Primatologists**, Alan R. Liss, New york, pages 159-173.
- CROCKETT, C.M. 1985. Populations study of red howler monkeys (*Alouatta seniculus*) **Natl. Geogr. Soc. Res.**, **8**:264-273.

- CROCKETT C.M. 1996. The relations between red howler monkeys (*Alouatta seniculus*) troop size and population growth in two habitats. p. 489-510. IN: Norconk, M., Rosenberg, A.L., Garber, P.A. (eds.). **Adaptative Radiations of Neotropical Primates**, Plenum Press, New York.
- CROCKETT C.M. 1998. Conservation Biology of howler. **Int. J. Primatol.** 19:549-578.
- CROCKETT, C.M.; EISENBERG, J. F. 1987. Howlers: Variations in Group Size and Demography. In: Smuts, B.B.; Cheney, D. L.; R. M. Seyfarth, R.W. Wrangham & Struhsaker, T.T. (eds.) **Primates Societies**. The University of Chicago Press, Chicago and London, pp-54-68
- CROCKETT C.M., POPE, T. 1993. Consequences of sex Differences in Dispersal for Juvenile red Howler Monkeys. In: Pereira, M.E., and Fairbanks, L.A. (eds.). **Juvenile Primates: Life History, Development, and Behavior**. Oxford University Press, New York.
- CROCKETT, C.M.; RUDRAN, R. 1987. Red howler monkey birth data II: Interannual, habitat and sex comparison. **Am. J. Primatol.** 13:369-384.
- CROCKETT, C.M.; SECULIK, R. 1982. Gestation lenght in red howler monkeys.. **Am. J. Primatol.** 3:291-294.
- CROCKETT C.M.; SEKULIC, R. 1984. Infanticide in red howler monkeys (*Alouatta seniculus*). p. 173-191. In: Hausfater, G.; Hrdy, S.B. (eds.). **Infanticide: comparative and evolutionary perspectives**. New York: Aldine Publishing Company.
- CULLEN JR., L.; VALLADARES-PÁDUA, C. 1997. Métodos para estudos de ecologia, manejo e conservação de primatas na natureza. IN: VALLADARES-PÁDUA, C; BODMER, R.E.; CULLEN JR., L. **Manejo e Conservação de Vida Silvestre no Brasil**. Sociedade Civil de Mamirauá. Cnpq. Belém, PA.296p.
- CUNHA, A. S. 1994. **Aspectos sócio-ecológicos de um grupo de bugios (*Alouatta fusca clamitans*) do Parque Estadual de Itapuã, RS**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

- DAVIES, N.D. HOUSTON, A.I. 1984. Territory economics. In: KREBS, J.R.; DAVIES, N.B. **Behavioural Ecological: An Evolutionary Approach**. 2^o ed. Oxford, Brackell Scientific Publications.
- DI BITETTI, M.S.; JANSON, C. 2000. When will the stork Arrive? Patterns of birth seasonality in Neotropical Primates. **Am. J. Primatol.**, **50**:109-130.
- DRUBBEL, R.V.; GAUTIER, J.P. 1993. On occurrence of nocturnal and diurnal loud calls, Differing in structure and duration, in red howlers (*Alouatta seniculus*) of French Guyana. **Folia Primatol.**, **60**:195-209.
- DUNBAR, R.I.M. 1987. Demography and reproduction : In SMUTS, B.; CHENEY, D.; SEYFARTH, R. WRANGHAM, R.; STRUHSAKER, T. (eds) **Primate societies**, pp. 240-249. Chicago University Press, Chicago.
- DUNBAR, R.I.M. 1988. **Primate Social Systems**. Comstock Publish Associates a division of Cornell University Press Ithaca, New York.
- EASON P. 1989. Harpy eagle attempts predation on adult howler monkey. **Condor**, **91(2)**. Pgs: 469-470
- EISENBERG, J.F.; MUCKENHIRN, N.A.; RUDRAN, R. 1972. The relation between ecology and social strutcture in primates. **Science**, **176**: 863-874.
- ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R. 1984. Fruit eating and seed dispersal by howling monkeys (*Alouatta palliata*) in the Tropical Rain Forest of Los tuxtlas, Mexico. **Am. J. Primatol.**, **6**: 77-91.
- ESTRADA, A. ; COATES-ESTRADA, R. 1991. Howler monkey (*Alouatta palliata*) dung beetles (Scarabaeidae) and seed dispersal: ecological interagical interactions in the Tropical Rain Forest of Los tuxtlas, Mexico. **J. Trop. Ecol.**, **7**: 459-474.
- ESTRADA, A. ; COATES-ESTRADA, R. 1996. Tropical rain forest fragmnetation and wilda populatinos of primates at Los Tuxtlas, México. **Int. J. Primatol.** **17**:759-783.
- FEDIGAN, L.M., ROSE, L. M., MOREIRA- AVILA, R. 1998. Growth of mantled howler monkeys groups in a regenerating Costa Rican dry forest. **Int. J. Primatol.**, **19**, 450-432.
- FEDIGAN, L.M.; ROSE, L.M. 1995. Interbirth interval variation in three sympatric species of neotropical monkey. **Am. J. Primatol.**, **37**:9-24.

- FERNANDEZ-DUQUE, E.; ROTUNDO, M.; RAMIREZ-LLORENS, P. 2002. Environmental determinants of birth seasonality in night monkeys (*Aotus azarae*) of the Argentinean Chaco. **Int. J. Primatol.**, **23(3)**:639-656.
- FIALHO, M.S. 2000. **Ecologia de *Alouatta guariba* em Floresta de encosta e de Restinga no Sul do Brasil**. Dissertação de Mestrado. Unicamp, Campinas. 171p.
- FORTES, V. B. 1999. **Dieta, atividades e uso do espaço por *Alouatta fusca* (Geoffroy, 1812, Primates: Cebidae), na Depressão Central do Rio Grande do Sul**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.
- FREESE, C.H.; HELTNE, P.G.; CASTRO, N. & WHITESIDES, G. 1982. Patterns and determinants of monkey densities in Peru and Bolivia, with notes on distributions. **Int. J. Primatol.**, **3(1)**:53-90.
- FROEHLICH, J.W.; THORINGTON JR., R.W., OTIS, J.S. 1981. The Demography of Howler Monkeys *Alouatta palliata*, on Barro Colorado Island, Panama. **Int. J. Primatol.**, **2**: 207-236.
- GALETTI, M.; PEDRONI, F.; MORELLATO, L.P.C. 1994. Diet of brown howler monkey *Alouatta fusca* in a forest fragment in southeastern Brazil. **Mammalia**, **58(1)**: 111-118.
- GARBER, 1987. Foraging strategies among living primates. **Annu. Rev. Anthropol.**, **16**:339-364.
- GARBER, P.A. 1994. Phylogenetic approach to the study of tamarin and marmoset social systems. **Am. J. Primatol.** **34(2)**:199-219
- GARBER, P.A.; PRUETZ, J.D.; LAVALLEE, A.C. & LAVALLEE, S.G. 1999. A preliminary study of mantled howling monkey (*Alouatta palliata*) ecology and conservation on Isla de Ometepe, Nicaragua. **Neotrop. Primates** **7**: 113 –117.
- GASPAR, D. A. 1997. **Ecologia e comportamento do bugio-ruivo, *Alouatta fusca* (Geoffroy, 1812 (Primates: Cebidae) em fragmento de mata de Campinas, SP**. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.
- GAULIN, J.C.G.; GAULIN, C.K. 1982. Behavioral ecology of *Alouatta seniculus* in andean cloud forest. **Int. J. Primatol.**, **3(1)**: 1-32.

- GILBERT, K.; SETZ, E. Z. F. 2001. Primates in a fragmente lanscape, six species in Central Amazon. p. 262-270. In: BIERREGAARD, R.O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T.E. MESQUITA, R.C.G.(org.). **Lessons from Amazonia the ecology and conservation of fragment forest**. New haven.
- GIUDICE, A.M. 1997. Comportamiento Social em Aulladores: El Caso de La Emigración de uma Hembra Subadulta em *Alouatta caraya*. **Neotrop. Primates 5(2)** 39-43.
- GLANDER, K.E. 1975. habitat description and resource utilization: A preliminary report on mantled howling monkeys ecology. In: TURTTLE, R.(ed.). **Socioecology and Psychology of Primates**, Mouton, The Hague.p.37-57.
- GLANDER, K.E. 1980. Reproduction and population growth in free-ranging mantled howling monkey ecology. **Am. J. Phys. Anthropol.**, **53**:25-36
- GLANDER, K.E. 1981. Feeding patterns in mantled howling monkeys. In: Kamil, A.c.; Sargent, T.D. **Foraging behavior: Ecological, ethological, and psychological approaches**. New York, Garland Press, p.231-257.
- GLANDER, K.E. 1992. Dispersal patterns in Costa Rica mantled howling monkeys. **Int. J. Primatol.**, **13**:415-436.
- GOLDIZEN, A.W ; MENDELSON J ; VAN VLAARDINGEN M ; TERBORGH J. 1996. Saddle-back tamarin (*Saguinus fuscicollis*) reproductive strategies: Evidence from a thirteen-year study of a marked population. **Am. J. Primatol.** **38(1)**:57-83
- GOMES, D.F.; BICCA-MARQUES, J.C. 2003. Births of *Alouatta caraya* and *A. belzebul* (Atelidae, Alouattinae) in captivity in Brazil. **Neotrop. Primates 11(2)**:109-110.
- GONZALÉZ-SOLÍS, J.; GUIX, J.C., MATEOS, E.; LLORENS, L. 2001. Population density of Primates in a large fragment of Brazilian Atlantic rainforest, **Biol. Conserv.** **10**:1267-1289.
- GRANT, J.W.A.; CHAPMAN, C.A. RICHARDSON, K.S. 1992. Defended versus undefend home range size of carnivores, ungulates and primates. **Behav. Ecol. and Sociobiol.**, **31**:149-161.

- GREENWOOD, P.J. 1984. Mating systems and evolutionary consequences of dispersal. In: **The Ecology of Animal Movement**. Swingland, I.R. and Greenwood (eds.), pp. 116-131. Clarendon Press, Oxford.
- GROVES, C.P. 2001. **Primate Taxonomy**. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.
- GUNTZEL *et al.* 1994. **Avaliação dos Morros de Porto Alegre, RS, com base no uso do solo**. Relatório da Disciplina de Estágio Integrado, PPG Ecologia, UFRGS. Porto Alegre, RS. 37p.
- HALLAL, J.N.; LOKSCHIN, L.X., JARDIM, M.M.; ROMANOWSKI, H.P. 2004. Observações sobre o desenvolvimento de um filhote de bugio-ruivo (*Alouatta guariba clamitans*) nascido no Zoológico de Sapucaia do Sul – RS. **Livro de Resumo da I Jornada de Iniciação Científica da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul e Fundação Estadual de Proteção Ambiental**. versão eletrônica. Porto Alegre, RS
- HELTNE, P.G.; TURNER, D.C.; SCOTT, N.J.JR. 1975. Comparison of census data on *Alouatta palliata* from Costa Rica e Panama. p. 10-19. In: THORINGTON, R.W.JR.; HELTNE, P.G. (eds.). **Neotropical Primates: Field Studies and Conservation**. National Academic of Sciences, Washington, DC.
- HIRANO, Z.M.B; TRAMONTE, R.; SILVA, A.R.; RODRIGUES, R.B; SANTOS, W.F. 2003. Morphology of Epidermal glands Responsible for the Release of Colored Secretions in *Alouatta guariba clamitans*. **Lab. Primate Newsletter**, 42 (2)
- HIRSCH, A. 1995. **Censo de *Alouatta fusca* Geoffroy, 1812 (PLATYRRHINI, ATELIDAE) e qualidade do habitat em dois remanescentes de mata atlântica em Minas Gerais**. Belo Horizonte, UFMG. 171 p. (Dissertação de Mestrado).
- HIRSCH, A.; LANDAU, E.C; TEDESCHI, A.C.; MENEGUETI, J.O. 1991. Estudo comparativo das espécies do gênero *Alouatta* Lacèpède, 1799 (Platyrrhini, Atelidae) e sua distribuição geográfica na América do Sul. In: RYLANDS, A.B.; BERNARDES, A.T. (eds). **A Primatologia do Brasil-3**. Belo Horizonte, Fundação Biodiversitas, p. 239-262.
- HLADIK, A.; HLADIK, C.M. 1969. Rapports trophiques entre végétation et primates dans la forêt de Barro Colorado (Panamá). **Terre et Vie**, 1: 25-117.

- HORWICH, R. H.; GEBHARD, K. 1983. Roaring rhythms in black howler monkeys (*Alouatta pigra*) of Belize. **Primates**, **24(2)**:290-296.
- HORWICH, R.H.; BROCKETT, R.C.; JAMES, R.A.; JONES, C.B. 2001. Population Growth in the Belizean Black Howling Monkey (*Alouatta pigra*). **Neotrop. Primates** **9(1)**:1-7.
- HORWICH, R.H. 1998. Effective solutions for howler conservation. **Int. J. Primatol.**, 19:579-598.
- IRGANG, G. V. 2003. **Análise espacial e temporal do estado da conservação ambiental do Parque Estadual de Itapuã – RS e sua zona de amortecimento.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS
- IUCN. 1995. **IUCN/SSC Guidelines For Re-Introductions.** SSC Re-introduction Specialist Group IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- IUCN. 2003. **IUCN Red List of threatened species.** The IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- IZAWA, K. ; LOZANO, M.H. 1994. Social changes within a group of red howler monkeys. **Field studies of new world monkeys, La Macarena, Colombia.** 9: 33-39.
- JACOB, A.A.; RUDRAN, R. 2003. Radiotelemetria em estudo populacionais. IN: Cullen Jr.; Valladares-Padua, C.; Rudran, R. (orgs). **Métodos de estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre.** Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. Editora da Universidade Federal do Paraná- UFPR. Curitiba. 667p.
- JARDIM, M. M. A. 1992. **Aspectos ecológicos e comportamentais de *Alouatta fusca clamitans* (Cabrera, 1940) na Estação Ecológica de Aracuri, RS, Brasil (Primates, Cebidae).** Monografia de bacharelado. Porto Alegre, RS, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Departamento de Zoologia.
- JARDIM, M.M.A. 1997. **Estratégias de Forrageamento e Uso do Espaço por *Alouatta belzebul* (Primates, Cebidae) na Estação Científica Ferreira Penna, Melgaço, Pará.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil. 121p.

- JARDIM, M.M.A. & OLIVEIRA, L.F.B. 1997. Uso do espaço de *Alouatta belzebul* (Primates-Cebidae) em função da temporalidade de recursos. Cap. 29,p: 417-436. IN: LISBOA, P.L.B. (Org.). **Caxiuanã**. Museu Goeldi. Belém, Pará.
- JARDIM, M.M.A. & OLIVEIRA, L.F.B. 2000. Aspectos ecológicos e do comportamento de *Alouatta fusca* (Geoffroy, 1812) na Estação Ecológica de Aracuri, RS, Brasil. p. 151-169. IN: Alonso, C. & Langguth, A. (eds.). A primatologia do Brasil-7. Editora da Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, Paraíba, Brasil. 360p.
- JARDIM, M.M.A., SETZ, E. Z. F. 2001. Group size changes in free-ranging howler monkeys (*Alouatta guariba clamitans*) in southern Brazil. **Am. J. Primatol.**, 54: 74-75.
- JARDIM, M.M.A., OLIVEIRA, L. F. 2002. Vocalização de um grupo de guaribas (*Alouatta belzebul*). Cap. VII, p.697-704. IN: Lisboa, P. (org.):**Caxiuanã: Populações Tradicionais, Meio Físico & Diversidade Biológica**. Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém, Pará. 738p.
- JERUSALINSKY, L. 2001. **Diversidade em Seqüências Mitocondriais do Bugio-ruivo (*Alouatta guariba*): Implicações para a História Evolutiva e a Conservação da Espécie**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Genética e Biologia Molecular, UFRGS, Porto Alegre, RS, Brasil. 80pp.
- JERUSALINSKY, L.; SAMMARCO, Y. M.; MATTEVI, M. S. & FREITAS, T. R. O. 2000. Extração de DNA fecal: um método não invasivo de amostragem. **Livro de Resumos do XXIII Congresso Brasileiro de Zoologia**: 596. SBZ / UFMT, Cuiabá, MT.
- JOLLY, A. 1985. **The evolution of primate behavior**. Chicago, University of Chicago Press, 397p.
- JONES, C.B. 1985. Reproductive patterns in mantled howler monkey:estrus, mate, choice and competition. **Primates**, **14(4)**: 527-550.
- JONES, C.N. 1980. Seasonal Parturition Mortality and dispersal in the manthed howler monkey, *Alouatta palliata* Gray. **Brenesia**, **17**:1-10
- KANYAMIBWA, S. 1998. Impact of war on conservation: Rwandan environment and wildlife agony. **Biodivers. and Conserv.**, **7**: 1399-1406.

- KATZ, B. 1990. **Comportamento Lúdico do Bugio (*Alouatta guariba clamitans* CABRERA, 1940) (PRIMATES:CEBIDAE:ALOUATTINAE)**. Monografia de Bacharelado. Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS.
- KOCH, F. 2004. **Padrão de atividades diárias, comportamento alimentar e área de uso de um grupo de bugios-ruivos (*A.g. clamitans*) no sul do Brasil**. Monografia de Bacharelado, Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS.
- KOWALEWSKI, M.; ZUNINO, G.E. 2004. Birth seasonality in *Alouatta caraya* in Northern Argentina. **Int. J. Primatol.** **25(2)**: 383-400.
- KUHLMANN, M. 1975. Adenda alimentar dos bugios. **Silvicultura, São Paulo**, **9**:57-62.
- LANCASTER, J.B.; LEE, R.B. 1965. The annual reproductive cycle in monkeys and apes. In: De Vore, I: (ed.). **Primate Behavior: Field Studies of monkeys e apes**. New York: Holt Rinehart and Winston. 486-513.
- LAWS, J.W.; VONDER HAAR LAWS, J. 1984. Social interactions among adult male langurs (*Presbytis entellus*) at Rajaji Wildlife Sanctuary. **Int. J. Primatol.** **5(1)**: 31-50.
- LIESENFELD, M.V.A. 1999. **Regeneração natural em fragmentos florestais de Porto Alegre e sua relação com o bugio-ruivo**. Monografia de Bacharelado. Departamento de Botânica, UFRGS, Porto Alegre, RS, Brasil.
- LIESENFELD, M.V.A. 2003. **Ecologia da dispersão de sementes de maria-preta (*Diospyros inconstans*) pelo bugio-ruivo (*Alouatta guariba*) em uma mata subtropical de Porto Alegre, RS, Brasil**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, UNICAMP, Campinas, SP, Brasil.
- LIMEIRA, V. L. A. G. 1996. **Comportamento alimentar, padrão de atividades e uso de espaço por *Alouatta fusca* (Primates, Platyrrhini) em um fragmento degradado de Floresta Atlântica no estado do Rio de Janeiro**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

- LINDBURG, D.G. 1987. Seasonality of Reproduction in Primates. In: MITCHELL, G; ERWIN, J. (eds.). **Comparative Primate Biology, vol. 2B: behavior, cognition and motivation**. New York: Alan R. Liss. 167-218.
- LOKSCHIN, L.X., ALONSO, A.; BUSS. G. REICH, G., HALLAL, J.N.; JARDIM, M.M.; ROMANOWSKI, H.P. 2004. Manejo de fauna em Porto alegre: o caso dos bugios ruivos (*Alouatta guariba clamitans*). **Livro de Resumo da I Jornada de Iniciação Científica da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul e Fundação Estadual de Proteção Ambiental. versão eletrônica**. Porto Alegre, RS
- 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.
- MACHADO, A.B.M., G.A.B. FONSECA, R.B. MACHADO, L.M.S. AGUIAR & L.V. LINS (eds.). 1998. **Livro vermelho das espécies ameaçadas de extinção da fauna de Minas Gerais**. Belo Horizonte, Fundação Biodiversitas. 605 p.
- MARQUES, A.A.B. 1996. **O bugio ruivo *Alouatta fusca clamitans* (Cabrera, 1940) (Primates, Cebidae) na Estação Ecológica de Aracuri, RS: Variações sazonais de forrageamento**. Dissertação de Mestrado, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- MARQUES, A.A.B. 2001. **Estratégias de uso do espaço por *Alouatta guariba clamitans* (CABRERA, 1940) em habitats temperado e subtropical no sul do Brasil**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre, Minas Gerais, Brasil.
- MARQUES, A.A.B.; RYLANDS, A.B. 2000. Seed dispersal by howler monkeys, *Alouatta guariba clamitans* at Itapuã State Park, state of Rio Grande do Sul, Brazil. Resumos. In: **3rd International Symposium-Workshop on Frugivores and Seed Dispersal. Biodiversity and Conservation Perspectives**. São Pedro, SP, Brazil.
- MARQUES, A.A.B., C.S. FONTANA, E. VÉLEZ, G.A. BENCKE, M. SCHNEIDER & R.E. DOS REIS (orgs.). 2002. **Lista das Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção no Rio Grande do Sul**. Decreto nº 41.672, de 11 de junho de 2002. Porto Alegre, FZB/MCT-PUCRS/PANGEA. 52 p. (Publicações Avulsas FZB, 11).

- MARTINS, C.S., 1997. **Uso do Habitat pelo bugio-ruivo, *Alouatta fusca clamitans*, em um fragmento florestal em Lençóis Paulista-SP.** Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas. Campinas.
- MENDES, S.L. 1989. Estudo ecológico de *Alouatta fusca* (Primates-Cebidae) na Estação Biológica de Caratinga, MG. **Rev. Nordestina de Biol.** **6 (2)**- 71-104.
- MENDES, S.L. & SANTOS, R.R. 1999. Composição social de grupos de *Alouatta fusca* (PRIMATES:ATELIDAE) na Estação biológica de Caratinga, Minas Gerais. In: . **Resumos do IX Congresso Brasileiro de Primatologia.** Museu de Biologia Mello Leitão, Santa Tereza, ES.
- MENEGAT, R. MOHR, F.V.; CARRARO, C.C.; FLORES, R. 1998. Porto Alegre em dados. In: MENEGAT, R. (coordenador geral). **Atlas Ambiental de Porto Alegre: 203-205.** UFRGS / PMPA / INPE, Porto Alegre, RS, Brasil.
- MILTON, K. ; VAN SOEST, P.J., ROBERTSON, J.B.1980. Digestive efficiencies of wild howler monkeys. **Physiol. Zool.** **53(4)**:402-409.
- MILTON, K. 1978. Relation entre las estrategias empleadas en la busqueda de alimentos y la distribuicion y seleccion de estos en el caso del mono aullador (*Alouatta palliata*). **Actas del IV Simposium Internacional de Ecologia Tropical,** Panamá, p: 3-16.
- MILTON, K. 1979. Factors influencing leaf choice by howler monkeys: A test of some hypotheses of food selection by generalist herbivores. **Am. Nat.** **114(3)**: 362-379
- MILTON, K. 1980. **The foraging strategy of howler monkeys.** New York, Columbia University Press,, 165p.
- MILTON, K. 1981. Food choice and digestive strategies of two sympatric primate species. **Am. Nat.** **117(4)**: 496-505
- MILTON, K. 1982. Diet quality and demographic regulation in a howler monkey population. In: LEIGHT, E.G.; RAND,A.S.; WINDSOR, D.W. (eds.) **The ecology of a tropical forest**, pp. 273-89. Smithsonian Institution Press, Washington. DC
- MILTON, K. 1986. Digestive physiology in primates. **NIPS**, 1:76-79.

- MIRANDA, J. M. D. 2004. **Ecologia, densidade e conservação de *Alouatta guariba clamitans* em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista, Balsa Nova, PR, BR.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.
- MIRANDA, J. M. D.; PASSOS, F.C. 2004. Hábito alimentar de *Alouatta guariba* (Hulboldt, 1812) em Floresta com Araucária, Paraná. **Rev. Bras. Zool.** **21(4)**:821-826.
- MIRANDA, J. M. D.; PASSOS, F.C. *no prelo*. Composição social e dinâmica de grupos de *Alouatta guariba clamitans* (Primates, Atelidae) em um remanescente florestal de Floresta Ombrófila Mista, no estado do Paraná, Sul do Brasil. **Rev. Bras. Zool.**
- MITANI, J.C.; RODMAN, P.S. 1979. Territoriality: the relation of ranging pattern and home range size to defendability, with an analysis of territoriality among primate societies. **Behav. Ecol. Sociobiol.** **5**: 241-251.
- MITTERMEIR, R.A.; COIMBRA-FILHO, A.F. 1977. In: PRINCE RAINIER OF MONACO; BOURNE, G.H. (eds.). **Primate Conservation**. New York, Academic Press, p. 117-166.
- NEVILLE, M.K. 1972 The social structure of red howler monkeys (*Alouatta seniculus*). *Folia Primatol.* , **17**:56-86.
- NEVILLE, M. K.; GLANDER, K.E.; BRAZA, F.; RYLANDS, A.B. 1988. The howling monkeys, genus *Alouatta*. In: MITTERMEIR, R. A.; RYLANDS, A.B.; COIMBRA-FILHO, A.F.; FONSECA, G.A.B. (eds.). **Ecology and Behavior of Neotropical Primates**. Vol. 2. Washington, D.C., World Wildlife Fund., p.349-453
- NISHIMURA, A., WILCHES, A.V.; ESTRADA, C. 1992. Mating behaviors of woolly monkeys, *Lagothrix lagothricha*, at La Macarena, Colombia (III): reproductive parameters viewed from a long term study. **Field Studies of New World Monkeys, La Macarena, Colombia 7**: 1-7.
- NUNES, A.P.; AYRES, J.M.; MARTINS, E.S.; SILVA Jr., J.S. 1988. Primates of Roraima (Brazil). I. Northeastern part of the territory. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi, Sér. Zool.**, **4(1)**:87-100.
- NUNN, C.L. 1999. The number of males in primate social groups: A comparative test of the socioecological model. **Behav. Ecol. Sociobiol.** **46**:1-3

- O'BRIEN, TG. AND ROBINSON, J.G. 1993. Stability of social relationships in female wedge-capped capuchin monkeys. In: **Juvenile primates: Life history, Development, and Behavior**. Pereira, M.E., and Fairbanks, L.A. (eds.), pp. 197-210. Oxford University Press, New York..
- OLIVEIRA, D.A.G.; ADES, C. 1993. Aspectos do comportamento do bugio *Alouatta fusca* (Primates, Cebidae) no parque Estadual da Cantareira (São Paulo). **Rev. Inst. Flor.**, São Paulo, 5(2): 163-174.
- OLIVEIRA, E.G.R. 2000. **Tamanho de árvore e uso de recurso alimentar em um bando de bugios-ruivos (*Alouatta fusca*, Geoffroy, 1812) no Parque Estadual de Itapuã, Viamão, RS, Brasil**. Monografia de Bacharelado. Departamento de Zoologia, UFRGS, Porto Alegre, RS, Brasil.
- OLIVEIRA, E. G. R.; JERUSALINSKY, L.; LIESENFELD, M. V. A.; BUSS, G.; JARDIM, M.M.A. & PEROTTO, M.A. 1999. Projeto Macacos Urbanos: Interação no Encontro de um bando de Bugio-ruivo (*Alouatta fusca*) com uma Fêmea Reintroduzida. **Livro de Resumos do IX Congresso Brasileiro de Primatologia**: 50. MBML / UFES, Santa Teresa, ES, Brasil.
- PALACIOS, E. 2000. Infanticide following immigration of a pregnant red howler, *Alouatta seniculus*. **Neotrop. Primates 7(4)**: 135-136. IUCN / CI, Washington, DC, EUA.
- PALACIOS, E.; RODRIGUEZ, A. 2001. Ranging pattern and use of space in a group of red howler monkey (*Alouatta seniculus*) in the Southeastern Colombian rainforest. **Am J. Primatol. 55**:233-251.
- PEETZ A ; NORCONK MA ; KINZEY WG. 1992. Predation by jaguar on howler monkeys (*Alouatta seniculus*) in Venezuela. **Am. J. Primatol. 28(3)**: 223-228
- 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 Primatol. 68**:199-222.
- PERES, C.A. 1994. Primates responses to phenological changes in an Amazonian Terra Firme forest. **Biotropica 26(1)**: 98-112.

- 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, São Paulo, Brasil.
- PINTO, L.P. 2002. Dieta, padrão de atividades e área de vida de *Alouatta belebul discolor* (Primates, Atelidae) em Paranaíta, norte do Mato Grosso. **Neotrop. Primates 10(2)**: 98-99. IUCN / CI, Washington, DC, EUA.
- PINTO, L.P.; SETZ, E.Z.F.2004. Diet of *Alouatta belzebul discolor* in an Amazonian rain forest of northern Mato Grosso State, Brazil. **Int. J. Primatol.**, **25 (6)**:1197-1211
- PINTO, L.P.S.; COSTA, C.M.R.; STRIER, K.B. & FONSECA, G.A.B. 1993. Habitat, density and group size in a brazilian tropical forest. **Folia Primatol.** **61**: 135 -143.
- POPE, B.L. 1966. The populations characteristics of howler monkeys (*Alouatta caraya*) in the northern Argentina. **Am. J. Phys. Anthropol.**, **24**:361-370.
- POPE, T.R. 1982. The influence of dispersal patterns and mating system on genetic differentiation within and between Populations red howler monkey (*Alouatta seniculus*). **Evolution 46(4)**: 1112-1128.
- POPE, T. R. 1990. The reproductive consequences of male cooperation in the red howler monkey: paternity exclusion in multi-male and single-male troops using genetic markers. **Behav. Ecol. Sociobiol.** **27**:439-446
- POPE, T.R. 2000. The evolution of male philopatry in neotropical monkeys. In: **Primate Males: Causes and Consequences of Variation in Group Composition**. Kappeler PM, (ed.). pp. 219-235. Cambridge: Cambridge Univ Press.
- PORTO, M.L. 1998. As formações vegetais: evolução e dinâmica da conquista. In: MENEGAT, R. (coordenador geral). **Atlas Ambiental de Porto Alegre**. UFRGS / PMPA / INPE, Porto Alegre, RS, Brasil.
- PORTO, M.L.& MELLO, R.S.P. 1998. Mapa da vegetação natural atual. In: MENEGAT, R. (coordenador geral). **Atlas Ambiental de Porto Alegre**. UFRGS / PMPA / INPE, Porto Alegre, RS, Brasil.

- PRATES, J.C.; GAYER, S.M.P.; KUNZ Jr., L.F.; BUSS, G. 1990a. Feeding habitats of the brown howler monkey *Alouatta guariba clamitans* (Cabrera, 1940) (Cebidae, Alouatinae) in the Itapuã State Park- a preliminary report. **Acta Biol. Leopoldensia**, **12(1)**:175-188,a.
- PRATES, J.C.; KUNZ Jr., L.F.; BUSS, G. 1990b. Comportamento postural e locomotor de *Alouatta guariba clamitans* (Cabrera, 1940) em floresta subtropical. **Acta Biol. Leopoldensia**,**12**: 189-200,b.
- PRINTES, R.C. 1999. The Lami Biological Reserve, Rio Grande do Sul, Brazil, and the danger of power lines to howlers in urban reserves. **Neotrop. Primates** **7(4)**: 135-136. IUCN / CI, Washington, DC, EUA.
- PRINTES, R.C.; LIESENFELD, M.V.A. & JERUSALINSKY, L. 2001. *Alouatta guariba clamitans* (Cabrera, 1940): A New Southern Limit for the Species and for Neotropical Primates. **Neotrop. Primates** **9(3)**:118-121. IUCN / CI, Washington, DC, EUA.
- PUSEY, A. E., AND PACKER, C. 1987. Dispersal and philopatry. In **Primate Societies**, Smuts, B.B., Cheney, D.L. Seyfarth, R.M., Wrangham, R.W. and Strusaker, T.T. (eds.), , University of Chicago Press, Chicago.
- QUEIROZ, H. L. 1995. **Preguiças e guaribas – Os mamíferos folívoros arborícolas do Mamirauá**. Sociedade Civil Mamirauá. Ed. marigo Comunicação Visual. 176p.
- RAMBO, B. 1954. Análise histórica da flora de Porto Alegre. **Sellowia**, **6**:9-111.
- RETTING, N. 1978. Breeding behavior of the harpy eagle (*Harpya harpyja*). **Auk**, **95**: 629-643.
- RICHARD, A.F. 1985. **Primates in Nature**. W.H. Freeman, New York.
- RIO GRANDE DO SUL. 1975. **Plano piloto-Parque Estadual de Itapuã**. Grupo Executivo da Região Metropolitana- GERM. Porto Alegre, RS. 2v.
- RIO GRANDE DO SUL. 1997. **Plano de Manejo do Parque Estadual de Itapuã**. Departamento de Recursos Naturais Renováveis.Porto Alegre, RS. 158p.

- ROBINSON, J.G. AND JANSON, C.H. 1987. Capuchins, squirrel monkeys, and atelines: sociological convergence with Old World Primates. In: **Primate Societies**, Smuts, B.B., Cheney, D.L. Seyfarth, R.M., Wrangham, R.W. and Strusaker, T.T. (eds.), pp. 69-82. University of Chicago Press, Chicago.
- ROMANOWSKI, H.P.; DORNELLES, S. DA S.; BUSS, G. ; BRUTTO, L.F.G.; JARDIM, M. DE S.; PRINTES, R.C.; FIALHO, M. de S. 1998. Bugio-ruivo: O ronco ameaçado. In: Menegat, R. (coordenador geral). **Atlas Ambiental de Porto Alegre: 62-63**. UFRGS / PMPA / INPE, Porto Alegre, RS, Brasil.
- ROMANOWSKI, H.P.; PEROTTO, M.A.; FARIA-CORRÊA, M.A.; SILVA, M.M.; LIESENFELD, M.V.A.; OLIVEIRA, E.G.R.; JERUSALINSKY, L.; BRUTTO, L.F.G.; JARDIM, M.M.A.; PRINTES, R.C.; FIALHO, M.S.; BUSS, G.; DORNELLES, S.S.; SAMMARCO, Y.M. & BECKER, A.N. 1999. Sensibilização e Educação Ambiental para a Conservação do Bugio-ruivo (*Alouatta fusca clamitans*) no Município de Porto Alegre – RS. **Anais do 1º Salão de Extensão da Universidade Federal do Rio Grande do Sul: 185**. PROEXT-UFRGS, Porto Alegre, RS, Brasil.
- RUDRAN, R. ; FERNANDEZ-DUQUE, E. 2003. Demographic changes over thirty years in a red howler population in Venezuela. **Int. J. Primatol.**, **24 (5)**:925-947.
- RUDRAN, R. 1979. The demography and social mobility of red howler (*Alouatta seniculus*) population in Venezuela. In: EISENBERG, J.F (ed.) **Vertebrate Ecology in the Northern Neotropics**. Washington, Smithsonian Institution Press., pp. 17-126.
- ROSS, C. 1991. Life history patterns of New World Monkeys. **Int. J. Primatol.**, **12 (5)**:481-502.
- RUMIZ, D.I. 1990. *Alouatta caraya*: Population density and demography in northern Argentina. **Am. J. Primatol.** **21**:279-294
- RUMIZ, D.I.; ZUNINO, G.E; OBREGOZO, M.L; RUIZ, J.C. 1986. *Alouatta caraya*: Habitat and resource utilization in northern Argentina. In: Taub, M.B.; KING, F.A. (eds.). **Current Perspectives in Primate Social Dynamics**. pp. 175-193.
- RYLANDS A.B.; MITTERMEIER R.A.; RODRIGUEZ-LUNA, E. 1997. Conservation of neotropical primates: Threatened species and an analysis of primate diversity by country and region. **Folia Primatol.**, **68(3-5)**:134-160.

- RYLANDS, A.B.; SCHNEIDER, H.; LANGGUTH, A.; MITTERMEIER, R.A.; GROVES, C.P. & RODRIGUEZ-LUNA, E. 2000. An assessment of the diversity of new world monkeys. **Neotrop. Primates** 8: 61 – 93.
- SAMMARCO, Y.M. 2000. **Caracterização de três loci de DNA microssatélite em bugio-ruivo: uma ferramenta para estudos populacionais, filogeografia e conservação**. Monografia de Bacharelado. Departamento de Genética, UFRGS, Porto Alegre, RS, Brasil.
- SAMMARCO, Y.M.; JERUSALINSKY, L.; PRINTES, R.C.; PEROTTO, M.A.; LIESENFELD, M.V.A. & MORAES L.F. 2001. O Bugio-ruivo como Espécie-bandeira para a abordagem da Conservação da Natureza em atividades de Educação Ambiental com uma Comunidade Escolar. **Livro de Resumos do V Congresso de Ecologia do Brasil**: 355. SEB / UFRGS, Porto Alegre, RS, Brasil.
- SÃO PAULO. SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE. 1998. **Fauna ameaçada no estado de São Paulo**. Série Documentos Ambientais PROBIO, São Paulo:SMA/CED, 60 p.
- SCHNEIDER, M.; MARQUES, A.A.B. 1999. Densidade Populacional de *Alouatta fusca clamitans* (Primates: Atelidae) em Mata com Araucárias na Estação Ecológica de Aracuri, RS. **Livro de Resumos do IX Congresso Brasileiro de Primatologia**: 50. MBML / UFES, Santa Teresa, ES, Brasil.
- SCHLICHTE, H.J. 1978. A preliminary report of the habitat utilization of a group of howler monkeys (*Alouatta villosa pigra*) in the National Park of Tikal Guatemala. In: MONTGOMERY, C.G. (ed.). **The Ecology Of Arboreal Folivores**. Washington, D.C., Smithsonian institution Press, p.231-257
- SCHWARZKOPF, L. & RYLANDS, A.B. 1989. Primate species richness in relation to habitat structure in amazonian rainforest fragments. **Biol. Conserv.** 48: 1 -12.
- SEKULIC, R. 1982. Daily and seasonal patterns of roaring and spacing in four red howler *Alouatta seniculus* troops. **Folia Primatol.**, 39:22-48.
- SHERMAN, P.T. 1991. Harpy eagle predation on a red howler monkey. **Folia Primatol.** 56(1): 53-56.

- SHIELDS, W.M. 1987. Dispersal and Mating Systems: Investigating Their Causal Connections. In **Mammalian Dispersal Patterns, the effect of social structure on Population Genetics**, Chepko-Sade, B.D., and Tang Halpin, Z. (eds.), pp. 3-23. University of Chicago Press, Chicago.
- SHOEMAKER, A.H. 1979. Reproduction and development of black howler monkey *Alouatta caraya*, at Columbia Zoo. **Int. Zoo Yearb.**, **19**:150-155.
- SILVA JR., E.C. 1981. A preliminary survey of brown howler monkeys. (*Alouatta guariba*) at the Cantareira Reserve (São Paulo, Brazil). **Rev. Bras. Biol.**, **41**(4): 897-909.
- SILVEIRA, R.M.; CODENOTTI, T.L. 2001 Interações sociais e dieta do bugio-ruivo, *Alouatta guariba clamitans* no Parque Estadual de Itapuã, Rio Grande do Sul, Brasil. **Neotrop. Primates** **9**(1):15-19.
- SMITH, C.C. 1977. Feeding behaviour and social organization in howler monkeys. In: CLUTTON-BROCK, TH (ed). **Primate Ecology: Studies of Feeding and Ranging Behaviour in Lemurs, Monkeys and Apes**. London, Academic Press, p. 97-126.
- SORENSEN, T.C., FEDIGAN, L.M. 2000. Distribution of three monkey species along a gradient of regenerating dry forest. **Biol. Conserv.**, **92** (2000) 227-240.
- STARIN, E.D. 1994. Philopatry and affiliation among red colobus. **Behaviour** **130** (3-4): 257-268.
- STEINMETZ, S. 2000. **Ecologia e comportamento do bugio (*Alouatta guariba clamitans*, Atelidae-Primates) no Parque Estadual de Intervales, SP**. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- STEINMETZ, S. 2001. Densidade e Conservação do bugio (*Alouatta fusca*) no Parque Estadual de Intervales. **Neotrop. Primates**, **9**(2): 69-73.
- STRIER, K.B. 1996. Reproductive ecology of female muriquis (*Brachyteles arachnoides*). In: **Adaptive Radiations of Neotropical Primates**, Norconk, M.A., Glander, P.A. and Rosenberg, A.L. (eds.), pp. 511-532. Plenum Press, New York.
- STRIER, K.B.; MENDES, S.L.; SANTOS, R.R. 2001. Timing of Births in Sympatric Brown howler monkeys (*Alouatta fusca clamitans*) and Northern Muriquis (*Brachyteles arachnoides hypoxanthus*). **Am. J. Primatol.**, **55**: 87-100.

- SYMINGTON, M.M. 1988. Demography, ranging patterns, and activity budgets of black spider monkeys (*Ateles paniscus chamek*) in Manu National Park, Peru. . **Am. J. Primatolol.**, **15**:45-67
- TERBORGH, J. 1983. **Five New World Primates**. Princeton University Press, Princeton, 260 p.
- THORINGTON, Jr., R.W.; RUIZ, J.C.; EISENBERG, J.F. 1984. A study of a black howling monkey (*Alouatta caraya*) population in northern Argentina. **Am. J. Primatolol.**, **6**: 357-366.
- TOSSULINO, M.G. P., MARGARIDO, T.C.C., STRAUBE, F.C., MOURA-LEITE, J.C., MORATO, S.A.A., BÉRNILS, R. S., CASAGRANDE, M.M. 7 MIELKE, H.H. 1995. **Lista vermelha de animais ameaçados de extinção do Estado do Paraná**. Curitiba: SEMA/GTZ, 176 p.
- TUBELIS, A.; NASCIMENTO, F.J.L. 1980. **Metereologia Descritiva**. Fundamentos e Aplicações Brasileiros. Nobel. São Paulo. 474p.
- VELEZ, E.M.; MEIRA, J.R.; OLIVEIRA, P.L. 1998. Avaliação dos Morros com base no uso do solo. p. 81. In: MENEGAT, R.; PORTO, M.L.; CARRARO, C.C.; FERNANDES, L.A.D. **Atlas Ambiental de Porto Alegre**. Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS.
- VOGEL, C.; LOCH, H. 1984. Reproductive parameters, adult-male replacements, and infanticide among free-ranging langurs (*Presbytis entellus*) at Jodhpur (Rajasthan), India. p: 237-255. In: Hausfater, G.; Hrdy, S.B. (eds.). **Infanticide: comparative and evolutionary perspectives**. New York: Aldine Publishing Company.
- WHITE, G.C.; GARROT, R.A. 1990. **Analysis of wildlife radio-tracking data**. Academic Press, San Diego, USA.
- WHITEHEAD, J.M.1986. Development of feeding seletivity in mantled howling monkeys, *Alouatta palliata*. **Primate Ontology, Cognition and Social Behaviour III (4)**: 105-117.
- YOUNG, O.P. 1981. Chasing behavior between males within a howler monkey troop. **Primates**, **22 (3)**: 424-426.

- YOUNG, O.P. 1983. An example of "apparent" dominance-submission behavior between adult male howler monkey (*Alouatta palliata*) **Primates**, **24 (2)**: 283-287.
- ZAR, J.H. 1984. **Biostatistical Analysis**. Prentice-Hall, Inc. New Jersey.
- ZHANG, S.Y. 1995. Activity and ranging patterns in relation to fruit utilization by Brown Capuchins (*Cebus apella*) in French Guiana. **Int. J. Primatol.**, **16**: 489-507.
- ZUCKER, E. L., CLARKE, M.R.; GLANDER, E. 2001. Body weights before and after first pregnancies of immigrant adult female mantled howling monkeys *Alouatta palliata* in Costa Rica. **Neotrop. Primates**, **9(2)**: 57-60.
- ZUCKER E.L.; CLARKE M. 2003. Longitudinal assessment of immature-to-adult ratios in two groups of Costa Rican *Alouatta palliata*. **Int. J. Primatol.** **24(1)**:87-101.
- ZUNINO, G. E. 1996. Análisis de Nascimientos en *Alouatta caraya* (PRIMATES, CEBIDAE), en noreste de la Argentina. **Museo Argentino de Ciencias naturales "Bernardino Rivadavia" e Instituto Nacional de Investigacion de Las Ciencias Naturales. Nueva Serie N^o 133** 1-10. Buenos Aires.
- ZUNINO, G.E. 1986. **Alguns aspectos de la ecologia y etologia del mono aullador negro (*Alouatta caraya*) en habitats fragmentados**. Tese de Doutorado, Universidade de Buenos Aires, Argentina.

Anexo 1: Fotos de indivíduos de *Alouatta guariba*, representando as principais classes sexo-etárias.



a) Macho adulto- Extrema



b) Fêmea adulta e infante 1- Extrema



c) Macho sub-adulto – Lami



d) Juvenil 1- Extrema

Anexo 2: Composição social dos dez grupos de estudo no mês de dezembro de 1999.

Grupos	Macho adulto	Macho subadulto	Fêmea adulta	Juvenil II	juvenil I	Infante II	Infante I	Total
G1	2	1	3	1	2			9
G2	1		2	1		1		5
G3	1		2	1				4
G4	3		3		3			9
G5	1	2	3	1		1		8
G6	1	1	2	1	2	1		8
G7	1		3	1	1	1		7
G8	1		3		3	1		8
G9	1		3	1	1		1	7
G10	2		2	1	1			6
Média	1,4	0,4	2,6	0,8	1,3	0,5	0,1	7,1

Anexo 3: Composição social dos dez grupos de estudo no mês de fevereiro de 2000.

Grupos	Macho adulto	Macho subadulto	Fêmea adulta	Juvenil II	juvenil I	Infante II	Infante I	Total
G1	2	1	3	1	2		2 ⁽⁺²⁾	11 ⁽⁺²⁾
G2	1		2	1		1	1 ⁽⁺¹⁾	6 ⁽⁺¹⁾
G3	1		2	1			1 ⁽⁺¹⁾	5 ⁽⁺¹⁾
G4	3		3		3			9
G5	1	2	3	1	1	1		8
G6	1	1	3 ⁽⁺¹⁾	1	2	1		9 ⁽⁺¹⁾
G7	1		3	1	1	1		7
G8	1		3		3	1		8
G9	1		3	1	1		2 ⁽⁺¹⁾	8 ⁽⁺¹⁾
G10	2		2	1	1			6
Média	1,4	0,4	2,7	0,8	1,4	0,5	0,6	7,7

OBS: ⁽⁺⁾ acréscimos ou ⁽⁻⁾ perdas

Anexo 4: Composição social dos dez grupos de estudo no mês de abril de 2000.

Grupos	Macho adulto	Macho subadulto	Fêmea adulta	Juvenil II	juvenil I	Infante II	Infante I	Total
G1	2	1	2 ⁽⁻¹⁾	⁽⁻¹⁾	2	2		9 ⁽⁻²⁾
G2	1		2	1		2		6
G3	1		2	1			1	5
G4	3		3		3		1 ⁽⁺¹⁾	10 ⁽⁺¹⁾
G5	1	1 ⁽⁻¹⁾	3		1	1		7 ⁽⁻¹⁾
G6	1	1	3	1	3		1 ⁽⁺¹⁾	10 ⁽⁺¹⁾
G7	1		3	1	1	1	1 ⁽⁺¹⁾	8 ⁽⁺¹⁾
G8	1		3	1	2	1		8
G9	1		3	1	1	1	1	8
G10	2		2	1	1			6
Média	1,4	0,3	2,6-	0,8	1,4	0,8	0,5	7,7

Anexo 5: Composição social dos dez grupos de estudo no mês de junho de 2000.

Grupos	Macho adulto	Macho subadulto	Fêmea adulta	juvenil II	juvenil I	Infante II	Infante I	Total
G1	2	1	2		2	2		9
G2	1		2	1	1	1		6
G3	1		2	1		1	1 ⁽⁺¹⁾	6 ⁽⁺¹⁾
G4	3		3		3		2 ⁽⁺¹⁾	11 ⁽⁺¹⁾
G5	1	1	3	1	1		2 ⁽⁺²⁾	9 ⁽⁺²⁾
G6	1	1	3	1	3	1		10
G7	1		3	1	2	1		8
G8	1		3	1	3		2 ⁽⁺²⁾	10 ⁽⁺²⁾
G9	1	1	3		2	1		8
G10	2		2	1	1			6
Média	1,4	0,4	2,6	0,7	1,8	0,7	0,7	8,3

OBS: (+) acréscimos ou (-) perdas

Anexo 6: Composição social dos dez grupos de estudo no mês de agosto de 2000.

Grupos	Macho adulto	Macho subadulto	Fêmea adulta	Juvenil II	juvenil I	Infante II	Infante I	Total
G1	2	1	2	1	3			9
G2	1		2	1	2		1 ⁽⁺¹⁾	7 ⁽⁺¹⁾
G3	1		2	1	1		1	6
G4	3		3		3	2	1 ⁽⁺¹⁾	12 ⁽⁺¹⁾
G5	2		3	1	1		3 ⁽⁺¹⁾	10 ⁽⁺¹⁾
G6	1	1	3	1	3	1		10
G7	1		3	1	2	1	1 ⁽⁺¹⁾	9 ⁽⁺¹⁾
G8	1		3	1	3		2	10
G9	1	1	3		2	1	1 ⁽⁺¹⁾	9 ⁽⁺¹⁾
G10	2		2	1	1			6
Média	1,5	0,3	2,6	0,8	2,1	0,5	1	8,8

Anexo 7: Composição social dos dez grupos de estudo no mês de outubro de 2000.

Grupos	Macho adulto	Macho subadulto	Fêmea adulta	Juvenil II	juvenil I	Infante II	Infante I	Total
G1	2	1	2	1	3			9
G2	1		2	1	2	1		7
G3	1		2	1	1	1		6
G4	2 ⁽⁻¹⁾		3		4	2		11 ⁽⁻¹⁾
G5	2		3	1	1	3		10
G6	1	1	3	1	4		1 ⁽⁺¹⁾	11 ⁽⁺¹⁾
G7	1		3	1	2	2		9
G8	1		3	1	3	2		10
G9	1	1	3		3	1		9
G10	2		2	1	1			6
Média	1,4	0,3	2,6	0,8	2,4	1,2	0,1	8,8

OBS: (+) acréscimos ou (-) perdas

Anexo 8: Composição social dos dez grupos de estudo no mês de dezembro de 2000.

Grupos	Macho adulto	Macho subadulto	Fêmea adulta	Juvenil II	juvenil I	Infante II	Infante I	Total
G1	3		2	1	3		1 ⁽⁺¹⁾	10 ⁽⁺¹⁾
G2	1		2	1	2	1		7
G3	1		2	1	2			6
G4	2		3		6			11
G5	1	⁽⁻¹⁾	3	⁽⁻¹⁾	1	3		8
G6	1	1	3	1	4	1		11
G7	1		3	1	3	1		9
G8	1		3	1	4	1		10
G9	1	1	3		3	1		9
G10	1 ⁽⁻¹⁾		2	1	1			5 ⁽⁻¹⁾
Média	1,3	0,2	2,6	0,7	2,9	0,8	0,1	8,6

OBS: ⁽⁺⁾ acréscimos ou ⁽⁻⁾ perdas em relação ao monitoramento anterior.

Anexo 9: Composição social dos dez grupos de estudo no mês de fevereiro 2001.

Grupos	Macho adulto	Macho subadulto	Fêmea adulta	Juvenil II	juvenil I	Infante II	Infante I	Total
G1	3		2	1	3	1		10
G2	1		2	1	3			7
G3	1		2	1	2			6
G4	1 ⁽⁻¹⁾		3		5	1		10 ⁽⁻¹⁾
G5	1		3		4			8
G6	1	1	3	3	2	1		11
G7	1		3	1	4			9
G8	1		3	⁽⁻¹⁾	2 ⁽⁻²⁾	1		7 ⁽⁻³⁾
G9	1	1	3		3	1		9
G10	1		2	1	1			5
Média	1,2	0,2	2,6	0,8	2,9	0,5	0	8,2

OBS: ⁽⁺⁾ acréscimos ou ⁽⁻⁾ perdas

Anexo 10: Composição social dos dez grupos de estudo no mês de abril 2001.

Grupos	Macho adulto	Macho subadulto	Fêmea adulta	Juvenil II	juvenil I	Infante II	Infante I	Total
G1	3		2	1	3	1		10
G2	1		2	1	3			7
G3	1		2	1	2			6
G4	1		3		6			10
G5	1		3		4			8
G6	1	1	3	3	2	1		11
G7	1		3	1	4			9
G8	1		3	1	2			7
G9	1	1	3		3	1		9
G10	1		2 [#]	1	1			5
Média	1,2	0,2	2,6	0,9	3	0,3	0	8,2

OBS: (+) acréscimos ou (-) perdas

uma das fêmeas do grupo 10 não foi avistada, mas como foi registrada no monitoramento seguinte não foi considerado caso de desaparecimento

Anexo 11: Composição social dos dez grupos de estudo no mês de junho de 2001.

Grupos	Macho adulto	Macho subadulto	Fêmea adulta	Juvenil II	juvenil I	Infante II	Infante I	Total
G1	2 ⁽⁻¹⁾		2	1	4		1 ⁽⁺¹⁾	10
G2	1		2	1	3			7
G3	1		2	1	2		1 ⁽⁺¹⁾	7 ⁽⁺¹⁾
G4	1		3		2			6 ⁽⁻⁴⁾
G5	1		3		4			8
G6	1	1	3	3	3		2 ⁽⁺²⁾	13 ⁽⁺²⁾
G7	1		3	1	3	1		9
G8	1		3	1	2			7
G9	1	1	3		4			9
G10	1		2	1	1	1 ⁽⁺¹⁾		6 ⁽⁺¹⁾
Média	1,1	0,2	2,6	0,9	2,8	0,2	0,4	8,2

OBS: (+) acréscimos ou (-) perdas

Anexo 12: Composição social dos dez grupos de estudo no mês de agosto de 2001.

Grupos	Macho adulto	Macho subadulto	Fêmea adulta	Juvenil II	juvenil I	Infante II	Infante I	Total
G1	2		2	1	4	1		10
G2	1		2	1	3			7
G3	1		2	1	2		1	7
G4	1		3		2			6
G5	1		3		4			8
G6	1	1	3	3	3		2	13
G7	1		3	1	3	1	1	10 ⁽⁺¹⁾
G8	1		3	1	2			7
G9	1	1	3		4			9
G10	1		2	1	1	1		6
Média	1,1	0,2	2,6	0,9	2,8	0,3	0,4	8,3

OBS: (+) acréscimos ou (-) perdas

Anexo 13: Composição social dos dez grupos de estudo no mês de outubro de 2001.

Grupos	Macho adulto	Macho subadulto	Fêmea adulta	Juvenil II	juvenil I	Infante II	Infante I	Total
G1	2		2	1	4	1	1 ⁽⁺¹⁾	11 ⁽⁺¹⁾
G2	1		2	1	3		1 ⁽⁺¹⁾	8 ⁽⁺¹⁾
G3	1		2	1	2		1	7
G4	1		3		2			6
G5	1		3		4		1 ⁽⁺¹⁾	9 ⁽⁺¹⁾
G6	1	1	3	3	3		2	13
G7	1		3	1	3	1	1	10
G8	1		3	1	2			7
G9	1	1	3		4			9
G10	1		2	1	1	1		6
Média	1,1	0,2	2,6	0,9	2,8	0,3	0,7	8,6

OBS: (+) acréscimos ou (-) perdas

Anexo 14: Composição social dos dez grupos de estudo no mês de dezembro de 2001.

Grupos	Macho adulto	Macho subadulto	Fêmea adulta	Juvenil II	juvenil I	Infante II	Infante I	Total
G1	2		2	1	4	1	1	11
G2	1		2	1	3		2	9 ⁽⁺⁾
G3	1		2	1	2	1		7
G4	1		3		2			6
G5	1		3		4		1	9
G6	1	1	3	3	3	2		13
G7	1		3	1	3	2		10
G8	1		3	1	2			7
G9	1	1	3		4			9
G10	1		2	1	2			6
Média	1,1	0,2	2,6	0,9	2,9	0,6	0,4	8,7

OBS: ⁽⁺⁾ acréscimos ou ⁽⁻⁾ perdas