

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS NATURAIS E EXATAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE ANIMAL**

**TAMANHO E DENSIDADE DAS POPULAÇÕES DE *ALOUATTA
GUARIBA CLAMITANS* CABRERA, 1940 (PRIMATES, ATELIDAE) NO
CAMPO DE INSTRUÇÃO DE SANTA MARIA E ÁREAS VIZINHAS**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Joana Beschorner da Veiga

SANTA MARIA – RS, 2013

**TAMANHO E DENSIDADE DAS POPULAÇÕES DE *ALOUATTA*
GUARIBA CLAMITANS CABRERA, 1940 (PRIMATES, ATELIDAE) NO
CAMPO DE INSTRUÇÃO DE SANTA MARIA E ÁREAS VIZINHAS**

Joana Beschorner da Veiga

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, da Universidade Federal de Santa Maria, como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Ciências Biológicas – Área de concentração: Biodiversidade Animal.**

Orientadora: Prof. Dra. Vanessa Barbisan Fortes

Co-orientador: Prof. Dr. Júlio César Bicca Marques

Santa Maria, RS, Brasil

2013

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Beschorner da Veiga, Joana
TAMANHO E DENSIDADE DAS POPULAÇÕES DE ALOUATTA GUARIBA
CLAMITANS CABRERA, 1940 (PRIMATES, ATELIDAE) NO CAMPO DE
INSTRUÇÃO DE SANTA MARIA E ÁREAS VIZINHAS / Joana
Beschorner da Veiga.-2013.
58 p.; 30cm

Orientadora: Vanessa Barbisan Fortes
Coorientadora: Julio César Bicca Marques
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Ciências Naturais e Exatas, Programa de
Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, RS, 2013

1. Ecologia Populacional 2. Análise de Viabilidade
Populacional 3. Alouatta guariba clamitans 4. Febre
Amarela 5. Santa Maria I. Barbisan Fortes, Vanessa II.
Bicca Marques, Julio César III. Título.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS NATURAIS E EXATAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE
ANIMAL

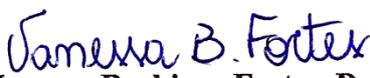
A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Dissertação de Mestrado

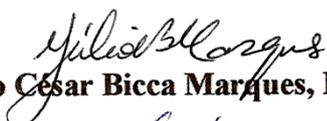
TAMANHO E DENSIDADE DAS POPULAÇÕES DE *ALOUATTA*
***GUARIBA CLAMITANS* CABRERA, 1940 (PRIMATES, ATELIDAE)**
NO CAMPO DE INSTRUÇÃO DE SANTA MARIA E ÁREAS
VIZINHAS

elaborada por
Joana Beschorner da Veiga

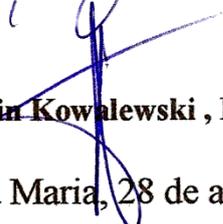
como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Ciências Biológicas - Área de concentração: Biodiversidade
Animal

COMISSÃO EXAMINADORA


Vanessa Barbisan Fortes, Dra.
(Presidente/Orientadora)


Júlio César Bicca Marques, Dr. (PUCRS)


Márcia Maria de Assis Jardim, Dra. (FZB)


Miguel Martin Kowalewski, Dr. (MACN-CONICET)

Santa Maria, 28 de agosto de 2013.

Agradecimentos

A minha orientadora Dra. Vanessa Barbisan Fortes, pela amizade, incentivo, paciência, profissionalismo e compreensão na realização deste trabalho.

Ao meu co-orientador Dr. Julio César Bicca Marques, pelas inúmeras contribuições que foram imprescindíveis para que esse trabalho fosse realizado.

À minha sempre orientadora Valeska Martins da Silva, que tem me guiado desde a graduação. Agradeço-te pela amizade, pela companhia nos campos, pelos conselhos, pelas risadas. Admiro-te muito, como pessoa e como profissional.

Agradeço aos meus colegas de turma e laboratório (Adriano, Tainara, Lara, Fábio, Laurete e Alana), pela amizade, pelas experiências trocadas e pelo apoio nos campos. Vocês não deixaram o desânimo tomar conta dos dias em que não encontrávamos nenhum bugio.

Às minhas amigas Daia e Kamila que me auxiliaram imensamente durante toda a graduação e depois no mestrado. Ao Neto, pelas risadas após dias exaustivos de campo, pelos sorvetes e pelos piores filmes que já vi no cinema. Adoro vocês demais.

À Universidade Federal de Santa Maria, à CAPES, e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Rio Grande do Sul, pelo auxílio financeiro que tornou este trabalho viável e pela estrutura e apoio acadêmico que tive o privilégio de usufruir. Meus sinceros agradecimentos à coordenação do PPG em Biodiversidade Animal, em especial aos professores Everton, Ronald e Tatiana, com quem tive a alegria de conviver e aprender.

Não poderia deixar de lembrar e agradecer ao exército Brasileiro, que permitiu a realização deste estudo nas dependências do Campo de Instrução de Santa Maria. Obrigado Capitão Jean, tenente Ayrton, tenente César e demais pelo auxílio durante todo o período que estive em campo.

Ao Lusiano da Rotasul e aos moradores de São Valentim que me permitiram ‘invadir’ suas terras em busca dos bugios.

Aos membros da banca examinadora: Dra Márcia de Assis Jardim e ao Dr. Martin Kovalewski pelas valiosas contribuições que trouxeram ao meu trabalho.

Sou grata também ao biólogo da CEVS Marco Antonio Barreto de Almeida, que gentilmente cedeu dados coletados pela sua equipe durante a epizootia de febre amarela.

Agradeço imensamente aos meus pais (Jorge e Neuza), meu Irmão (João), meus avós (Ronvaldo e Loni) pelo apoio incondicional que incentivou e têm incentivado minha jornada.

“Thus, from the war of nature, from famine and death, the most exalted object which we are capable of conceiving, namely, the production of the higher animals, directly follows. There is grandeur in this view of life, with its several powers, having been originally breathed into a few forms or into one; and that, whilst this planet has gone cycling on according to the fixed law of gravity, from so simple a beginning endless forms most beautiful and most wonderful have been, and are being, evolved.”

Charles Darwin (On the Origin of Species: first British edition, 1859)

Santa Maria, 28 de agosto de 2013.

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal
Universidade Federal de Santa Maria

TAMANHO E DENSIDADE DAS POPULAÇÕES DE *Alouatta guariba clamitans* CABRERA, 1940 (PRIMATES, ATELIDAE) NO CAMPO DE INSTRUÇÃO DE SANTA MARIA E ÁREAS VIZINHAS

AUTORA: JOANA BESCHORNER DA VEIGA
ORIENTADORA: VANESSA BARBISAN FORTES
CO-ORIENTADOR: JULIO CÉSAR BICCA MARQUES
Data e Local de Defesa: Santa Maria, 28 de agosto de 2013.

A presente dissertação avaliou a abundância e densidade das populações, o tamanho e a composição sexo-etária de grupos sociais de *Alouatta guariba clamitans* em 40 fragmentos florestais no município de Santa Maria. Além disso, apresenta uma análise de viabilidade populacional para a subespécie. Este estudo foi conduzido no Campo de Instrução de Santa Maria (CISM), uma área com 5.876 ha pertencente ao Ministério da Defesa (Exército Brasileiro) localizada no município de Santa Maria (Depressão Central do Rio Grande do Sul), e em áreas particulares do seu entorno. Foram realizadas no período de março de 2012 a fevereiro de 2013 doze campanhas de censo, totalizando 58 dias de campo com esforço amostral de 431 horas. Nossos dados sugerem que houve alta mortalidade nas populações de bugios do CISM após o último levantamento populacional, realizado em 2004. Essa conclusão é apoiada principalmente pela constatação de baixas densidades, reduzidas taxas de ocupação dos fragmentos e grupos com tamanho inferior ao encontrado anteriormente na mesma área. As análises estatísticas mostram que os parâmetros populacionais atuais diferem significativamente dos registrados anteriormente. Os resultados da AVP sugerem que o tamanho do fragmento, a sobrevivência e disponibilidade de fêmeas adultas são os parâmetros que melhor contribuem para as tendências de crescimento populacional. A febre amarela é uma ameaça importante, especialmente se a incidência de novos surtos for alta e a atual composição populacional, de acordo com o modelo, não foi capaz de se recuperar adequadamente em 100 anos. Para a persistência de *A. g. clamitans* no CISM a população mínima viável deve ser de pelo menos 573 indivíduos em uma área >516 ha de habitat adequado. O que é perfeitamente viável para o CISM, uma vez que o fragmento SAR possui uma área de 977,3 ha. Além disso, no Rio Grande do Sul atualmente praticamente inexistem unidades de conservação, especialmente na metade oeste da distribuição do bugio ruivo. Isso ressalta o papel importante do CISM, ainda que não se trate de uma Unidade de Conservação, logo, se assegurada, a dinâmica de metapopulação é capaz de garantir a sobrevivência regional *A. g. clamitans* em longo prazo, a menos que a mesma venha a sofrer mais intensamente outros impactos (ex: novo surto de febre amarela) em um futuro próximo.

Palavras-chave: Bugio-ruivo, Levantamento populacional, Análise de viabilidade populacional, Metapopulação

ABSTRACT

Master Dissertation
Post-Graduation in Animal Biodiversity
Federal University of Santa Maria

DENSITY AND POPULATION SIZE OF *ALOUATTA GUARIBA CLAMITANS* CABRERA, 1940 (PRIMATES, ATELIDAE) AT CAMPO DE INSTRUÇÃO DE SANTA MARIA AND SURROUNDING AREAS

AUTHOR: JOANA BESCHORNER DA VEIGA
ADVISOR: VANESSA BARBISAN FORTES
CO-ADVISOR: JULIO CÉSAR BICCA MARQUES

This dissertation evaluated the age-sex structure, group size and population density of *Alouatta guariba clamitans* in 40 forest fragments. We also present a Population Viability Analysis for the subspecies. The study was conducted at Campo de Instrução de Santa Maria (CISM), an area of 5,876 ha belonging to the Ministry of Defense (Brazilian Army) and surrounding areas, located in the municipality of Santa Maria (Rio Grande do Sul State, South Brazil). The fieldwork was conducted from March 2012 to February 2013, totaling 58 days and sampling effort of 431 hours. Our data suggest high mortality in the brown howler monkey populations at CISM. The record of low densities, low occupancy rates in fragments and small group size supports our conclusions. Statistical analyzes showed significant differences between the current population parameters and the previously registered. The PVA results suggest the fragment size and adult female survival as the best parameters contributing for the population growth. Yellow fever is an important threat, especially if the incidence of new outbreaks is high. For the long-term persistence of *A. g. clamitans* at CISM, the minimum viable population must be at least 573 individuals living in a minimum suitable forest area of 516 ha, which is perfectly plausible for the CISM area. In Rio Grande do Sul state there are practically no conservation units, especially in the western range of the distribution of the brown howler monkey and reinforces the important role of CISM in this scenario, although not a conservation unit. Therefore, if the metapopulation dynamics is granted, it is able to ensure regional long-term survival of *A. g. clamitans*, unless it suffers more intensely other impacts (such as a new yellow fever outbreak) in a near future.

Keywords: Brown howler monkey, Population survey, Population Viability Analysis, Metapopulation

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	1
REFERÊNCIAS	4
ARTIGO 1- Tamanho e densidade das populações de <i>Alouatta guariba clamitans</i> (Primates, Atelidae) em área impactada por febre-amarela no sul do Brasil.....	6
Resumo	6
Abstract	7
Introdução	8
Métodos	9
Área de estudo.....	9
Coleta e análise dos dados.....	10
Resultados	14
Discussão	23
Referências	28
ARTIGO 2- Análise de Viabilidade Populacional de <i>Alouatta guariba clamitans</i> (Primates, Atelidae) em área impactada por febre amarela no sul do Brasil.....	32
Resumo	32
Abstract	33
Introdução	34
Métodos	36
Área de estudo.....	36
População de estudo	37
Cenários e parâmetros do modelo.....	37
Análise de sensibilidade	39
Resultados e Discussão	40
Referências	52
CONCLUSÕES.....	58

INTRODUÇÃO

O Brasil possui uma das maiores diversidades de espécies do planeta, sendo o detentor da maior riqueza de primatas do mundo, com cerca de 130 espécies e subespécies, das quais 35% são endêmicas (RYLANDS et al., 2000). O gênero *Alouatta* Lacépède, 1799 destaca-se por apresentar a maior distribuição geográfica entre os primatas neotropicais, ocorrendo desde o México até o Rio Grande do Sul no Brasil e em Corrientes na Argentina (CROCKETT; EISENBERG, 1987; NEVILLE et al. 1988). Seus representantes são primatas arborícolas de grande porte conhecidos como bugios, habitam florestas primárias e secundárias, bem como pequenos fragmentos florestais (BICCA-MARQUES, 2003; RIBEIRO; BICCA-MARQUES, 2005).

Entre os representantes deste grupo está *Alouatta guariba clamitans*, que é endêmico da Mata Atlântica e ocorre no Brasil desde o Espírito Santo até a bacia do rio Camaquã no Rio Grande do Sul (HIRSCH et al., 1991; RYLANDS et al., 2000; PRINTES et al., 2001). Os bugios-ruivos apresentam como principal característica o dicromatismo sexual (CROCKETT, 1998), fenômeno considerado muito raro entre os primatas, onde os machos adultos são ruivos, vermelhos ou alaranjados (Figura 1) e as fêmeas adultas e os indivíduos imaturos são geralmente castanho escuros (HIRANO et al., 2003; GREGORIN 2006). Apresentam ainda dimorfismo sexual, sendo os machos adultos mais pesados que as fêmeas (ROWE, 1996). Esse dimorfismo também é evidenciado no tamanho do osso hióide, estrutura responsável pela vocalização característica da espécie, o ronco (CROCKETT; EISENBERG, 1987). Sua dieta é essencialmente folívoro-frugívora (CROCKETT; EISENBERG 1987), tendo preferência por folhas novas, frutos e flores. As populações são organizadas em grupos formados por 2 a 13 indivíduos, cada grupo possui normalmente 1 a 2 machos adultos e um número maior de fêmeas adultas, além de indivíduos subadultos e infantes (MIRANDA et al., 2004; MIRANDA; PASSOS, 2005; MIRANDA et al., 2006; FORTES, 2008). A reprodução ocorre durante todo o ano e a taxa anual média de natalidade é inferior a um nascimento por fêmea adulta (STRIER et al., 2001; MIRANDA; PASSOS, 2005).



Figura 1. Fêmeas e macho de *A. g. clamitans* no Campo de Instrução de Santa Maria. Foto: Joana B. da Veiga.

A elevada densidade populacional humana da região centro-sul do Brasil e a extensiva destruição do hábitat, resultante do processo histórico de ocupação, reduziram a ampla distribuição original do bugio-ruivo para umas poucas populações remanescentes que se encontram restritas a fragmentos florestais isolados (SANTOS et al., 1987; CHIARELLO; GALETTI, 1994; RIBEIRO; BICCA-MARQUES, 2005). De acordo com a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN) *A. g. clamitans* aparece listado na categoria "pouco preocupante" (MENDES et al., 2008), enquanto no estado do Rio Grande do Sul foi mantido na categoria Vulnerável na recente revisão da Lista Vermelha (M. M. A JARDIM; V. B. FORTES, comunicação pessoal), na qual os dados do presente estudo foram referência.

Eventos recentes de epizootias ocasionados por febre-amarela foram registrados no Rio Grande do Sul em 2001, afetando populações de *Alouatta caraya* (bugio-preto) e em 2002, *Alouatta guariba clamitans* (bugio-ruivo) (ALMEIDA et al., 2012). No nordeste da Argentina, populações destas mesmas espécies foram seriamente afetadas por surtos da doença ocorridos entre 2007 e 2008 (HOLZMANN et al., 2010). Entre o final do ano de 2008 e o início de 2009

uma nova emergência de febre amarela silvestre atingiu o Rio Grande do Sul, casos confirmados e suspeitos de epizootia em primatas não-humanos provocaram a morte de 2.013 bugios (830 *A. caraya* e 1183 *A. g. clamitans*) em 153 municípios gaúchos (ALMEIDA et al., 2012).

O município de Santa Maria, onde se situa a área de estudo, estava entre os locais de epizootias de primatas não-humanos confirmadas para febre amarela (ALMEIDA et al., 2012). A população de bugios-ruivos do Campo de Instrução de Santa Maria (CISM) foi inventariada no ano de 2004 em estudo que avaliou a ocupação de 20 fragmentos florestais, a abundância e densidade das populações dos fragmentos, bem como o tamanho e a composição sexo etária dos grupos sociais (FORTES, 2008). Sabe-se que a presença em um grande número de fragmentos tem sido considerada um bom indicativo de sucesso dos bugios nesse tipo de paisagem, porém, doenças são reconhecidamente causadoras de declínios populacionais consideráveis (CROCKETT; EISENBERG, 1987; CHAPMAN; BALCOMB, 1998; RUDRAN; FERNANDEZ-DUQUE, 2003; HOLZMANN et al., 2010). Dessa forma, apenas estudos demográficos de longo prazo que acompanhem as mudanças na abundância, densidade das populações e no tamanho/composição dos grupos poderão indicar o grau de estabilidade dessa presença (ONDERDONK; CHAPMAN, 2000; CHAPMAN et al., 2003; CHAPMAN et al., 2005; RODRÍGUEZ-TOLEDO et al., 2003; MANDUJANO; ESTRADA, 2005). Portanto, a existência de dados oriundos dos levantamentos populacionais pré-surto realizados nessa área oferecem uma oportunidade ímpar para comparação com os parâmetros populacionais atuais, contribuirá para a análise dos possíveis efeitos dessa epizootia e orientar os esforços de conservação destes primatas no estado.

A presente Dissertação está estruturada de acordo com as normas da Universidade Federal de Santa Maria (MDT), sendo composta por dois artigos, a saber:

— Artigo 1: fornece dados populacionais de *Alouatta guariba clamitans* no CISM e áreas de seu entorno. Compara os parâmetros populacionais atuais com aqueles obtidos anteriormente, em período pré-epizootia de febre amarela.

— Artigo 2: simula a viabilidade populacional da espécie na área de estudo, através de uma Análise de Viabilidade Populacional (AVP) utilizando o software Vortex (9.99). São simulados diferentes cenários, onde exploramos a dinâmica metapopulacional, possibilidade de novas epizootias de febre amarela e a sensibilidade do modelo em face da disponibilidade de fêmeas e machos para reprodução, diferentes taxas de mortalidade, depressão por endogamia, dispersão, capacidade de suporte e suplementação.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, M. A. B. et al. Yellow fever outbreak affecting *Alouatta* populations in southern Brazil (Rio Grande do Sul State), 2008–2009. **American Journal of Primatology**, v. 74, p. 68–76, 2012.
- BICCA-MARQUES, J. C. **How do howler monkeys cope with habitat fragmentation?** In: MARSH, L. K. (Org.). **Primates in fragments: ecology and conservation**. New York: Kluwer Academic and Plenum Publishers, 2003. p. 283-303.
- CHAPMAN, C. A. et al. **Primate survival in community owned forest fragments: are metapopulation models useful amidst intensive use?** In Marsh, L. (Org.), **Primates in Fragments: Ecology and Conservation**. New York: Kluwer Academic, 2003. p. 63-78.
- CHAPMAN, C. A.; BALCOMB, S. R. Population characteristics of howlers: ecological conditions or group history. **International Journal of Primatology**, v. 19, p. 385-403, 1998.
- CHAPMAN, C. E. et al. Thirty years of research in Kibale National Park, Uganda, reveals a complex picture for conservation. **International Journal of Primatology**, v. 26, p. 539-555, 2005.
- CHIARELLO, A. G. **Primates of brazilian Atlantic forest: the influence of forest fragmentation on survival**. In: MARSH, L. K. (Org.). **Primates in fragments: ecology and conservation**. New York: Kluwer Academic and Plenum Publishers, 2003. p. 99-118.
- CHIARELLO, A. G.; GALETTI, M. Conservation of the brown-howler monkey in south-east Brazil. **Oryx**, v. 28, p. 37-42, 1994.
- CROCKETT, C. M.; EISENBERG, J. F. **Howlers: variations in group size and demography**. In: SMUTS, B. B.; CHENEY, D. L.; SEYFARTH, R. M.; WRANGHAM, R. W.; STRUHSAKER, T. T. (Org.). **Primate Societies**. Chicago: The University of Chicago Press, 1987. 54 –68p.
- CROCKETT, C. M.; EISENBERG, J. F. **Howlers: variations in group size and demography**. In: **Primate Societies**. SMUTS, B. B. et al. (Org.). Chicago: The University of Chicago Press, 1987. p. 54-68.
- FORTES, V. B. **Ecologia e comportamento do bugio-ruivo (*Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940) em fragmentos florestais na Depressão Central do Rio Grande do Sul, Brasil**. 2008. 100 f. Tese (Doutorado em Biociências)–Pontifícia Uiversidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.
- GREGORIN, R. Taxonomia e variação geográfica das espécies do gênero *Alouatta* Lacépède (Primates, Atelidae) no Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, p. 64–144, 2006.
- HIRANO, Z. M. B. et al. Morphology of epidermal glands responsible for the release of colored secretions in *Alouatta guariba clamitans*. **Laboratory Primate Newsletter**, v. 42, p. 4-7, 2003.

HIRSCH A. et al. **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. (Org.). **A Primatologia no Brasil.** Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 1991. p. 239–262.

HOLZMANN, I. et al. Impact of Yellow Fever Outbreaks on Two Howler Monkey Species (*Alouatta guariba clamitans* and *A. caraya*) in Misiones, Argentina. **American Journal of Primatology**, v. 72, p. 475–480, 2010.

MANDUJANO, S.; ESTRADA, A. Detección de umbrales de área y distancia de aislamiento para la ocupación de fragmentos de selva por monos aulladores, *Alouatta palliata*, em Los Tuxtlas, Mexico. **Universidad y Ciencia**, v2, p.11-21, 2005.

MENDES, S. L. et al. *Alouatta guariba ssp. clamitans*. In: **IUCN Red List of Threatened Species.** Version 2013.1. <www.iucnredlist.org>.

NEVILLE, M. K. et al. **The howling monkeys, Genus *Alouatta*.** In: MITTERMEIER, R. A. et al. (Org.). **Ecology and behavior of neotropical primates.** Washington: World Wildlife Fund, 1988. p. 349-453.

ONDERDONK, D. A.; CHAPMAN, C. A. Coping with forest fragmentation: the primates of Kibale National Park, Uganda. **International Journal of Primatology**, v. 21, p. 587-611, 2000.

RIBEIRO, S.; BICCA-MARQUES, J. C. Características da paisagem e sua relação com a ocorrência de bugios-ruivos (*Alouatta guariba clamitans*, Cabrera, 1940; Primates, Atelidae) em fragmentos florestais no Vale do Taquari, RS. **Natureza e Conservação**, v. 3, n. 2, p. 65-78, 2005.

RODRÍGUEZ-TOLEDO, E. M.; MANDUJANO, S.; GARCÍA-ORDUÑA, F. **Relationships between Forest fragments and howler monkeys (*Alouatta palliata mexicana*) in Southern Veracruz, Mexico.** In MARSH, L. (Org.), **Primates in Fragments: Ecology and Conservation.** New York: Kluwer Academic /Plenum Press, 2003. p. 79-97.

RUDRAN, R.; FERNANDEZ-DUQUE, E. Demographic changes over thirty years in a red howler population in Venezuela. **International Journal of Primatology**, v. 24, p.925-947, 2003.

RYLANDS, A. B. et al. An assessment of the diversity of new world monkeys. **Neotropical Primates**, v. 8, p. 61-93, 2000.

SANTOS, I. B. et al. The distribution and conservation status of primates of southern Bahia, Brazil. **Primate Conservation**, v. 8, p. 126–142, 1987.

ARTIGO 1

Tamanho e densidade das populações de *Alouatta guariba clamitans* (Primates, Atelidae) em área impactada por febre-amarela no sul do Brasil

JOANA BESCHORNER DA VEIGA^{1*}, VANESSA BARBISAN FORTES² e JULIO CÉSAR BICCA-MARQUES³

¹Programa de pós-graduação em Biodiversidade Animal, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, Brasil.

²Departamento de Zootecnia e Ciências Biológicas, CESNORS, Universidade Federal de Santa Maria, Palmeira das Missões, Brasil

³Faculdade de Biociências, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil

RESUMO

Este estudo foi conduzido no Campo de Instrução de Santa Maria (CISM), uma área com 5.876 ha pertencente ao Ministério da Defesa (Exército Brasileiro) localizada no município de Santa Maria, RS, e em áreas particulares do seu entorno. Teve como objetivo estimar o tamanho e a densidade das populações de *Alouatta guariba clamitans* após o surto de febre amarela silvestre, ocorrido entre 2008 e 2009 e comparar estes parâmetros com dados obtidos no período pré-surto. De março de 2012 a fevereiro de 2013 foram realizados censos populacionais em 20 fragmentos florestais na área pertencente ao CISM e em 20 fragmentos de seu entorno. Utilizamos o método de transecção linear para o levantamento populacional no maior fragmento existente no CISM (fragmento Sarandi) e o levantamento extensivo nos demais. A taxa de ocupação dos fragmentos foi de 40%. Através do levantamento extensivo foram avistados no CISM 61 indivíduos (13 grupos) em seis fragmentos. As densidades populacionais variaram de 0,01 a 1,7 ind/ha. O tamanho médio dos grupos foi de $4,6 \pm 2$ indivíduos, compreendendo $1,5 \pm 0,7$ machos adultos e subadultos, $1,6 \pm 0,9$ fêmeas adultas e $1,2 \pm 0,8$ imaturos (IFR= $0,8 \pm 0,8$ e IAR= $0,4 \pm 0,4$). Nas transecções lineares do fragmento Sarandi registramos 22 encontros com bugios-ruivos, e sete grupos (38 indivíduos) em encontros ocasionais. A densidade estimada para este fragmento pelo *software* Distance 6.0 foi de $4,3 \pm 1,1$ grupos/km² ou $17,8 \pm 5,2$ indivíduos/km² (população estimada em 174 ± 50 indivíduos). O tamanho médio de grupo foi $4,1 \pm 3,6$ indivíduos ($1,1 \pm 1,6$ machos adultos e subadultos, $2,2 \pm 2,3$ fêmeas adultas e $0,8 \pm 1,3$ imaturos). Nas áreas particulares amostradas fora dos limites do CISM apenas quatro fragmentos são atualmente habitados por bugios. Avistamos 22 indivíduos (três grupos) com tamanho médio de $7,3 \pm 2,3$ indivíduos, compreendendo $1,3 \pm 0,8$ machos adultos e subadultos, $2,7 \pm 1,2$ fêmeas adultas e $3,3 \pm 0,8$ imaturos (IAR= $0,9 \pm 0,2$ e IFR= $1,3 \pm 0,3$). Encontramos diferenças significativas nas densidades populacionais entre os inventários ($Z=3,5$ $p=0,0004$ $N=17$), que confirmam o declínio das populações no CISM. Considerando somente os fragmentos em que os bugios ainda permanecem, mesmo esses evidenciam que houve alta mortalidade, já que as densidades também diferiram significativamente ($Z=2,4$ $p=0,0180$ $N=6$). O menor número de fêmeas adultas ($Z=3,5$ $p=0,0004$ $N=17$) e infantes ($Z=3,3$ $p=0,0010$ $N=17$) indica uma redução na representatividade dessas classes sexo-etárias na composição atual dos grupos. Nossos dados demonstram que houve alta mortalidade nas populações de bugios do CISM após o último levantamento populacional, realizado em 2004. Essa conclusão é apoiada principalmente pelas diferenças significativas encontradas em relação ao estudo realizado oito anos antes. Constatamos baixas densidades, reduzidas taxas de ocupação dos fragmentos e grupos pequenos. Assim, embora esse tenha sido um estudo de curto prazo, fornece resultados importantes para avaliar e monitorar as mudanças futuras e os fatores que afetam a biologia populacional dos bugios através dos anos.

Palavras chave: Bugios-ruivos, Levantamento populacional, Metapopulação

ABSTRACT

This study was conducted at Campo de Instrução de Santa Maria (CISM), an area of 5,876 ha belonging to the Ministry of Defense (Brazilian Army) located in the municipality of Santa Maria (Central Depression of Rio Grande do Sul) and in private areas of its surroundings. We aimed to estimate the density and population size of *Alouatta guariba clamitans* after an outbreak of yellow fever occurred between 2008 and 2009. We also compare these populational parameters with the data obtained in the pre-outbreak period. The fieldwork was conducted from March 2012 to February 2013 in 20 forest fragments at the CISM area and in 20 fragments of its surroundings. For the population census conducted in the largest fragment (Sarandi) we used the line-transect method and the extensive sampling for the remaining areas. The fragment occupancy rate was 40%. Using the extensive sampling we sighted 61 individuals (13 groups) in six fragments at the CISM area. Population densities ranged from 0.01 to 1.7 individuals/ha. The average size of the groups was 4.6 ± 2 individuals where 1.5 ± 0.7 were adult and subadult males, 1.6 ± 0.9 were adult females, and 1.2 ± 0.8 were immature (IFR= 0.8 ± 0.8 and IAR= 0.4 ± 0.4). Using the linear transect we had 22 encounters with howler monkeys at Sarandi fragment and seven groups (38 individuals) were registered in casual meetings. The density estimated by the software Distance 6.0 was 4.3 ± 1.1 groups/km² or 17.8 ± 5.2 individuals/km² (population estimated of 7.3 ± 2.3 individuals). The average group size was 4.1 ± 3.6 individuals (1.1 ± 1.6 adult and subadult males, 2.2 ± 2.3 adult females and 0.8 ± 1.3 immature). In private areas sampled outside CISM limits, howlers currently inhabit only four fragments. We sighted 22 individuals (three groups) with an average size of 7.3 ± 2.3 individuals where 1.3 ± 0.8 were adult and subadult males, 2.7 ± 1.2 adult females and 3.3 ± 0.8 immature (IAR= 0.9 ± 0.2 e IFR= 1.3 ± 0.3). We found significant differences between population densities in the census ($Z=3.5$ $p=0.0004$ $N=17$), confirming the decline of the populations. Considering only the fragments where the howlers remain the population densities also differed significantly ($Z=2,4$ $p=0.0180$ $N=6$) and we can conclude there was high mortality. The smaller number of adult female ($Z=3.5$ $p=0.0004$ $N=17$) and infants ($Z=3.3$ $p=0.0010$ $N=17$) may indicate a reduction of these sex-age classes in the current composition of the groups. Our data clearly suggest high mortality in the brown howler monkey populations at CISM. The record of low densities, low fragment occupancy rates and small group sizes mainly supports our conclusions. Statistical analyzes showed significant differences between the current population parameters and the previously registered in 2004. Although this has been a short-term study, it provides important results for evaluating and monitoring future changes which may affect these populations throughout next the years.

Keywords: Brown howler monkey, Population survey, Metapopulation

INTRODUÇÃO

A abundância de primatas não-humanos declinou rapidamente nas últimas décadas. Ações humanas como a caça, o comércio ilegal e a destruição do habitat ameaçam a sobrevivência da maior parte das populações de primatas selvagens (COWLISHAW; DUNBAR, 2000). Dados sobre densidades populacionais podem ser usados para avaliar a situação de conservação de uma população ou a capacidade de suporte para populações vivendo isoladas (LAURANCE, 1990; WHITE, 1994). Podem fornecer estimativas confiáveis de tamanhos populacionais de espécies ameaçadas, isoladas em ilhas ou reservas naturais (KARANTH; NICHOLS, 1998). Adicionalmente, os levantamentos populacionais podem ser importantes indicadores de como as populações estão superando condições desfavoráveis e quais as suas perspectivas de sobrevivência em longo prazo (JARDIM, 2005). Geralmente a presença de uma espécie em um grande número de fragmentos pode ser considerada um bom indicativo de sucesso, todavia, a estabilidade dessa presença só pode ser afirmada através de estudos demográficos de longo prazo, que acompanhem as alterações ao longo do tempo na abundância, densidade e tamanho dos grupos (ONDERDONK; CHAPMAN, 2000; CHAPMAN et al., 2003; RODRIGUEZ-TOLEDO et al., 2003; CHAPMAN et al., 2005; MANDUJANO; ESTRADA, 2005).

Recentemente houve um grande declínio nas populações de *Alouatta* no Rio Grande do Sul, causado por epizootias de febre amarela (que ocorreram entre 2008 e 2009) e ocasionando a morte de mais de 2.000 bugios em 153 municípios gaúchos (ALMEIDA et al., 2012). Acredita-se que o número de mortes tenha sido bem superior ao número relatado na literatura, já que nem todos os animais mortos são encontrados e, não foi possível fazer exame de confirmação em todos os casos, pois este precisa ser feito nas primeiras horas do contágio. Além disso, não havia muitas informações a respeito do tamanho populacional dos bugios no estado, mas é possível que, em algumas matas, em uma área reduzida, eles possam ter sido extintos pela doença (M. A. B. ALMEIDA, comunicação pessoal).

Fialho et al. (2012) avaliaram o impacto da epizootia sobre as populações de primatas em unidades de conservação no Estado do Rio Grande do Sul e, apesar de ser um estudo que considerou apenas presença/ausência das espécies, os resultados obtidos demonstraram que as populações de bugios foram dizimadas em algumas localidades, como no Parque Estadual do Espigão Alto. O município de Santa Maria, onde se situa a área de estudo, está entre as áreas

de epizootias de primatas não-humanos confirmadas para febre amarela (RIO GRANDE DO SUL, 2009) e, portanto, as populações do CISM também podem ter sido afetadas.

O bugio-ruivo é uma das espécies para as quais são escassos na literatura dados sobre seus aspectos sociais (MIRANDA; PASSOS, 2005) e embora as populações de *A. g. clamitans* tenham sido recentemente objeto de várias pesquisas na região metropolitana de Porto Alegre, levantamentos populacionais em outras regiões do estado são praticamente inexistentes e informações detalhadas sobre parâmetros demográficos em um grande número de fragmentos só foram documentados para o Campo de Instrução de Santa Maria (FORTES, 2008). Neste trabalho reportamos o tamanho, a densidade e a estrutura das populações de bugios-ruivos no CISM e áreas particulares de seu entorno, após o mais recente surto de febre amarela silvestre. Determinamos o tamanho e a composição sexo-etária dos grupos sociais e comparamos os parâmetros das populações de bugios que atualmente habitam os fragmentos florestais com os dados do período pré-epizootico obtidos por Fortes (2008).

Considerando que os fragmentos do CISM e do seu entorno apresentam uma grande semelhança fitofisionômica devido à proximidade geográfica, e supondo que os fatores intervenientes atuem igualmente em todos os fragmentos, e que independente de outras causas potenciais de morte de bugios, doenças como a febre amarela ocasionam declínios populacionais (HOLZMANN et al., 2010) as seguintes hipóteses foram testadas: (1) O índice de ocupação atual dos fragmentos será inferior ao registrado por Fortes (2008); (2) O tamanho médio dos atuais grupos de bugios será inferior ao encontrado por Fortes (2008); (3) Conseqüentemente, a atual densidade populacional nos fragmentos será inferior à obtida por Fortes (2008); (4) Face à possível diferença na resistência ao vírus amarílico entre as classes sexo-etárias [maior nos jovens, segundo Galindo e Srihongse (1967), ou nas fêmeas, segundo Klein e Huber (2010), ver Freitas (2011)], a composição dos grupos será diferente da observada por Fortes (2008).

MÉTODOS

Área de estudo

O presente estudo foi conduzido em 20 fragmentos florestais no Campo de Instrução de Santa Maria (CISM) e em 20 fragmentos localizados em propriedades particulares de seu entorno. O CISM é uma área com 5.876 ha pertencente ao Ministério da Defesa (Exército Brasileiro) localizada no município de Santa Maria na Depressão Central do Rio Grande do

Sul, Brasil (29°43'-29°44'S, 53°42'-53°44'O; Figura 1). A região localiza-se em uma área de transição entre a Savana e a Floresta Estacional Decidual e a paisagem dominante é representada por fragmentos florestais e campos nativos (TEIXEIRA et al., 1986). Nas áreas do entorno predominam as pequenas propriedades rurais, dedicadas à criação de gado, onde vêm se expandindo as áreas ocupadas por plantações de pinheiros e eucaliptos e, mais recentemente, a mineração de areia. A cobertura florestal consiste em um mosaico de pequenos fragmentos florestais imersos numa matriz de campos, cultivos agrícolas, silvícolas e pastagens.

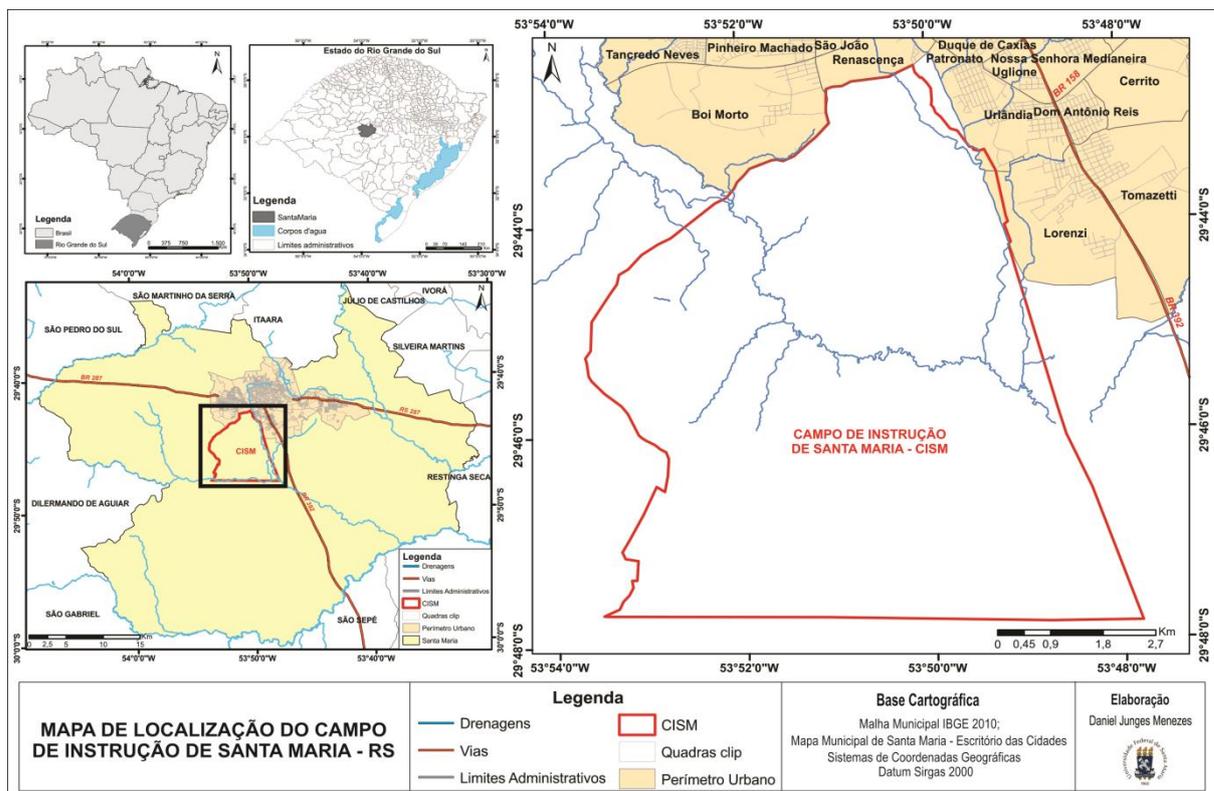


Figura 1. Localização do Campo de Instrução de Santa Maria (CISM).

Coleta e análise dos dados

Percorremos 20 fragmentos na área pertencente ao CISM (Figura 2), anteriormente estudados por Fortes (2008), que variam em tamanho de 0,5 a 977 ha. As áreas amostradas no entorno (Figura 2 e 3) foram definidas conforme a proximidade das vias de acesso e com base em relatos da presença de bugios-ruivos no período pré-surto de febre-amarela, totalizando 20 fragmentos amostrados com tamanhos de 0,9 a 61 ha.

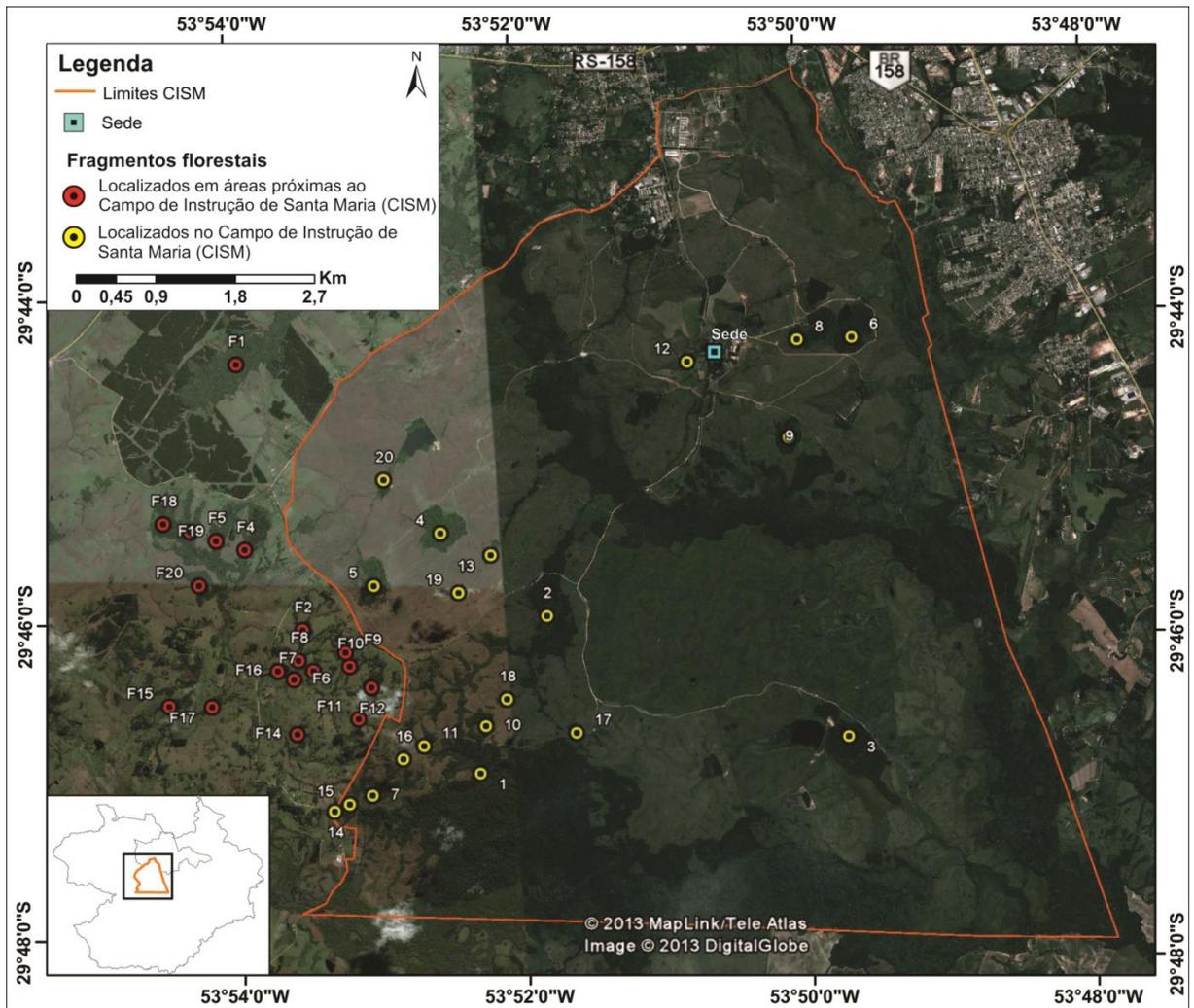


Figura 2. Localização dos fragmentos visitados no Campo de Instrução de Santa Maria (CISM) e seu entorno. 1=SAR; 2=MAC; 3=PIQ; 4=BON; 5=INF; 6=GR2; 7=TAP; 8=GR1; 9=LIT; 10=REG; 11=RE1; 12=POG; 13=MC2; 14/15=SD1 e 2; 16=RE2; 17=SAP; 18=BAP; 19=MC1; 20=ALA

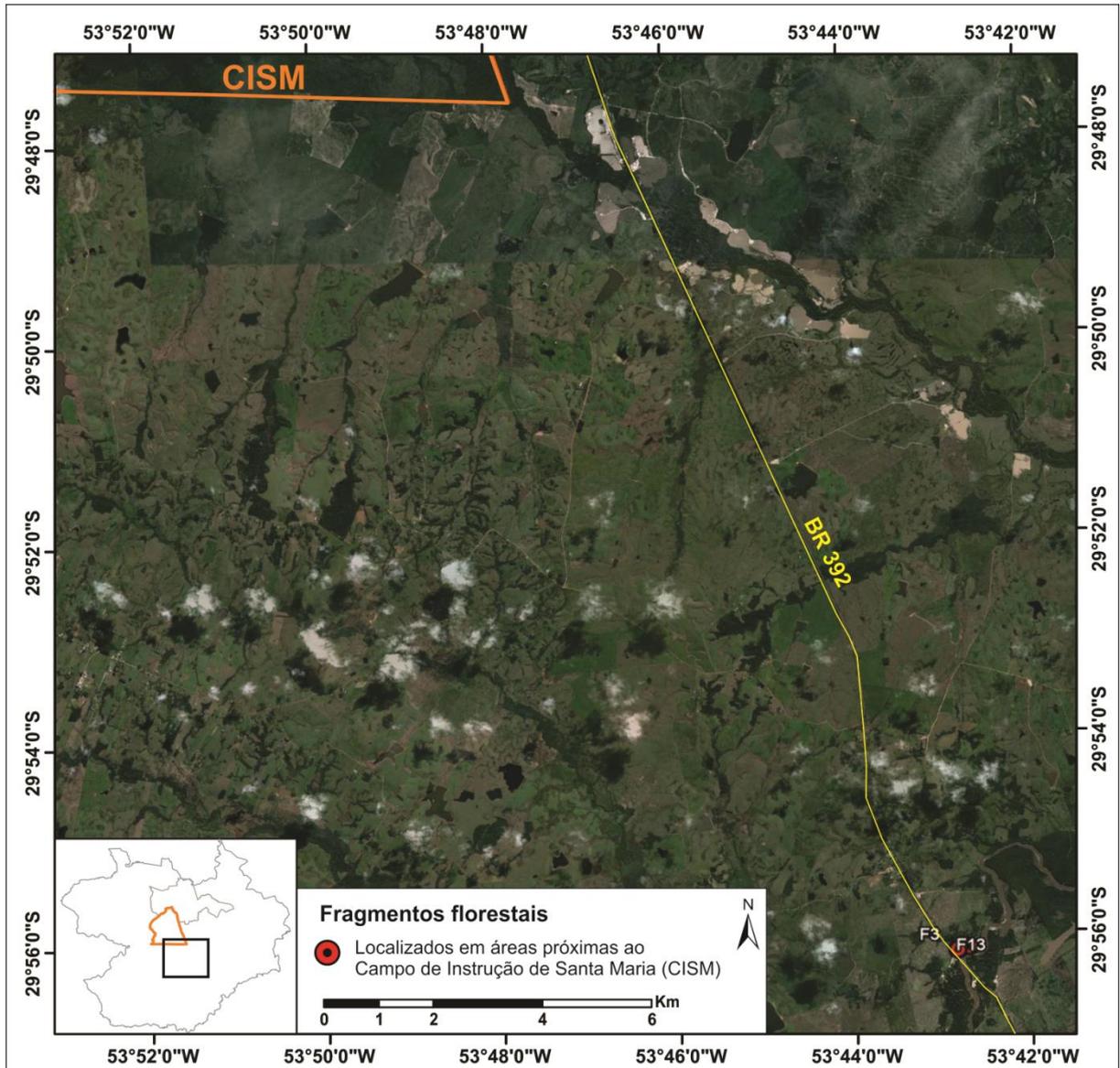


Figura 3. Localização de fragmentos visitados em áreas próximas ao CISM.

Foram realizadas no período de março de 2012 a fevereiro de 2013 doze campanhas de amostragem, com periodicidade média de cinco dias por mês (mínimo dois e máximo oito dias), totalizando 58 dias de campo com esforço amostral de 431 horas. Para o levantamento populacional nos fragmentos com área <75 ha utilizamos o método de levantamento extensivo (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1981), conforme realizado por Fortes (2008). Os fragmentos foram percorridos a pé no período matutino (iniciando-se às 8:00h) e/ou vespertino (iniciando-se às 13:00h). O tempo necessário à conclusão do levantamento em cada fragmento dependeu de sua área [aproximadamente 1h no menor fragmento (SD1 – 0,5 ha) e até 53 horas no fragmento MAC (73,6 ha)], com exceção dos menores fragmentos em que a contagem feita era confiável, os demais foram percorridos mais de uma vez. A cada avistamento registravam-

se as coordenadas do local de encontro com GPS Garmin® Oregon 550, o horário, o número de indivíduos e sua classificação sexo etária, segundo Mendes (1989).

No maior fragmento existente no CISM (Sarandi - 977,3 ha) foram inicialmente conduzidas 38 horas de levantamento extensivo, porém, devido ao tamanho da área a ser amostrada e o tempo disponível, optamos por utilizar o método de amostragem de distâncias em transecções lineares (Distance Sampling) (BURNHAM et al., 1980; BUCKLAND et al., 1993; PERES, 1999) para o cálculo das densidades populacionais. Três trilhas preexistentes Trilha 1=2 km, Trilha 2=1,6 km e Trilha 3=1,8 km (Figura 4), e distantes de 230 a 1.490m foram percorridas no fragmento, a uma velocidade constante de aproximadamente 1 km/h, no período entre 8:00h e 18:h. Cabe ressaltar que a menor distância entre as transecções (230 m) está entre as trilhas 1 e 2 e localiza-se em área de campo aberto (Figura 4), dificultando o deslocamento de grupos e minimizando as chances de serem contados mais de uma vez na mesma amostragem. No total foram percorridos 104 km, com 10 repetições em cada transecção, sendo que nenhum deles foi amostrado mais de uma vez no mesmo dia. A cada avistamento era anotada a distância de detecção (r) com auxílio de uma fita métrica e o ângulo de detecção (θ) com auxílio de uma bússola, calculando-se posteriormente a distância perpendicular (X) do animal até a transecção, segundo a fórmula $X = r \sin \theta$ (CULLEN JR.; RUDRAN, 2004). Foram anotadas também as seguintes informações: tamanho do grupo, coordenadas do local, horário de encontro e a classificação sexo etária de acordo com Mendes (1989).

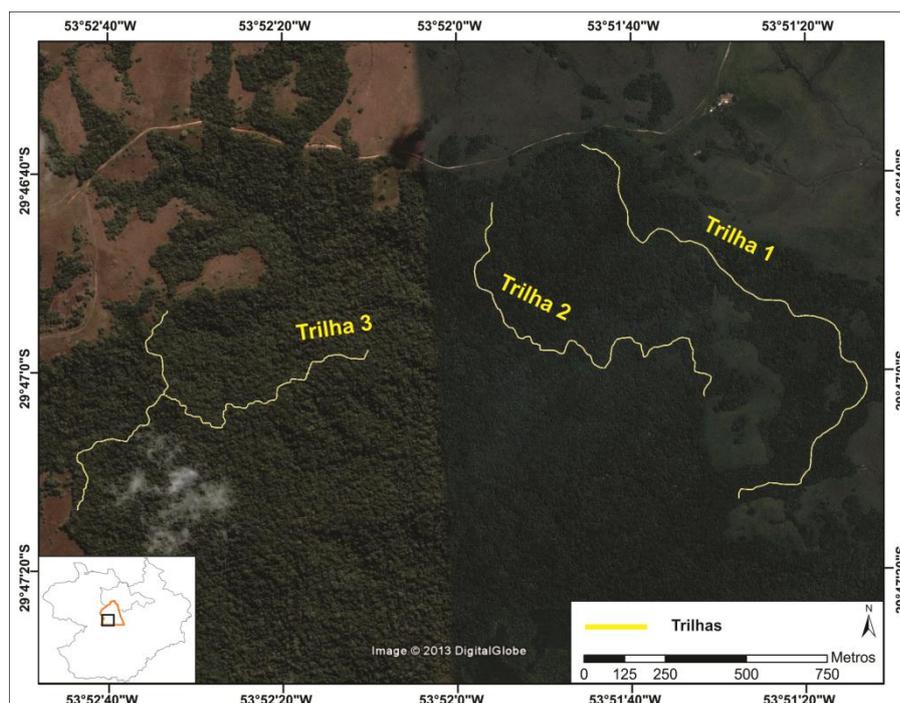


Figura 4. Localização das transecções amostradas no fragmento Sarandi.

Para calcular a densidade populacional nos fragmentos onde foi possível realizar a contagem de todos os grupos, dividiu-se o tamanho da população pela área do fragmento. Foram calculadas as variáveis tradicionalmente mencionadas em estudos populacionais: razão sexual (M:F), a proporção de imaturos por fêmea (IFR) e a proporção de imaturos por adulto (IAR), também se calculou a proporção de infantes por fêmea adulta (INF:F) e indivíduos adultos (INF:A) e a proporção de juvenis por fêmea adulta (JU: F) e indivíduos adultos (JU:A). As variáveis demográficas foram calculadas excluindo-se grupos unissexuais, uma vez que estes são atípicos e representam uma condição transitória.

Para estimar a densidade populacional no maior fragmento (Sarandi) utilizamos o *software* Distance 6.0 (BUCKLAND et al., 1993; LAAKE et al., 1994). Simulações foram efetuadas com todos os modelos e ajustes disponíveis no programa com o objetivo de encontrar uma função de detecção que melhor se ajustasse aos dados, considerando os menores valores de AIC (Akaike Information Criterion) e de CV% (Coeficientes de Variação), o programa também estimou a largura efetiva da transecção.

Para o cálculo das variáveis populacionais no fragmento Sarandi (as mesmas mencionadas no primeiro parágrafo) inicialmente testou-se a diferença entre os dados obtidos através do método de transecções lineares e os avistamentos ocasionais, através do teste de Hotelling. Uma vez que não houve diferença significativa ($T^1 = 5,317$, $F = 0,8862$; $gl = 5,2$, $p = 0,4914$), as variáveis populacionais foram calculadas computando-se todos os avistamentos por ambos os métodos. Os dados de abundância, densidade populacional, tamanho de grupo e número de machos e fêmeas adultas, juvenis, infantes e imaturos por grupo foram comparados entre os dois inventários (2004 e atual) através do teste de Wilcoxon. A distribuição de frequências do número de machos adultos, fêmeas adultas, juvenis, infantes e imaturos por grupo foram analisadas pelo teste de Kolmogorov-Smirnov. Para todas as análises estatísticas utilizamos testes unilaterais no programa BioEstat 5.0 (AYRES et al., 2007).

RESULTADOS

Densidade, Tamanho e Composição de Grupos

Dos 20 fragmentos amostrados no CISM, 12 não eram habitados por bugios, resultando numa taxa de ocupação de 40%. Através do levantamento extensivo foram avistados 61 indivíduos, distribuídos em seis fragmentos e 13 grupos. Ocorreu apenas um encontro com um macho adulto solitário. Vestígios da presença de bugios sem confirmação visual foram

encontrados no fragmento MAC, tal fragmento foi percorrido inúmeras vezes e, devido à pequena quantidade de fezes encontrada, o consideramos habitado por 1 indivíduo de classe sexo etário indefinida.

As densidades populacionais nos sete fragmentos variaram de 0,01 a 1,7 ind/ha. O tamanho médio dos grupos foi de $4,6 \pm 2$ indivíduos, compreendendo $1,5 \pm 0,7$ machos adultos e subadultos, $1,6 \pm 0,9$ fêmeas adultas e $1,2 \pm 0,8$ imaturos (Tabela 1).

Tabela 1 – Densidade e tamanho de grupos de *Alouatta guariba clamitans* em fragmentos do Campo de Instrução de Santa Maria (CISM).

Fragmento	ha	D	Número de Grupos	Número de indivíduos	Método
GR1	12,1	0,2	1	3	LE
GR2	15,7	0,9	2	14	LE
PIQ	38,3	0,9	7	33	LE
REG	5,7	0,7	1	4	LE
INF	20,2	0,1	1	3	LE
SD1 e 2	1,6	1,7	1	3	LE
MAC	73,6	0,01	Vestígios	-	LE
SAR	977,3	-	7	38	LE
SAR	977,3	0,2	22	91	TL

D: densidade; MA: machos adultos; MAS: machos subadultos; FA: fêmeas adultas; JU: juvenis; INF: infantes; IND: indeterminados; LE: levantamento extensivo; TL: transecção linear.

Os grupos eram compostos em sua maioria por três (36%), seis (21%) e sete (14%) indivíduos (Figura 5), sendo geralmente um (69%) ou dois machos adultos (31%) e uma (54%) ou três (31%) fêmeas adultas (Figura 6).

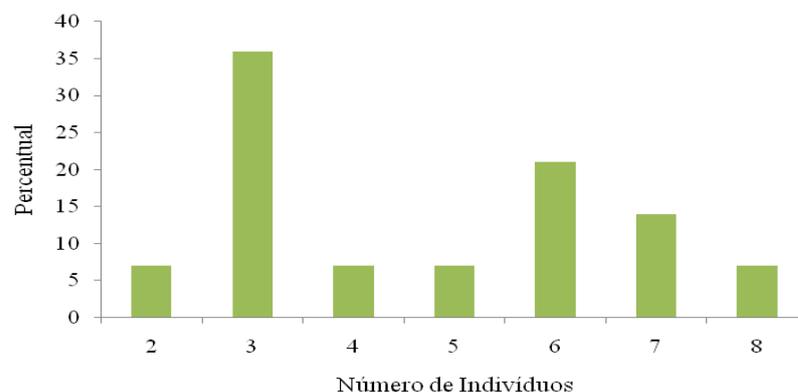


Figura 5. Tamanho dos grupos de *Alouatta guariba clamitans* no Campo de Instrução de Santa Maria.

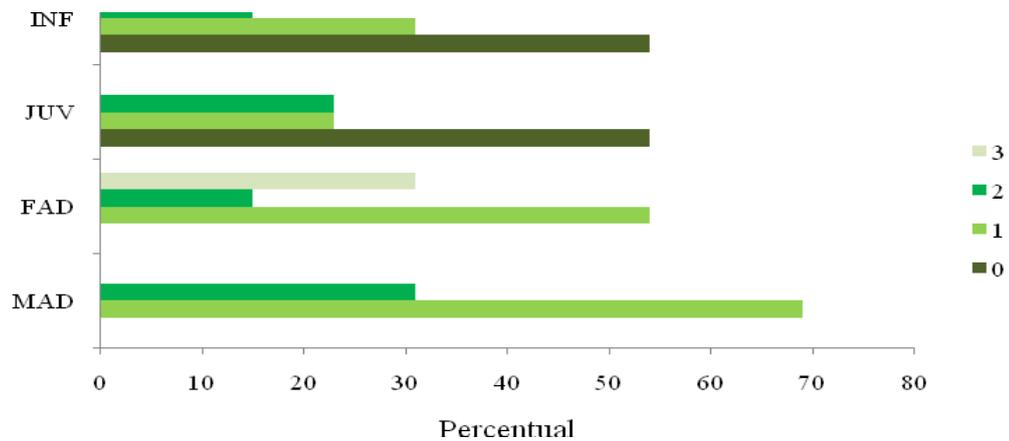


Figura 6. Percentual de grupos de *Alouatta guariba clamitans* contendo diferentes números de machos e fêmeas adultas, juvenis e infantes no Campo de Instrução de Santa Maria (MAD= macho adulto; FAD= fêmea adulta; JUV= juvenil; INF= infante).

Nos 13 grupos avistados, a proporção média de indivíduos imaturos em relação a adultos de ambos os sexos (IAR) apresentou-se baixa $0,4 \pm 0,4$. A proporção média de imaturos em relação às fêmeas adultas (IFR) foi de $0,8 \pm 0,8$. A proporção média de infantes em relação a fêmeas também apresenta valores baixos ($0,4 \pm 0,5$), assim como a proporção de infantes em relação aos adultos ($0,2 \pm 0,3$). A proporção de juvenis em relação a fêmeas foi de $0,5 \pm 0,5$ e em relação aos adultos de $0,2 \pm 0,2$. A razão sexual (M:F) foi de $1,2 \pm 0,6$ (Tabela 2).

Tabela 2 - Variáveis demográficas de *Alouatta guariba clamitans* em fragmentos no Campo de Instrução de Santa Maria (CISM).

Fragmento	M: F	IFR	IAR	INF: F	INF: A	JUV: F	JUV: A	Método
GR2	$0,8 \pm 0,4$	$1,5 \pm 0,7$	$0,8 \pm 0,2$	1 ± 0	$0,6 \pm 0,1$	$0,5 \pm 0,7$	$0,3 \pm 0,4$	LE
GR1	2	0	0	0	0	0	0	LE
SD1	1	1	0,5	0	0	1	0,5	LE
PIQ	$0,7 \pm 0,3$	$0,5 \pm 0,4$	$0,3 \pm 0,3$	$0,2 \pm 0,4$	$0,1 \pm 0,2$	$0,2 \pm 0,3$	$0,2 \pm 0,2$	LE
INF	2	0	0	0	0	0	0	LE
REG	1	2	1	1	0,5	1	0,5	LE
SAR	$0,6 \pm 0,4$	$0,8 \pm 0,9$	$0,5 \pm 0,5$	$0,5 \pm 0,5$	$0,3 \pm 0,3$	$0,3 \pm 0,6$	$0,2 \pm 0,3$	TL+LE

M: F= razão sexual; IFR= proporção de imaturos por fêmea adulta; IAR= proporção de imaturos por adulto de ambos os sexos; INF: F= proporção de infantes por fêmea adulta; INF: A= proporção de infantes por adulto de ambos os sexos; JUV: F= proporção de juvenis por fêmea adulta; JUV: A= proporção de juvenis por adulto de ambos os sexos.

Nas transecções lineares do fragmento Sarandi registramos 22 encontros com bugios-ruivos. Em avistamentos ocasionais foi possível observar 7 grupos e 38 indivíduos (estes dados no entanto não foram utilizados para o cálculo da densidade). Considerando os menores valores de AIC e de CV% o modelo do Cosseno Uniforme mostrou-se de melhor ajuste para os dados. A largura efetiva da transecção foi de 24,5 m e a distância perpendicular dos avistamentos variou de 1,7 a 39,3 m. A densidade estimada foi de $4,3 \pm 1,1$ grupos/km² ou $17,8 \pm 5,2$ indivíduos/km² ou ainda 0,2 indivíduos/ha. Foi possível estimar para o fragmento uma população de 174 ± 50 indivíduos (Tabela 3). Obteve-se uma média de tamanho de grupos de $4,1 \pm 3,6$ indivíduos, compreendendo $1,1 \pm 1,6$ machos adultos e subadultos, $2,2 \pm 2,3$ fêmeas adultas e $0,8 \pm 1,3$ imaturos.

Tabela 3. Variáveis populacionais de *Alouatta guariba clamitans* no fragmento Sarandi.

Parâmetro	Estimativa	Desvio padrão	% CV	AIC
N	174	50,9	29,3	98 – 311
D	17,8	5,2	29,3	10 – 31
DS	4,3	1,1	26,1	2,5 – 7,3
E(S)	4,1	0,5	13,1	3,1 – 5,4

N: número total de indivíduos na área; D: densidade de indivíduos por km²; DS: densidade de grupos; ES: valor esperado de tamanho de grupo.

Em áreas particulares próximas aos limites do CISM apenas quatro fragmentos eram habitados por bugios-ruivos, apresentando uma taxa de ocupação de apenas 20%. Avistamos 22 indivíduos, distribuídos em três grupos bissexuais. Não houve confirmação visual de indivíduos no fragmento F1 e a julgar pela pequena quantidade de vestígios encontrados, consideramos o fragmento habitado por 1 indivíduo de classe sexo etária indefinida.

Apesar do baixo número de grupos registrados seu tamanho médio foi de $7,3 \pm 2,3$ indivíduos (variação: 6 a 10), compreendendo $1,3 \pm 0,8$ machos adultos e subadultos, $2,7 \pm 1,2$ fêmeas adultas e $3,3 \pm 0,8$ imaturos (Tabela 4).

Tabela 4 - Densidade, tamanho e composição de grupos de *Alouatta guariba clamitans* em áreas particulares próximas ao CISM.

Fragmento	Número de Grupos	D(ind/ha)	MA	MAS	FA	JU	IN	IND
F1	Vestígios (fezes, 2 crânios)	0,02	-	-	-	-	-	1
F3	1	2,2	1	0	2	1	2	-
F5	Vestígios (1 crânio)	-	-	-	-	-	-	-
F12	1	0,5	1	0	2	2	1	-
F13	1	1,2	2	0	4	3	1	-
F18	Vestígios (2 crânios)	-	-	-	-	-	-	-

D: densidade; MA: machos adultos; MAS: machos subondulados; FA: fêmeas adultas; JU: juvenis; INF: infantes; IND: indeterminados.

A proporção de indivíduos imaturos em relação a adultos (IAR) foi de $0,9 \pm 0,2$ e de imaturos em relação às fêmeas adultas (IFR) de $1,3 \pm 0,3$. Foi constatada a presença de um macho adulto em 67% dos grupos e dois machos adultos em 33% dos grupos. A razão sexual (M:F) foi de 0,5 (Tabela 5).

Tabela 5 - Variáveis demográficas de *Alouatta guariba clamitans* em áreas externas ao CISM.

Fragmento	M: F	IFR	IAR	INF: F	INF: A	JUV: F	JUV: A
F12	0.50	1.50	1.00	0.50	0.33	1.00	0.67
F3	0.50	1.00	0.7	0.25	0.17	0.75	0.50
F13	0.50	1.50	1.00	1.00	0.67	0.50	0.33

M: F= razão sexual; IFR= proporção de imaturos por fêmea adulta; IAR= proporção de imaturos por adulto de ambos os sexos; INF: F= proporção de infantes por fêmea adulta; INF: A proporção de infantes por adulto de ambos os sexos; JUV: F= proporção de juvenis por fêmea adulta; JUV: A= proporção de juvenis por adulto de ambos os sexos.

No fragmento F1 encontramos apenas vestígios (fezes) e crânios de um macho adulto e de um juvenil. No fragmento F18 encontramos dois crânios de bugios, aparentemente de fêmeas (Figura 7). No fragmento F5 o crânio encontrado era de uma fêmea.



Figura 7. Vista frontal e lateral do crânio de um bugio-ruivo macho encontrado no fragmento F1 e de duas fêmeas encontradas no fragmento F18.

Em entrevistas informais com os proprietários das localidades visitadas obtivemos um breve histórico da presença/ausência de bugios-ruivos na área. De dez moradores entrevistados apenas um relatou a ausência de bugios em sua propriedade antes da epizootia de 2009, no entanto disse que a espécie era abundante em décadas anteriores e que desapareceram da propriedade em um surto de febre-amarela ocorrido anteriormente, por volta da década de 70.

Três moradores relataram que houve caça ilegal de bugios no período de epizootia de febre-amarela mais recente, e dois relataram que em suas propriedades os animais não foram perseguidos, enfatizando a importância da espécie para a floresta e demonstrando compreender que eles não são responsáveis por transmitir a febre-amarela. Com exceção da propriedade com relato de ausência da espécie, em todas as outras houve relatos de mortes de bugios em período coincidente com o surto febre-amarela de 2008/2009. Segundo os moradores foram encontrados dezenas de bugios mortos nos fragmentos e após a epizootia houve o desaparecimento dos bandos em suas propriedades, sendo que atualmente poucos grupos ainda são avistados nessas áreas.

Segundo dados da CEVS, foram confirmados sete óbitos de bugios-ruivos por febre-amarela no município de Santa Maria, um deles ocorreu no CISM e outros três nas localidades de Cerro da Porteirinha e Alto das Palmeiras, situadas no entorno do CISM (Tabela 6).

Tabela 6 – Resultados dos exames para Febre Amarela em *A. g. clamitans* que vieram a óbito no município de Santa Maria.

Município	Localidade	Data da Coleta	Óbitos	Total	Resultados
Santa Maria	Distrito Boca do Monte; Colônia Pedro Stock	03/02/09	3	1	Positivo imuno-histoquímico
Santa Maria	Cerro da Porteirinha, divisa com Dilermando de Aguiar	17/02/09	3	3	Positivo imuno-histoquímico
Santa Maria	Cerro da Porteirinha	09/03/09	1	1	Positivo imuno-histoquímico
Santa Maria	Av. do Exército - Boi Morto	27/03/09	1	1	Positivo imuno-histoquímico
Santa Maria	Alto das Palmeiras - BR 158 Km 348	27/03/09	1	1	Positivo imuno-histoquímico

Fonte: CEVS. Dados cedidos por M.A.B. Almeida.

Comparação populacional entre os inventários (2004 x 2012)

No levantamento populacional realizado por Fortes (2008) foram avistados 240 indivíduos (excluindo-se o fragmento Sarandi), seis indivíduos solitários (quatro machos adultos, um macho subadulto e uma fêmea subadulta), 41 grupos bissexuais e 2 grupos unissexuais distribuídos em 17 fragmentos. No censo atual foi avistado um total de 61 indivíduos e 1 macho adulto solitário em 13 grupos, distribuídos em 6 fragmentos, além de vestígios sem confirmação visual. Os dados comparativos entre os inventários são apresentados nas Figuras 8 e 9.

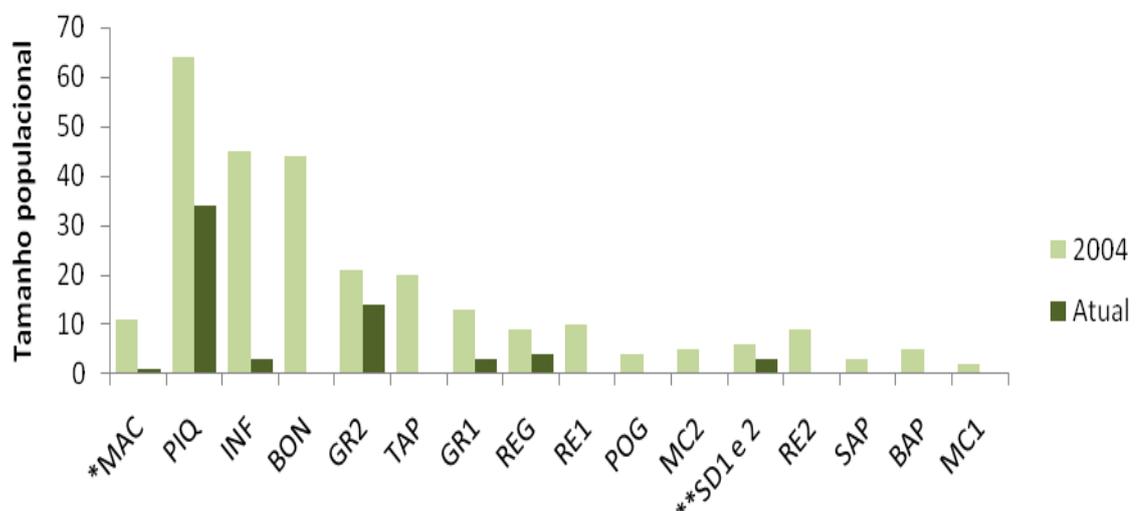


Figura 8. Comparação entre o tamanho das populações nos fragmentos do Campo de Instrução de Santa Maria (CISM). * contagem incompleta; ** valores calculados conjuntamente para os dois fragmentos.

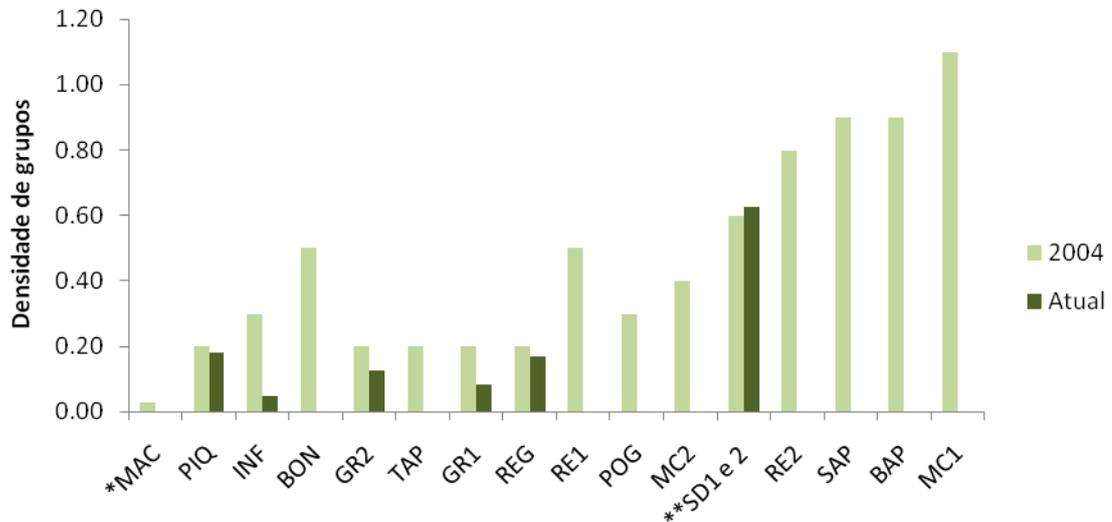


Figura 9. Comparação entre a densidade de grupos em fragmentos do Campo de Instrução de Santa Maria (CISM). * contagem incompleta; ** valores calculados conjuntamente para os dois fragmentos

A taxa de ocupação dos fragmentos do CISM em 2004 foi a maior já registrada para o gênero, onde 90% dos fragmentos eram habitados por bugios (FORTES, 2008). Houve uma acentuada redução no índice de ocupação dos fragmentos, atualmente apenas 40% deles são habitados, corroborando a hipótese 1.

Encontramos diferenças significativas nas densidades populacionais entre os inventários ($Z=3,5$, $p=0,0002$, $N=16$), que confirmam o declínio das populações no CISM (Figura 10). Considerando somente os fragmentos em que os bugios conseguiram sobreviver, mesmo esses evidenciam que houve alta mortalidade, já que as densidades também diferiram significativamente ($Z=2,4$, $p=0,0090$, $N=7$). Esses resultados validam a hipótese 3.

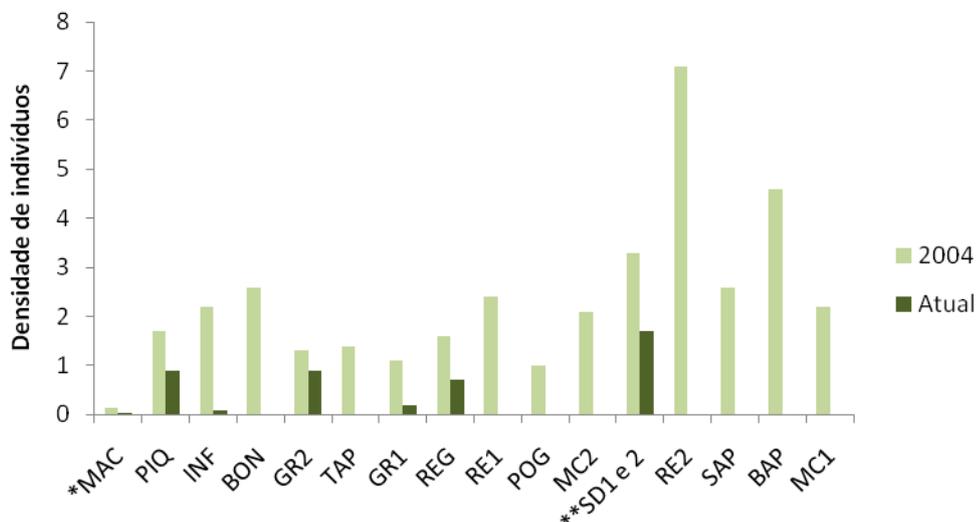


Figura 10. Comparação entre a densidade de indivíduos em fragmentos do Campo de Instrução de Santa Maria (CISM). * contagem incompleta; ** valores calculados conjuntamente para os dois fragmentos

O tamanho dos grupos sociais também diferiu entre os censos. De acordo com Fortes (2008) o tamanho médio dos grupos do CISM obtidos em 2004 era de 5,8 indivíduos. No presente estudo, o tamanho médio de grupos foi de 4,6 indivíduos, valor significativamente inferior ao registrado anteriormente ($Z=3,3$, $p=0,0005$, $N=16$) (Figura 11). Considerando somente os fragmentos em que os bugios conseguiram sobreviver o tamanho médio de grupos ainda difere significativamente ($Z=2$, $p=0,0215$, $N=7$) e corrobora a hipótese 2.

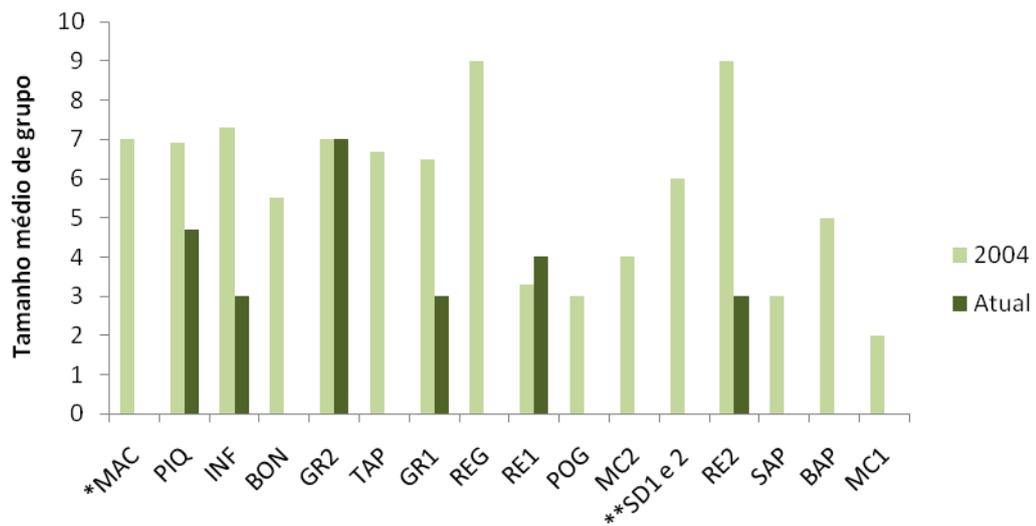


Figura 11. Comparação entre o tamanho médio de grupos nos fragmentos do Campo de Instrução de Santa Maria (CISM). * contagem incompleta; ** valores calculados conjuntamente para os dois fragmentos.

O número de indivíduos adultos ($Z=2,2$, $p=0,0139$, $N=6$) e imaturos ($Z=2$, $p=0,0216$, $N=6$) foi significativamente menor no censo atual quando consideramos apenas os fragmentos onde as populações conseguiram permanecer após a epizootia de febre amarela. O resultado estatisticamente significativo para o número de fêmeas adultas ($Z=2,2$, $p=0,0277$, $N=6$) e infantes ($Z=2,2$, $p=0,0277$, $N=6$) indica uma redução na representatividade dessas classes sexo etárias na composição atual dos grupos. A maioria dos parâmetros testados não diferiu entre os inventários (Tabela 6), evidenciando que a principal diferença está no número de fêmeas e de imaturos por grupo.

Tabela 6 - Teste de Wilcoxon comparando o número de indivíduos em cada classe sexo-etária e os parâmetros populacionais entre o censo populacional realizado em 2004 e o atual. Os resultados significativos são mostrados em negrito.

2004 x Atual (seis fragmentos habitados)	
MA	Z=0,7 p=0,4652 N=6
FA	Z=2,2 p=0,0277 N=6
JU	Z=1,5 p=0,1441 N=4
INF	Z=2,2 p=0,0277 N=6
M:F	Z=2 p=0,0464 N=6
IFR	Z=0,3 p=0,7532 N=6
IAR	Z=0,7 p=0,4631 N=6
IN:F	Z=1,2 p=0,2249 N=5
IN:A	Z=1,8 p=0,0747 N=6
JU:F	Z=0,5 p=0,6002 N=6
JU:A	Z=0,1 p=0,9165 N=6

MA= machos adultos; FA= fêmeas adultas; JU= juvenis; INF: infantes; M:F= razão sexual; IFR= proporção de imaturos por fêmea adulta; IAR= proporção de imaturos por adulto de ambos os sexos; INF:F= proporção de infantes por fêmea adulta; INF:A= proporção de infantes por adulto de ambos os sexos; JUV: F= proporção de juvenis por fêmea adulta; JUV: A= proporção de juvenis por adulto de ambos os sexos.

A análise de distribuição de frequências do número de machos adultos ($p=0,9951$ $gl=2$), fêmeas adultas ($p=0,8689$ $gl=2$), juvenis ($p=0,9857$ $gl=2$), infantes ($p=0,9349$ $gl=2$) e adultos ($p=0,9400$ $gl=2$) não evidenciou resultados significativos, apenas a frequência de imaturos por grupo ($p<0,01$) diferiu estatisticamente. Portanto, a partir desses resultados não é possível confirmar a Hipótese 4.

DISCUSSÃO

Houve uma redução de 50% na ocupação dos fragmentos do Campo de Instrução de Santa Maria, as densidades encontradas também estão abaixo da média para a espécie e, são significativamente menores do que as registradas anteriormente. A densidade estimada para o Sarandi ($5,7$ ind./km²) é a terceira menor densidade relatada para essa espécie na literatura, sendo superior apenas aos valores encontrados por Djalles-Costa et. al. (2012) na Serra de Santo Antônio ($3,37$ ind./km²) e na Serra de Paranapiacaba ($0,79$ ind./km²) por Gonzáles-Solis et al. (2001).

No período pré-surto de febre amarela a abundância e a densidade de bugios nos fragmentos do CISM podiam ser explicadas pela área do fragmento, seu isolamento e disponibilidade de alimento (Fortes, 2008). De acordo com Chapman e Balcomb (1998), grande parte da variabilidade nas características populacionais retrata eventos na história recente da área, tais como disponibilidade de alimento, doenças e pressão de caça. No entanto, é difícil

avaliar como esses fatores atuam na variação das populações sem um monitoramento de longo prazo. Devido ao relativo grau de proteção do CISM, não foram observadas mudanças aparentes nas áreas dos fragmentos, conseqüentemente, seu grau de isolamento continua o mesmo, e a redução das atividades com o gado pode ter garantido a integridade da vegetação e dos recursos alimentares. Porém o cenário de ocupação dos fragmentos mudou com o impacto da doença, já que mesmo fragmentos pouco isolados e com tamanho suficiente para comportar ao menos um grupo hoje encontram-se desabitados.

A caça tem sido relatada como a principal causa para a extinção local de primatas em diversos fragmentos de Mata Atlântica (PEREIRA; GONÇALVES, 1995). Uma vez que o pequeno tamanho dos fragmentos torna-os facilmente acessíveis para os caçadores, o grau de proteção desses fragmentos pode ser considerado um dos fatores que atuam sobre a densidade populacional dos bugios (ROBINSON, 1996; CHAPMAN; BALCOMB, 1998). Essa hipótese pode não ser verdadeira para todos os fragmentos existentes no CISM, uma vez que sua área é patrulhada pelo exército duas vezes por dia e a pressão de caça tende a ser reduzida. Corroborando essa ideia, as populações locais que parecem ter sofrido menos modificações em relação a 2004 foram aquelas situadas no interior do CISM (PIQ e SAR), portanto, menos acessíveis aos humanos.

Em contrapartida, os fragmentos próximos ao CISM são áreas agrícolas particulares, não protegidas e mais suscetíveis à caça, e cabe ressaltar que em contato prévio com os proprietários houve relatos de caça predatória na área. Ainda, de acordo com os moradores tal atividade ilegal ocorreu devido à desinformação dos mesmos sobre o ciclo de transmissão da febre-amarela, pois acreditavam ser o bugio o transmissor da doença. Esses relatos confirmam o sugerido por Bicca-Marques e Freitas (2010) de que muitos desses animais não morreram devido à doença, muitos foram perseguidos e mortos por humanos desinformados sobre o ciclo de transmissão e com medo da epidemia (BICCA-MARQUES, 2009). É válido lembrar também que a caça predatória não foi o foco do presente estudo, portanto o efeito desse fator sobre as populações não foi avaliado.

Durante a realização do atual censo, grupos nos fragmentos F12, INF e SAR (em locais onde o fragmento faz divisa com propriedades particulares) mostraram-se arredios, adotando a estratégia de fuga assim que avistavam o pesquisador. Os fragmentos INF e SAR estão localizados próximos aos limites do CISM, tal fato pode ter favorecido a entrada de caçadores. O contrário aconteceu no balneário Passo do Verde, localidade mais urbanizada e onde a presença humana é mais constante. Nos fragmentos F3 e F13 (Figura 3) os bugios se mostraram

habituaados com a presença de humanos e segundo relatos dos moradores não foram identificadas mortes de bugios no período coincidente com o surto de febre-amarela.

A metapopulação de *Alouatta guariba clamitans* no CISM é atualmente composta por grupos sociais cujo tamanho é inferior às médias citadas na literatura para áreas contínuas e fragmentadas (MIRANDA; PASSOS, 2005; FORTES, 2008) e ainda, significativamente inferior à média registrada na mesma área em 2004 (FORTES, 2008). Em concordância com nossos resultados, Galindo e Srihongse (1967) observaram tamanho de grupos menores de *Alouatta palliata* em áreas atingidas por epizootias de febre-amarela. Logo, há indícios suficientes para dizer que as mudanças no tamanho dos grupos no CISM são consequência da alta mortalidade de indivíduos causada pelo mais recente surto febre amarela. Tal suposição baseia-se na ocorrência de epizootia de primatas não-humanos confirmadas para febre amarela na área de estudo (RIO GRANDE DO SUL, 2009), e em relatos dos militares confirmando que houve mortes de bugios no mesmo período.

Em relação à composição atual dos grupos no CISM, nota-se que é bastante atípica, havendo geralmente três indivíduos (36%), um macho adulto (69%), uma fêmea adulta (54%) e um (31%) imaturo. Geralmente grupos pequenos, recém-formados e contendo apenas um casal de adultos, ou poucos indivíduos reprodutivos, e sua prole são frequentemente encontrados em fases de expansão populacional (CROCKETT; EISENBERG, 1987; CROCKETT, 1996; RUDRAN; FERNANDEZ-DUQUE, 2003). Não obstante, alguns estudos mostram que populações de bugios dizimadas por doenças, furacões, secas, ou escassez de recursos alimentares são capazes de se recuperar e, ainda aumentar drasticamente sua densidade em áreas protegidas (CROCKETT, 1996; CROCKETT; EISENBERG, 1987; HORWICH; LYON, 1987; MILTON, 1982). Desta forma, nossos resultados parecem corroborar a hipótese de grupos recém-formados e indicam que as populações do CISM se encontram em fase de recuperação, ou expansão pós-surto.

Variáveis demográficas, como por exemplo, a proporção de imaturos por fêmea (IFR) e a proporção de imaturos por adulto (IAR) podem ser usadas como indicadores do *status* das populações (HELTNE et al., 1976; DEFLER, 1981; RUMIZ, 1990; CLARKE et al., 2002). Valores elevados indicam relativa estabilidade da população ou expansão (HELTNE et al., 1976; DEFLER, 1981), valores baixos indicam que a população enfrenta dificuldades (ZUCKER; CLARKE, 2003) ou está em declínio (RUDRAN; FERNANDEZ-DUQUE, 2003). Heltne *et al.* (1976) sugere que um índice de imaturos por fêmea adulta inferior a 1,5 seria crítico para a sobrevivência de uma população, já Clarke et al. (2002) registrou uma população

de *Alouatta palliata* com proporções de imaturos por fêmea de 0,75 sem evidências de declínio populacional.

Jardim (2005) encontrou no Morro da Extrema (IFR=1,86), Lami (IFR=1,82) e Itapuã (IFR=1,29) valores altos de IFR sugerindo que as populações destas áreas estavam em expansão. Para o CISM, Fortes (2008) sugere uma relativa estabilidade da população de bugios com valor de IFR=0,7. Encontramos valor semelhante de IFR (0,8) que parece corroborar a hipótese de que as populações do CISM estão avançando num processo de recuperação, após a redução populacional que está evidente pelos dados aqui apresentados. Porém, cautela é necessária na utilização destes parâmetros (citados no parágrafo anterior) para prever perspectivas das populações, de acordo com Jardim (2005) é preciso considerar que as proporções podem ser influenciadas por outros fatores, como por exemplo, baixa taxa de dispersão entre indivíduos jovens, sendo, portanto importante analisar a situação local da espécie levando em conta todos os aspectos envolvidos (JARDIM, 2005).

Rudran e Fernandez-Duque (2003) acompanharam as mudanças na composição dos grupos em uma população de *Alouatta seniculus* na Venezuela ao longo de 30 anos e registraram mudanças drásticas na proporção de grupos uni-macho, estes representavam uma parcela maior da população quando esta se encontrava em declínio do que quando estava em expansão. Grupos uni-machos representaram 69% dos registros no censo atual, por outro lado, fragmentos mais isolados, de tamanho médio (14,9 ha) abrigaram a totalidade de grupos multi-macho. Assim como os dados sobre número de imaturos, esse resultado suporta a ideia de que as populações do CISM encontram-se em fase de expansão. E coincide com o estudo de Fortes (2008), no qual o predomínio de grupos multi-macho nos fragmentos mais isolados se deve possivelmente a restrições na dispersão de indivíduos.

Nas áreas externas próximas ao CISM o tamanho médio de grupo e a densidade apresentaram valores elevados. Visto que a densidade populacional tende a ser inversamente relacionada à área do fragmento (CHIARELO; MELO, 2001) tal resultado já era, todavia, esperado para as áreas amostradas (pequenos fragmentos isolados). Em geral, a dificuldade de emigração de indivíduos jovens em fragmentos muito isolados tende a produzir grupos maiores (JARDIM, 2005), o que associado aos pequenos tamanhos dos fragmentos resulta em altas densidades populacionais. Esse resultado também indica que esteja ocorrendo uma recuperação nas populações externas ao CISM, porém com maiores limitações à dispersão dos indivíduos devido à configuração da paisagem. Ainda que essas populações, individualmente, não possam assegurar sua viabilidade em longo prazo, podem ser essenciais para a manutenção de uma dinâmica regional de metapopulações (ver HANSKI, 1999). Uma maior atenção deverá ser

dada ao seu monitoramento em longo prazo, visto que sua eliminação aumenta as distâncias de isolamento e pode comprometer a conservação dos bugios na área de estudo.

REFERÊNCIAS

- AYRES, M.; AYRES JUNIOR, M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. A. S. **BioEstat 5.0**. Belém: Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá – IDSM/MCT/CNPq, 100 p., 2007.
- BICCA-MARQUES, J.C. Outbreak of yellow fever affects howler monkeys in southern Brazil. **Oryx**, v. 43, n. 2, p. 173, 2009.
- BICCA-MARQUES, J.C.; FREITAS, D.S. The role of monkeys, mosquitoes, and humans in the occurrence of a yellow fever outbreak in a fragmented landscape in south Brazil: protecting howler monkeys is a matter of public health. **Tropical Conservation Science**, v. 3, n. 1, p. 78-89, 2010.
- BUCKLAND, S. T.; ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P.; AAKE, J. L. **Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations**. London: Chapman and Hall, 1993.
- BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R.; J. L. LAAKE. **Estimation of density from line transect sampling of biological populations**. Oxford: Wildlife Monographs, 1980.
- CHAPMAN, C. A.; BALCOMB, S. R. Population characteristics of howlers: ecological conditions or group history. **International Journal of Primatology**, v. 19, p. 385-403, 1998.
- CHAPMAN, C. A.; LAWES, M. J.; TREVES, L. N.; GILLESPIE, T. **Primate Survival in community owned forest fragments: are metapopulation models useful amidst intensive use?** In: MARSH, L. (Org.). **Primates in Fragments: Ecology and Conservation**. New York: Kluwer, 2003. p. 63-78.
- CHIARELLO, A.; MELO, F. Primate population densities and sizes in Atlantic forest remnants of northern Espírito Santo, Brazil. **International Journal of Primatology**, v. 22, n 3, p. 379–376, 2001.
- CLARKE, M. R.; CROCKETT, C.; ZUCKER, E. L.; ZALDIVAR, M. Mantled howler population of Hacienda La Pacifica, Costa Rica, between 1991 and 1998: effects of deforestation. **American Journal of Primatology**, v. 56, p. 155-163, 2002.
- COLLIAS, N.; SOUTHWICK, C. A field study of population density and social organization in howling monkeys. **Proceedings of American Philosophy Society**, v. 96, p. 143-156, 1952.
- CROCKETT, C. **The Relation between Red Howler Monkey (*Alouatta seniculus*) Troop Size and Population Growth in Two Habitats**. In: NORCONK, M. A., ROSENBERGER, A. L.; GARBER, P. (Org.), **Adaptive Radiations of Neotropical Primates**. New York: Plenum Press, 1996. p. 489-510.
- CROCKETT, C. M.; EISENBERG, J. F. **Howlers: variations in group size and demography**. In: SMUTS, B. B.; CHENEY, D. L.; SEYFARTH, R. M.; WRANGHAM, R. W.; STRUHSAKER, T. T. (Org.). **Primate Societies**. Chicago: The University of Chicago Press, 1987. p. 54-68.

CULLEN-JR, L.; RUDRAN, R. **Transectos lineares na estimativa de densidade de mamíferos e aves de médio e grande porte.** In: CULLEN-JR., L. et al. (Org.). **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre.** Curitiba: Editora da UFPR, 2004. p. 169-179.

DEFLER, T.R. The Density of *Alouatta seniculus* in the Eastern Llanos of Columbia. **Primates**, v. 22, n. 4, p. 564-569, 1981.

DELUYCKER A. Deforestation, selective cutting, and habitat fragmentation: the impact on a black howler monkeys (*Alouatta caraya*) population in northern Argentina. **Boletín Primatológico Latinoamericano**, v. 5, p. 17–24, 1995.

DI BITETTI, M. S.; PLACCI, G.; BROWN, A. D.; RODE, D. I. Conservation and population status of the brown howling monkey (*Alouatta fusca clamitans*) in Argentina. **Neotropical Primates**, v. 2, p. 1–4, 1994.

DJALLES-COSTA, M. D.; FERNANDES, F. A. B.; HILÁRIO, R. R.; GONÇALVES, A. V.; SOUZA, J. M. Densidade, tamanho populacional e conservação de primatas em fragmento de Mata Atlântica no sul do Estado de Minas Gerais, Brasil. **Iheringia Série Zoologia**, v. 102, n. 1, p. 5-10, 2012.

FORTES, V. B. **Ecologia e comportamento do bugio-ruivo (*Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940) em fragmentos florestais na Depressão Central do Rio Grande do Sul, Brasil.** 2008. 100 f. Tese (Doutorado em Biociências)–Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

FREITAS, D.S.; BICCA-MARQUES, J.C. Evaluating the impact of an outbreak of yellow fever on the black-and-gold howler monkey in southern Brazil. **Oryx**, v. 45, n. 1, p. 16-17, 2011.

GALINDO, P.; SRIHONGSE, S. Evidence of recent jungle yellow-fever activity in eastern Panama. **Bulletin of the World Health Organization**, v. 36, p. 151-161, 1967.

GONZÁLEZ-SOLÍS, D. C.; GUIX, J.; MATEOS, J. C.; LLORENS, L. Population density of primates in a large fragment of the Brazilian Atlantic Rainforest. **Biodiversity Conservation**, v. 10, p. 1267–1282, 2001.

HELTNE, P. G.; THORINOTON JR.; R. W. **Problems and potentials for primate biology and conservation in the New World.** In: THORINOTON JR.; R. W.; HELTNE, P. G. (Org.). **Neotropical Primates: Field Studies and Conservation.** Washington: National Academy of Sciences, 1976. p. 110-124.

HOLZMANN, I.; AGOSTINI, I.; ARETA, J. I.; FERREYRA, H.; BELDOMENICO, P.; DI BITETTI, M. S. Impacts of yellow fever outbreaks on two howler monkey species (*Alouatta guariba clamitans* and *A. caraya*) in Misiones, Argentina. **American Journal of Primatology**, v. 72, p. 475-480, 2010.

HORWICH, R. H.; LYON, J. An experimental technique for the conservation of private lands. **Journal of Medical Primatology**, v. 17, p. 169-176, 1987.

JARDIM, M. M. A. **Ecologia populacional de bugios-ruivos (*Alouatta guariba*) nos municípios de Porto Alegre e Viamão, RS, Brasil.** Tese (Doutorado em Ecologia)-Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP. 2005.

KARANTH, K. U.; NICHOLS, J. D. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. **Ecology**, v. 79, p. 2852–2862, 1998.

KLEIN, S. L.; HUBER, S. **Sex differences in susceptibility to viral infection.** In: KLEIN, S. L.; ROBERTS, C. W. (Org.) **Sex Hormones and Immunity to Infection.** Berlin: Springer-Verlag, 2010. p. 93-122.

LAAKE, J. L.; BUCKLAND, S. T.; ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P. **Distance user's guide.** Fort Collins: Colorado State University, 1994. 84 p.

LAURANCE, W. F.. Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. **Journal of Mammalogy**, v.71, p. 641–653, 1990.

MANDUJANO, S.; ESTRADA, A. Detección de umbrales de área y distancia de aislamiento para la ocupación de fragmentos de selva por monos aulladores, *Alouatta palliata*, em Los Tuxtlas, Mexico. **Universidad y Ciencia**, v2, p.11-21, 2005.

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

MILTON, K. **The role of resource seasonality in density regulation of a wild primate population.** IN: **Ecology of a Tropical Forest.** LEIGH, A. S.; RAND, A. S.; WINDSOR, D. M. (Org.). Washington, D.C.: Smithsonian Press, 1982. p. 273-289.

MIRANDA, J. M. D.; PASSOS, F. C. Composição e dinâmica de grupos de *Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940 (Primates, Atelidae) em Floresta Ombrófila Mista no Estado do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 1, p. 99-106, 2005.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Techniques for the Study of Primate Population Ecology.** Washington: National Academy Press, 1981. 233 p.

ONDERDONK, D. A.; CHAPMAN, C. A. Coping with forest fragmentation: the primates of Kibale National Park, Uganda. **International Journal of Primatology**, v. 21, p. 587-611, 2000.

PERES, C.A. General guidelines for standardizing line-transect Surveys of tropical forest primates. **Neotropical Primates**, v. 7, n 1, p. 11-16, 1999.

RIO GRANDE DO SUL, **Centro Estadual de Vigilância em Saúde e Ministério da Saúde.** 2009. Febre amarela silvestre, Rio Grande do Sul, 2008 e 2009. Boletim semanal do dia 28/04/09. Disponível em <http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/Boletim_FARS_280409.pdf>, acessado em 21 de junho de 2010.

ROBINSON, J. G. **Hunting wildlife in forest patches: an ephemeral resource.** In: SCHELHAS, J.; GREENBERG, R. (Org.). **Forest Patches in Tropical Landscapes.** Washington: Island Press, 1996. p. 111–130.

RODRÍGUEZ-TOLEDO, E. M.; MANDUJANO, S.; GARCÍA-ORDUÑA, F. **Relationships between Forest fragments and howler monkeys (*Alouatta palliata mexicana*) in Southern Veracruz, Mexico.** In MARSH, L. (Org.). **Primates in Fragments: Ecology and Conservation.** New York: Kluwer Academic /Plenum Press, 2003. p. 79-97.

RUDRAN, R.; FERNANDEZ-DUQUE, E. Demographic changes over thirty years in a red howler population in Venezuela. **International Journal of Primatology**, v. 24, p.925-947, 2003.

RUMIZ, D. I. *Alouatta caraya*: population density and demography in Northern Argentina. **American Journal of Primatology**, v.21, p. 279-294, 1990.

TEIXEIRA, M. B. **Vegetação: as regiões fitoecológicas, sua natureza e seus recursos econômicos. Estudo fitogeográfico.** In VELOSO, H. P.; GOÉS-FILHO, L. (Org.). **Projeto RADAM BRASIL.** Levantamento de Recursos Naturais. Rio de Janeiro: IBGE, 1986. p. 541-632.

WHITE, L. J. T. Biomass of rain forest mammals in the Lope Reserve, Gabon. **Journal of Animal Ecology**, v. 63, p. 499–512, 1994.

ZUCKER, E. L.; CLARKE, M. R. Longitudinal assessment of immature-to-adult ratios in two groups of Costa Rican *Alouatta palliata*. **International Journal of Primatology**, v. 24, p. 87-101, 2003.

ARTIGO 2

Análise de Viabilidade Populacional de *Alouatta guariba clamitans* (Primates, Atelidae) em área impactada por febre amarela no sul do Brasil

JOANA BESCHORNER DA VEIGA^{1*}, VANESSA BARBISAN FORTES² e JULIO CÉSAR BICCA-MARQUES³

¹ Programa de pós graduação em Biodiversidade Animal, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, Brasil.

² Departamento de Zootecnia e Ciências Biológicas, CESNORS, Universidade Federal de Santa Maria, Palmeira das Missões, Brasil

³ Faculdade de Biociências, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil

RESUMO

O presente trabalho objetivou estimar as probabilidades de persistência das populações de bugios ruivos em fragmentos florestais do Campo de Instrução de Santa Maria (CISM), bem como identificar o tamanho mínimo viável para essas populações e a área mínima dos fragmentos capazes de mantê-las. Além de ser pioneiro para *A. g. clamitans* no Brasil, este estudo se torna crucial para entender a viabilidade destas populações, principalmente em face da ameaça da febre amarela, que pode comprometer a sobrevivência dos bugios na área. Para as simulações usamos os tamanhos populacionais de 7 subpopulações reais. Simulamos diferentes cenários utilizando o *software* Vortex (versão 9.99), onde exploramos a dinâmica metapopulacional com diferentes taxas de dispersão, possibilidade de novas epizootias de febre amarela e a sensibilidade do modelo em face do percentual de machos e fêmeas reproduzindo, capacidade de suporte, taxas de mortalidade e suplementação. O tamanho do fragmento, a sobrevivência e disponibilidade de fêmeas adultas mostraram-se os parâmetros que melhor contribuem para as tendências de crescimento populacional. Taxas de migração mais baixas aumentaram as chances de sobrevivência da metapopulação e a probabilidade de persistência na área atinge o maior valor quando a taxa de indivíduos migrando é de 1%. Em contrapartida, fluxos maiores do que 2% permitem a saída de muitos indivíduos das populações e podem comprometer sua viabilidade. A febre amarela é uma ameaça importante, especialmente se a incidência de novos surtos for alta. Mesmo com 25% de letalidade, a atual infra-estrutura da população, de acordo com o modelo, não foi capaz de se recuperar adequadamente em 100 anos. A suplementação de indivíduos e o aumento na capacidade de suporte não foram medidas favoráveis para as pequenas subpopulações. Para a persistência da espécie *A. g. clamitans* no CISM a população mínima viável deve ser de pelo menos 573 indivíduos em uma área >516 ha de habitat adequado. O que é perfeitamente viável para o CISM, já que o fragmento SAR possuiu uma área de 977,3 ha. Logo, se assegurada, a dinâmica de metapopulação é capaz de garantir a sobrevivência regional da espécie em longo prazo, a menos que a mesma venha a sofrer mais intensamente outros impactos (ex: novo surto de febre amarela) em um futuro próximo. No Rio Grande do Sul atualmente existem poucos fragmentos de mata que possuem área maior que 500 ha, especialmente na metade oeste de sua distribuição, onde praticamente inexistem unidades de conservação que comportem essa subespécie. Isso ressalta o papel importante do CISM, ainda que não se trate de uma Unidade de Conservação, logo, se assegurada, a dinâmica de metapopulação é capaz de garantir a sobrevivência regional *A. g. clamitans* em longo prazo.

Palavras-chave: Bugio-ruivo, Densidade populacional, AVP.

ABSTRACT

This study aimed at estimating the persistence probabilities of a brown howler monkey metapopulation at Campo de Instrução de Santa Maria (CISM), as well as identifying the minimum viable population size and the minimum viable area of the fragments. This study is pioneer for *A. g. clamitans* in Brazil and becomes crucial to understand the viability of these populations, especially in face of the yellow fever threat, which may compromise the survival of howlers in the area. For the simulations, we used the population sizes of 7 real subpopulations. We simulate different scenarios using the Vortex software (Version 9.99) and explored the metapopulation dynamics with different dispersal rates, possibility of new yellow fever outbreaks and sensitivity of the model for percentage of breeding males and females, carrying capacity, mortality and supplementation. The fragment size and adult female survivorship are the best parameters contributing for the population growth. Lower migration rates (1%) have increased the metapopulation survival; otherwise, rates higher than 2% allow the departure of many individuals and may compromise its viability. Yellow fever is an important threat, especially if the incidence of new outbreaks is high. Even with 25% lethality, the current infrastructure of the metapopulation, according to the model, was not able to recover properly within 100 years. Individuals' supplementation and the increase in carrying capacity were not favorable measures for small subpopulations. For the persistence of the species *A. g. clamitans* at CISM, the minimum viable population must be at least 573 individuals in an area > 516 ha of suitable habitat. This condition is perfectly viable for CISM, once the fragment SAR has an area of 977, 3 ha. So, if granted, the metapopulation dynamics is able to ensure regional survival of the species in a long-term period. In Rio Grande do Sul there are few forest fragments that have area greater than 500 ha, especially in the western side, where practically there are no conservation units that can accommodate this subspecies. This point reinforces the important role of CISM in this scenario, although not a conservation unit.

Key-words: Brown howler monkey, Population density, PVA.

Introdução

Embora seja um conceito relativamente recente, a Análise de Viabilidade de Populações ou AVP é considerada uma ferramenta auxiliar nas avaliações sobre o tamanho futuro das populações e as chances futuras de extinção (GILPIN; SOULÉ, 1986; BOYCE, 1992). Ela permite explorar fatores complexos, como por exemplo, a estocasticidade demográfica, ambiental e genética, perda de flexibilidade evolutiva e instabilidade metapopulacional, que influenciam diretamente a persistência e a saúde das populações (PAULA et al., 2007). Modelos detalhados fornecem direcionamento para diversos aspectos de avaliações, tais como condições mínimas para a persistência em longo prazo de uma espécie e/ou população em um determinado local, determinação de estratégias de manejo que reduzam as chances de extinção, além de identificar as áreas prioritárias para conservação de uma espécie (SOULÉ, 1987; BRITO, 2009; PAULA et al., 2007).

Certamente a acurácia dos resultados de uma AVP vai depender do quão robusto é o conjunto de dados. No entanto, informações cruciais sobre a ecologia de diversas espécies ameaçadas de extinção são desconhecidas ou não estão disponíveis (PEASE; FOWLER, 1997, NICHOLSON; POSSINGHAM, 2007), pois estes dados tornam-se mais difíceis de obter à medida que as espécies se tornam mais raras (DOAK; MILLS, 1994). Este é um dos principais problemas com o uso de AVPs como uma ferramenta de conservação (WILCOX; POSSINGHAM, 2002). O software Vortex, em particular, exige uma grande quantidade de dados, fazendo assim com que a maioria dos valores de entrada sejam apenas estimativas (ASQUITH, 2001). Em vista disso, alguns autores argumentam que as estimativas oriundas deste tipo de análise não têm aplicação válida nas decisões de manejo a serem adotadas para determinada população ou espécie (BOYCE, 1992; CAUGHLEY, 1994; LUDWIG 1999; FIEBERG; ELLNER, 2000). Em contrapartida, Brook et al. (2000) analisaram a viabilidade de 21 populações de um amplo conjunto de espécies e concluíram que as previsões geradas eram precisas, portanto, a AVP poderia ser considerada um bom preditor da dinâmica populacional. Ademais, estas análises têm propiciado um aumento significativo no conhecimento dos processos que podem levar populações à extinção, fornecendo importantes diretrizes para estratégias de manejo e conservação (PAGLIA, 2003) e, apesar de seus pontos fracos e limitações, é até o momento a melhor ferramenta disponível para abordar estas questões (LINDENMAYER et al., 1993; BROOK et al., 2000; BROOK et al. 2002).

A espécie foco do presente trabalho é o bugio-ruivo, primata neotropical arborícola e de porte médio/grande. Apesar de estar entre os mais bem conhecidos do gênero *Alouatta* (BICCA-

MARQUES, 2003) estudos de longa duração que forneçam dados mais completos sobre a dinâmica social e populacional da espécie ainda se fazem extremamente necessários. O estado de conservação de *A. g. clamitans* de acordo com a IUCN Red List é considerado "menos preocupante" (MENDES, 2008), enquanto no estado do Rio Grande do Sul a subespécie foi mantida na categoria "Vulnerável" na recente revisão da Lista Vermelha (FUNDAÇÃO ZOOBOTANICA DO RIO GRANDE DO SUL, 2013). *Alouatta guariba clamitans* foi incluído na mais recente revisão da lista das espécies da fauna em extinção no Rio Grande do Sul devido ao declínio populacional ocasionado pelo surto de febre amarela que ocorreu no estado entre os anos 2008 e 2009.

É sabido que doenças como a febre amarela vêm sendo registradas em bugios há décadas e podem inclusive ter afetado a distribuição e a abundância desses primatas (COLLIAS; SOUTHWICK, 1952; ÁVILA-PIRES; GOUVÊA, 1977; CORDEIRO DA SILVA, 1981; RUMIZ, 1990; DI BITETTI et al., 1994). O gênero *Alouatta* é o mais sensível à doença (com alta taxa de óbitos) e normalmente associado à ocorrência das epizootias no Brasil (FUNASA, 1999; BRASIL, 2005).

Eventos recentes de epizootias causadas pela doença foram registrados no Rio Grande do Sul em 2001 e em 2002, afetando populações de *Alouatta caraya* (bugio-preto) e *Alouatta guariba clamitans* (bugio-ruivo) (RIO GRANDE DO SUL, 2008). No nordeste da Argentina, populações destas mesmas espécies foram seriamente afetadas por surtos ocorridos entre 2007 e 2008 (HOLZMANN et al., 2010). Entre o final de 2008 e o início de 2009 uma nova emergência de febre amarela silvestre atingiu o Rio Grande do Sul, provocando a morte de mais de 2.000 bugios em 153 municípios (ALMEIDA et al., 2012). Apesar de inúmeros registros de surtos da doença, ainda há poucas informações disponíveis na literatura que quantifiquem ou expressem a magnitude dos danos causados às populações de primatas neotropicais por eventos desta natureza (OLIVEIRA et al., 2010).

Neste contexto, dados populacionais obtidos no período pré e pós-epizootia tornam-se extremamente importantes e são essenciais para a elaboração ou revisão de listas oficiais de espécies ameaçadas, além de subsidiar Análises de Viabilidade Populacional (FIALHO et al., 2012). Dados sobre as populações de bugios ruivos no CISM obtidos no período pós-epizootia comparados com os obtidos por Fortes (2008) vem a contribuir para o melhor entendimento do potencial impacto de epizootias em populações de *A. g. clamitans* vivendo em ambiente fragmentado.

Outrossim, o presente trabalho objetivou estimar as probabilidades de persistência de uma população de bugios-ruivos em fragmentos florestais do Campo de Instrução de Santa

Maria (CISM) através de uma Análise de Viabilidade Populacional, bem como identificar o tamanho mínimo viável para a espécie no local e a área mínima dos fragmentos capazes de manter essas populações. Além de ser pioneiro para *A. g. clamitans* no Brasil, este estudo se torna crucial para entender a viabilidade destas populações, principalmente em face da ameaça da febre amarela, que pode comprometer a sobrevivência dos bugios na área.

Métodos

Área de Estudo

O Campo de Instrução de Santa Maria (CISM) (29°43'-29°44'S, 53°42'-53°44'W; figura 1) é uma área com 5.876 ha pertencente ao Ministério da Defesa (Exército Brasileiro) localizada no município de Santa Maria na Depressão Central do Rio Grande do Sul, Brasil. A região localiza-se em uma área de transição entre a Savana e a Floresta Estacional Decidual e a paisagem dominante é representada por fragmentos florestais inseridos numa matriz de campos nativos (TEIXEIRA et al., 1986).

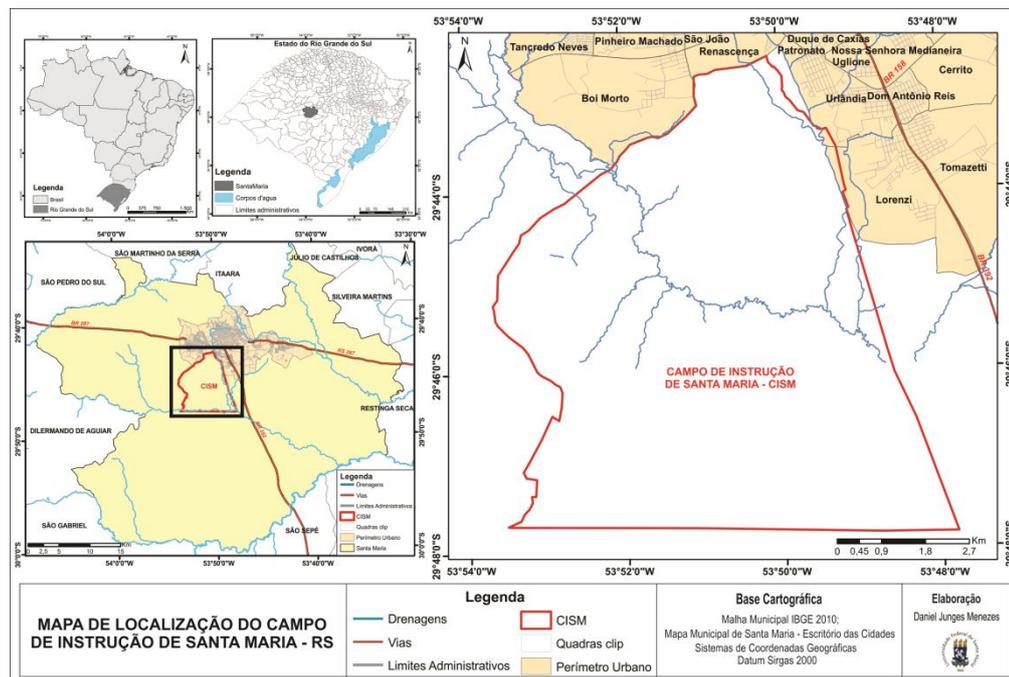


Figura 1. Localização do Campo de Instrução de Santa Maria (CISM).

A grande extensão da área do CISM e o fato de ser patrulhado periodicamente pelo Exército resultam em uma presença humana de baixo impacto. A intervenção humana na área dá-se principalmente através das manobras de treinamento militar, e atividades relacionadas à criação extensiva de gado, a qual dificulta a regeneração da vegetação florestal e contribui para a diminuição da conectividade entre os fragmentos (FORTES, 2008). A metapopulação de

bugios-ruivos no CISM está atualmente distribuída em sete fragmentos de tamanhos variáveis GR1(12,1 ha), GR2 (15,7 ha), INF (16,9 ha), PIQ (38,3 ha) REG (5,7 ha) SD (1,6 ha) e SAR (977,3 ha).

População de Estudo

Realizou-se um levantamento populacional para estimar a densidade e o tamanho das populações de bugios-ruivos no CISM, no período entre março de 2012 e fevereiro de 2013, com um esforço amostral de 431 horas. Para o levantamento populacional nos fragmentos com área menor que 75 hectares foi utilizado o método de levantamento extensivo (NRC, 1981) e a densidade populacional calculada dividindo-se o tamanho da população pela área do fragmento. Para estimar a densidade de *A. g. clamitans* no maior fragmento (SAR) optamos por utilizar o método de amostragem de distâncias em transecções lineares (*Distance Sampling*) (BURNHAM et al., 1980; BUCKLAND et al., 1993; PERES, 1999) onde se percorreu três trilhas pré-existentes de 2 km, 1,6 km e 1,8 km de comprimento, com 10 repetições em cada uma delas, totalizando 104 km percorridos incluindo ida e volta em cada trilha. A densidade de indivíduos foi estimada através da abordagem quantitativa fornecida pelo *software* DISTANCE (versão 6.0) (CHIARELLO; MELO, 2001; PALACIOS; PERES 2005).

Tabela 1 - Número de grupos e indivíduos de *Alouatta guariba clamitans* em fragmentos do Campo de Instrução de Santa Maria

Fragmento	Área (ha)	Número de grupos	Densidade (ind/ha)	Tamanho médio dos grupos	Total de indivíduos
GR1	12,1	1	0,2	3	3
GR2	15,7	2	0,9	7	14
PIQ	38,3	7	0,9	4,7	34
REG	5,7	1	0,7	4	4
INF	16,9	1	0,1	3	3
SD	1,6	1	1,7	3	3
SAR	977,3	42*	0,2*	4,13	174*

* Estimativas.

Parâmetros e Cenários do Modelo

O *software* Vortex (versão 9.99) foi usado para examinar a viabilidade das populações de bugios-ruivos que habitam fragmentos florestais no Campo de Instrução de Santa Maria. Modelamos a persistência das populações em três cenários distintos: i. populações isoladas; ii. metapopulação e iii. epizootia. Mil iterações foram executadas para cada cenário. O impacto da endogamia foi avaliado de duas maneiras: (1) foi assumido que a endogamia não tem impacto

sobre o *fitness*, (2) as populações foram modeladas com 3,14 equivalentes letais, valor médio estimado para mamíferos, com 50% dos efeitos da endogamia devido a alelos recessivos letais (RALLS et al., 1988).

O cenário iii foi modelado com base na existência de chances reais de novos surtos de febre amarela, que podem ocorrer em intervalos de cinco a sete anos (no Rio Grande do Sul o último ocorreu em 2008/2009) (AMARAL; TAUIL, 1983 *apud* FUNASA, 1999). A fim de simular potenciais efeitos de novas epizootias reduzimos a probabilidade de sobrevivência para 75% e 50% e assumimos que a incidência de surtos ocorre em média a cada sete anos (14,3% de probabilidade anual).

Em razão da inexistência de certos dados biológicos de *A. g. clamitans*, algumas informações complementares utilizadas nas simulações são provenientes de outros estudos. Os dados de entrada empregados nas simulações são listados na Tabela 2:

Tabela 2 - Resumo dos parâmetros utilizados na Análise de Viabilidade Populacional de *Alouatta guariba clamitans* no Campo de Instrução de Santa Maria, Brasil.

Parâmetro	Valor	Referencia
Número de populações	7	Veiga et al. (em preparação)
Número de iterações	1000	Brito; Figueiredo, 2002
Tamanho inicial da população	3 a 174	Veiga et al. (em preparação)
Número de anos	100	Mace; Lande, 1991
Definição de extinção	Somente um sexo sobrevive	Miller; Lacy, 1999
Capacidade Suporte	6 a 937	Fortes, 2008
Depressão por endogamia	3.14	Miller; Lacy, 1999
Sistema de acasalamento	Poliginia	Neville et al., 1988
Idade Reprodutiva Inicial - Fêmeas	4 (3.6)	Hirano, 2008; Strier, 2001
Idade Reprodutiva Máxima	20	Milton, 1990
Fêmeas em Idade Reprodutiva	61%	Veiga et al. (em preparação)
Machos em Idade Reprodutiva	100%	Rodríguez-Matamoros et al., 2012
Máximo de Ninhadas por ano	1	Jardim, 2005
Máximo de Filhotes por Ninhada	1	Jardim, 2005
Razão Sexual da Prole	1:1	Rodríguez-Matamoros et al., 2012
	Fêmeas	Machos
	0-1 ano 25%	0-1 ano 50%
	1-2 anos 22%	1-2 anos 22%
	2-3 anos 15%	2-3 anos 25%
Mortalidade anual	3-4 anos 10%	3-4 anos 20%
	≥4 anos 8	4-5 anos 10%
		≥5 anos 6%
		Rodríguez-Matamoros et al., 2012
Dispersão	Sim	Ostro et al., 2001
Menor idade de dispersão	2	Crockett; Rudran, 1987
Número de catástrofes	1	-
Suplementação	Sim	-

Considerou-se uma população viável se atingisse 95% de probabilidade de persistência durante um período de 100 anos (SHAFFER; SAMSON, 1985) e redução da viabilidade genética de 5 % ou menos (GATTI, 2005). A variação ambiental (VA) ao acaso pode afetar a reprodução e sobrevivência da espécie, portanto, assumimos que VA para sobrevivência e reprodução estão correlacionadas (bons anos para a reprodução são bons para a sobrevivência).

Devido à escassez de informações sobre o número de machos disponíveis para reprodução em *A. g. clamitans*, optamos por utilizar nas simulações os dados de *A. palliata* reportados por Rodríguez-Matamoros et al. (2012), onde 100% dos machos estão efetivamente em reprodução. Da mesma forma, dados de mortalidade em populações naturais de bugios-ruivos não são descritos na literatura. Por conseguinte, utilizamos os dados de *Alouatta palliata* descritos por Rodríguez-Matamoros et al. (2012). A capacidade de suporte considerada para as simulações foi o tamanho populacional estimado na mesma área (FORTES, 2008) em período anterior à epizootia de febre amarela.

Análise de Sensibilidade

Selecionamos depressão por endogamia, dispersão, capacidade de suporte, percentual de machos e fêmeas reproduzindo, taxas de mortalidade e suplementação como parâmetros alvo das análises de sensibilidade para o cenário metapopulacional. Objetivando encontrar cenários que maximizem a persistência da metapopulação os valores da capacidade de suporte foram incrementados em 20% e 40%. Igualmente, para verificar como a disponibilidade de fêmeas reproduzindo afeta a população, o percentual de fêmeas adultas foi alterado para 94%, 84% e 74%. O primeiro valor foi calculado utilizando-se o número efetivo de fêmeas reproduzindo em grupos de *A. g. clamitans* estudados por Jardim (2005).

Embora machos jovens possam ser sexualmente maduros, podem não ter uma participação efetiva no período de reprodução, seja pelo motivo de estarem ainda em dispersão de seus bandos de origem e não terem estabelecido um grupo próprio, ou por serem inferiores na hierarquia de acesso às fêmeas. À vista disso, modificamos o percentual de machos adultos em reprodução para 90%, 80% e 70%.

O cenário ii foi remodelado da seguinte forma: as subpopulações fornecem igualmente migrantes para as demais com taxas de dispersão de 2%, 3% e 5% ao ano. A sensibilidade do cenário foi testada para mortalidade de fêmeas e machos adultos/subadultos e para infantes no primeiro ano de vida usando-se taxas de +10%, +20% e +30%.

Finalmente, examinamos as consequências de uma potencial opção de gestão, o de suplementar as subpopulações com um indivíduo adulto do sexo feminino. Também utilizamos

o modelo de epizootia e introduzimos uma fêmea a cada ano (alta suplementação) ou a cada dois anos (baixa suplementação). Estas análises são relevantes porque permitem discriminar as variáveis mais importantes que afetam a dinâmica populacional em maiores proporções (MCCARTHY et al., 1995).

Resultados e Discussão

As populações de bugios ruivos do CISM modeladas isoladamente apresentam baixa probabilidade de sobrevivência. Apenas uma população demonstrou probabilidade de persistência anual superior a 95% (Tabela 3) e manutenção aceitável da diversidade genética ao longo dos próximos 100 anos: SAR (stoc-r= 0,018, GeneDiv= 0,9583). A população final do fragmento PIQ (stoc-r= -0,003, GeneDiv= 0,7290) foi de 26 indivíduos e apresentou perda relevante (> 25%) da variabilidade genética.

Tabela 3. Dinâmica de sete populações isoladas de *A. guariba clamitans* no CISM.

Fragmento	Stoc-r	SD(stoc-r)	PE	GeneDiv	SD(GD)	N-all	SD(N-all)
GR1	0,006	0,222	0,998	0,2449	0,0000	0	0
GR2	-0,009	0,192	0,882	0,4716	0,2053	1	4
PIQ	0,003	0,158	0,260	0,7290	0,1399	26	22
REG	0,001	0,248	1,000	0,0000	0,0000	0	0
INF	0,004	0,222	0,988	0,3104	0,1886	0	2
SD	0,020	0,230	1,000	0,0000	0,0000	0	0
SAR	0,018	0,134	0,000	0,9583	0,0404	605	284

Stoc-r, SD (stoc-r) = taxa de crescimento da população e seu desvio padrão, PE = probabilidade de extinção; GeneDiv, SD (GD) = diversidade genética e seu desvio padrão, N-total SD (N-total) = tamanho da população e seu desvio padrão.

As demais populações apresentaram elevada taxa de extinção (Figura 2). Ainda, na ausência de depressão por endogamia houve aumento da probabilidade de persistência e do tempo médio para extinção.

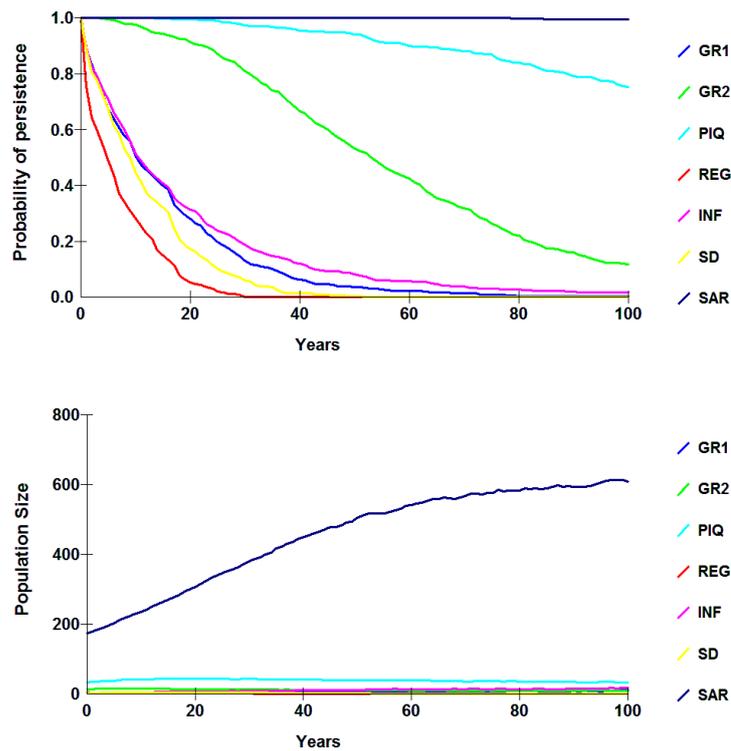


Figura 2. Tamanho e probabilidade de sobrevivência de populações isoladas de bugios-ruivos no CISM.

No cenário ii, a metapopulação apresentou uma taxa de crescimento determinístico (det-r) de 0,015 (Tabela 4), o que evidencia a baixa taxa de crescimento populacional intrínseca da espécie e torna as populações de *A. g. clamitans* sensíveis às alterações estocásticas no ambiente. Os dados indicam que na ausência de ameaças específicas a metapopulação tem uma taxa de crescimento positiva, portanto, em longo prazo, as maiores subpopulações podem ser viáveis se ameaças as atinjam com pouca frequência.

Tabela 4 - Dinâmica metapopulacional de *A. guariba clamitans* no CISM

População	Stoc-r	SD(stoc-r)	PE	GeneDiv	SD(GD)	N-all	SD(N-all)
GR1	0,044	0,223	0,248	0,8291	0,0775	7	5
GR2	0,021	0,194	0,190	0,8383	0,0966	12	8
PIQ	0,011	0,159	0,076	0,8644	0,0862	37	20
REG	0,114	0,270	0,558	0,7757	0,0847	2	1
INF	0,032	0,205	0,180	0,8564	0,0781	21	15
SD	0,082	0,252	0,424	0,7981	0,0843	3	2
SAR	0,011	0,135	0,008	0,9510	0,0446	488	194
METAPOPULATION	0,014	0,113	0,000	0,9548	0,0487	573	320

Stoc-r, SD (stoc-r) = taxa de crescimento da população e seu desvio padrão, PE = probabilidade de extinção; GeneDiv, SD (GD) = diversidade genética e seu desvio padrão, N-total SD (N-total) = tamanho da população e seu desvio padrão.

Considerando que populações viáveis devem manter uma probabilidade de extinção anual inferior a 5% (GATTI, 2005) enquanto se preserva mais que 95% de sua atual diversidade genética (JIANG, 1997), no CISM apenas as subpopulação do fragmento SAR e seria viável no período de tempo simulado. A probabilidade de extinção predita pelo modelo metapopulacional sem considerar os efeitos negativos de eventos como a caça ilegal, perda de habitat e epizootias nos dá uma projeção mais otimista para as maiores subpopulações. Todavia, como esperado, a abundância final destas subpopulações em um ambiente metapopulacional foi maior do que seu tamanho inicial (Figura 3).

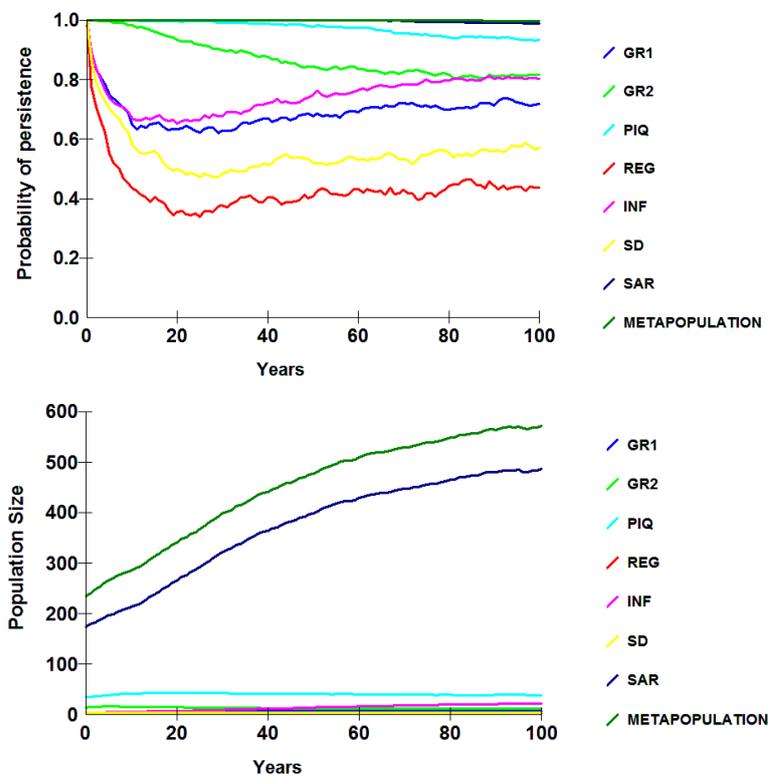


Figura 3. Tamanho e probabilidade de sobrevivência das subpopulações e da metapopulação de bugios-ruivos no CISM

O crescimento das subpopulações do PIQ e INF é incipiente, porém ambas demonstram estabilidade. Esse resultado indica que as densidades populacionais anteriormente encontradas por Fortes (2008) nestes fragmentos estavam próximas à capacidade de suporte da área. A subpopulação do fragmento SAR foi a que apresentou maior crescimento, e mesmo após 100 anos decorridos não demonstra estabilidade, alcançando um tamanho de menos de 500 indivíduos. Esse resultado que também corrobora a ideia de que a capacidade de suporte desse fragmento seja em torno dos 1000 indivíduos estimados por Fortes (2008). A heterozigidade

estimada foi 0,95 e a probabilidade de extinção dos bugios considerando o sistema metapopulacional é praticamente nula. Tal resultado está de acordo com Paglia (2003) que afirma que a estruturação metapopulacional aumenta consideravelmente as chances de persistência das populações.

O evidente crescimento da subpopulação do fragmento SAR na simulação pode ser considerado um indicativo de recuperação da população do fragmento, dizimada pelo último surto de febre amarela, porém sugerindo que com o número atual de indivíduos, especialmente o baixo número de fêmeas reprodutivas, e a baixa fertilidade das fêmeas, essa recuperação pode levar muitos anos. Resultado oposto foi evidenciado para subpopulações menores vivendo nos pequenos fragmentos, onde o crescimento populacional parece ser limitado pela capacidade de suporte da área, portanto, mesmo com elevado índice de crescimento (stoc-r) as mesmas têm altas chances de serem extintas.

Segundo Mandujano e Escobedo-Morales (2008) em fragmentos de tamanho médio a capacidade de suporte pode limitar o crescimento dos grupos, e a probabilidade de extinção aumenta exponencialmente à medida que se diminui o tamanho do fragmento. Apesar dos bugios possuírem a capacidade de viver em pequenas áreas, fragmentos de tamanho inferior a 15 ha apresentam uma probabilidade de extinção de 60% ou mais (MANDUJANO; ESCOBEDO-MORALES, 2008). De acordo com previsões baseadas na teoria de metapopulações, se a paisagem foi ou tem sido transformada pelo desmatamento, a probabilidade de persistência em escala regional tende a diminuir devido a dois principais fatores: ocupação limitada devido ao tamanho dos fragmentos e as chances reduzidas de colonização de fragmentos vazios em consequência do isolamento (HANSKI, 1999).

Diante disto, Sheng et al. (2002) propõe que a restauração do habitat e construção de corredores ecológicos pode melhorar as perspectivas de diversas espécies em risco de extinção. Para tanto, alguns critérios devem ser considerados, como por exemplo, primeiramente estabelecer ligações entre pequenas populações e uma grande população, em contrapartida conectar duas pequenas populações não é vantajoso, exceto quando não há nenhuma população maior nas proximidades (YANG, 2007).

A paisagem do CISM é naturalmente fragmentada e os bugios devem estar adaptados a tais condições ambientais. Conectar as áreas via revegetação não seria uma possibilidade real, ao contrário de áreas onde a floresta foi fragmentada de forma mais drástica. Considerando o cenário vigente em 2004 (FORTES, 2008) onde quase todos os fragmentos eram habitados pelos bugios, a fragmentação não deve ser um fator impeditivo para o equilíbrio da metapopulação, e migrações devem ocorrer entre fragmentos usando as distâncias mais curtas

ou mesmo árvores isoladas como *stepping stones*. Contudo, monitoramento contínuo dessa dinâmica torna-se um aspecto crucial, a fim de observar se a recolonização dos fragmentos ocorrerá naturalmente.

Quando a endogamia é excluída do modelo metapopulacional há um aumento de 0,6% na diversidade genética e 0,2% no tamanho populacional (Figura 4).

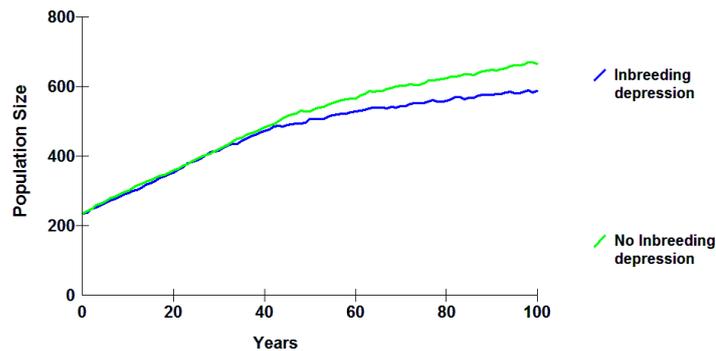


Figura 4. Tamanho da metapopulação de bugios-ruivos no CISM sob a influência da endogamia.

Como esperado, possíveis efeitos da endogamia são incipientes em um modelo metapopulacional, todavia, as menores subpopulações perderam rapidamente a diversidade genética, portanto, foram as mais afetadas. Isso se deve ao fato de que populações muito pequenas são altamente influenciadas por efeitos estocásticos, como a flutuação das condições ambientais e/ou catástrofes. Nestas situações a interação dos efeitos demográficos e genéticos aliado ao reduzido tamanho da população leva ao aumento da endogamia, diminuindo as chances de sobrevivência e reprodução, que conseqüentemente reduzem ainda mais o tamanho da população (YANG, 2007).

Doenças também parecem ser eventos importantes para a sobrevivência dos bugios no CISM. Sob as condições modeladas aqui a febre amarela é uma ameaça importante, especialmente se a incidência de novos surtos for alta. De fato, houve grande diferença entre as taxas de persistência das subpopulações afetadas pela epizootia frente às subpopulações modeladas livres deste tipo de ameaça. Mesmo com 25% de letalidade, a atual estrutura da população, de acordo com o modelo, não foi capaz de se recuperar adequadamente em 100 anos. Em um cenário conservador, considerando 50% de mortalidade devido à doença, a metapopulação perderia em média 20% de sua diversidade genética e a probabilidade de extinção subiria para 98% (Figura 5). É preciso ressaltar que não foi possível incluir no modelo

os impactos das migrações sobre a dispersão da doença entre as subpopulações, visto que são dados desconhecidos até o momento.

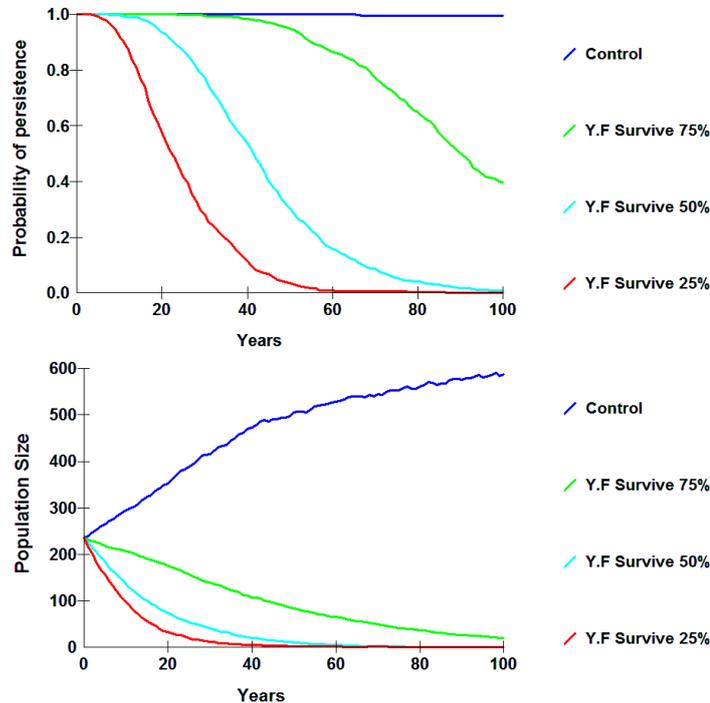


Figura 5. Abundância populacional e probabilidade de sobrevivência da metapopulação considerando a ocorrência de novos surtos de febre amarela.

A divisão da metapopulação em unidades menores foi examinada sob diferentes níveis de migração interpopulacional. Taxas de migração mais baixas aumentaram as taxas de sobrevivência da metapopulação. Os resultados mostram que a probabilidade de persistência na área atinge o maior valor quando a taxa de indivíduos migrando é de 1% e o tamanho populacional final chega a 573 indivíduos (Figura 6).

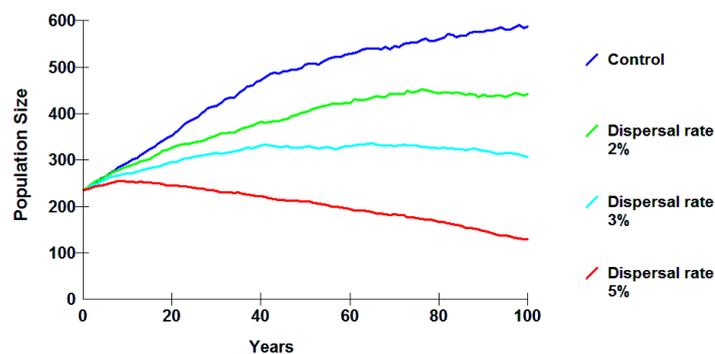


Figura 6. Tamanho populacional em diferentes taxas de dispersão no CISM.

Contudo, as simulações indicam que a metapopulação de bugios no CISM é altamente sensível às taxas de 3 e 5% de migrações. Estas taxas de dispersão são responsáveis pelo declínio do tamanho e diversidade genética da metapopulação (Tabela 5).

Tabela 5. Manutenção da diversidade genética em *A. guariba clamitans* sob diferentes taxas de dispersão no CISM.

Subpopulação	sem dispersão	taxas de dispersão			
		1%	2%	3%	5%
GR1	0,2449	0,8291	0,8360	0,8338	0,8121
GR2	0,4716	0,8383	0,8529	0,8487	0,8243
PIQ	0,7290	0,8644	0,8697	0,8689	0,8465
REG	0,0000	0,7757	0,7835	0,7750	0,7544
INF	0,3104	0,8564	0,8654	0,8613	0,8376
SD	0,0000	0,7981	0,8060	0,8056	0,7905
SAR	0,9583	0,9510	0,9314	0,9112	0,8727
METAPOPOPULAÇÃO	-	0,9548	0,9445	0,9308	0,9085

Com este pequeno número de indivíduos, migrações entre fragmentos especificamente no atual cenário populacional do CISM, não contribui satisfatoriamente para a manutenção da diversidade genética das subpopulações. De acordo com Harveson et al. (2006), apesar da dispersão desempenhar um papel importante na dinâmica metapopulacional das espécies, pode ser drasticamente alterada de acordo com as mudanças na paisagem e depende da justaposição de nichos e habilidade dispersora da espécie em questão. Embora a dispersão de indivíduos possa atuar reduzindo o risco de extinção destas subpopulações (WESTEMEIER et. al., 1998; MADSEN et. al., 1999; RICHARDS, 2000), aumentando o fluxo gênico entre elas (INGVARSSON; WHITLOCK, 2000; EBERT et. al., 2002) e consequentemente auxiliando na manutenção da diversidade genética (CHARLESWORTH et. al., 1997), quando subpopulações de tamanhos reduzidos estão presentes num sistema metapopulacional, como é o caso da metapopulação de bugios-ruivos do CISM, a ocorrência de *bottlenecks* genéticos durante os eventos de recolonização podem reduzir ainda mais seu tamanho efetivo (YANG, 2007).

Os resultados da AVP apontam um aumento na probabilidade de extinção à medida que se aumenta a taxa anual de dispersão. Este cenário pode ser explicado devido à contabilização dessas taxas juntamente à taxa de mortalidade, responsáveis por juntas reduzirem o número efetivo de indivíduos (PAGLIA, 2003). Ainda, essas reduções não são repostas de imediato por indivíduos que chegam das outras populações, porque o modelo contabiliza também o número

de indivíduos migrantes que não sobrevivem, em outras palavras, tal declínio populacional ocorre, em parte, devido à mortalidade dos indivíduos dispersores (YANG, 2007).

A sobrevivência e o tamanho metapopulacional foram minimamente alterados pelo número de machos adultos reproduzindo. Resultado oposto se deu com o número de fêmeas disponíveis para reprodução. No modelo com 94% de fêmeas disponíveis o tamanho populacional final foi de 944 indivíduos, o que corresponde a um aumento de 42,26% no tamanho da metapopulação (Figura 7). Valor similar foi encontrado por Fortes (2008) em um cenário onde uma média de 72% das fêmeas estava reproduzindo (IFR de 0,7) e corrobora a ideia da autora de estabilidade populacional.

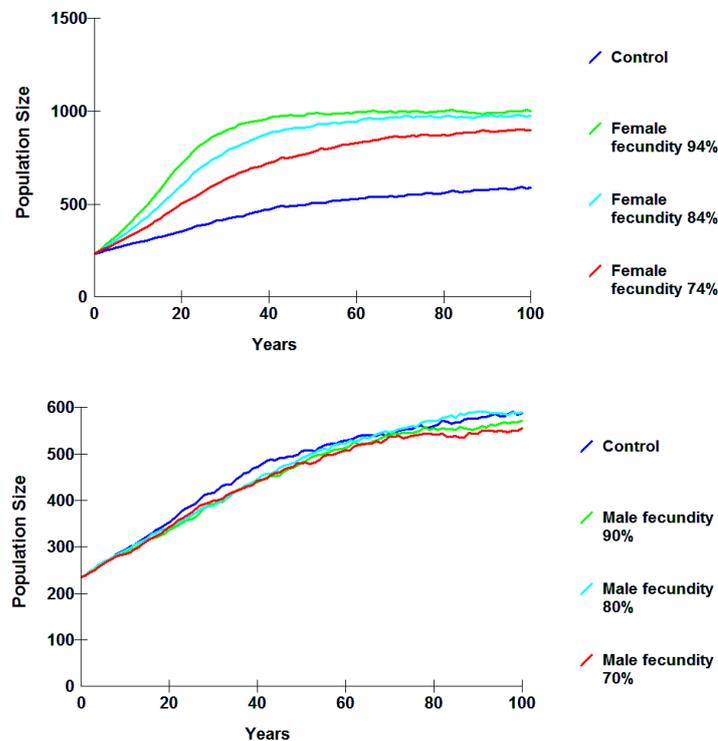


Figura 7. Crescimento da metapopulação com diferentes taxas de machos e fêmeas adultas disponíveis para reprodução.

Diversos estudos também sustentam a importância das fêmeas adultas nas taxas de crescimento populacional (AKKOC; WILLIAMS, 2005; SILVA-LÓPEZ; PORTILLA-OCHOA, 2002; MILTON; HOPKINS, 2006). Para *Alouatta palliata mexicana* Mandujano e Escobedo-Morales (2008) sugerem a sobrevivência das fêmeas adultas como o parâmetro que melhor contribui para as tendências de crescimento populacional responsáveis pelo aumento das taxas de fecundidade e do sucesso reprodutivo relativo da população. Porém, esse é um cenário otimista para o CISM, visto que a razão sexual está desviada em direção aos machos, o

que implica na existência de um baixo número de fêmeas reprodutivas na população. Além disso, a proporção média de infantes por fêmea registrado por Veiga et al. (em preparação) é extremamente baixo ($0,4 \pm 0,5$), e a fertilidade das fêmeas afeta diretamente os índices de crescimento da população (JONES, 1995).

As simulações para altas taxas de mortalidade de infantes, de machos e fêmeas adultas apontam tendências muito diferentes. Os resultados mostram que o crescimento populacional é principalmente afetado pelas taxas de mortalidade das fêmeas adultas, e com menor expressividade pela sobrevivência dos infantes (Figura 8). Tal resultado deve estar relacionado ao pequeno intervalo entre nascimentos, além de que fêmeas cujos infantes morrem estão aptas a reproduzir novamente em cerca de um mês.

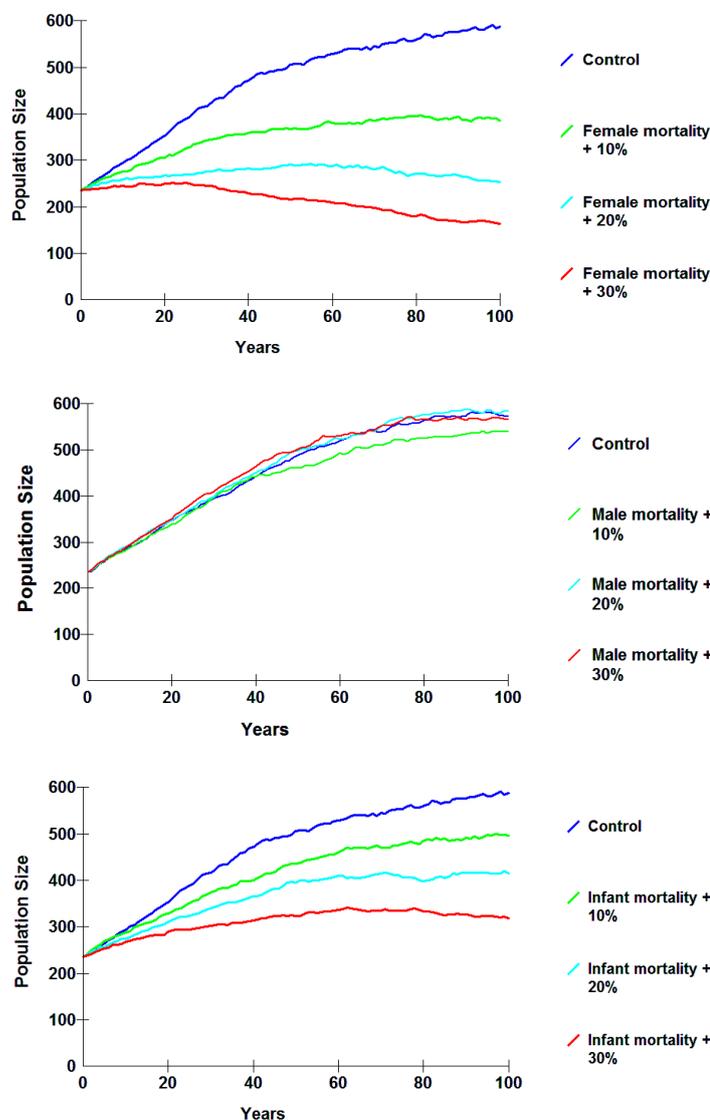


Figura 8. Crescimento da metapopulação sob diferentes taxas de mortalidade de fêmeas e machos adultos e infantes até um ano de idade.

Houve um pequeno acréscimo no tamanho da metapopulação com o aumento da capacidade de suporte. No entanto, para os menores fragmentos, mesmo um aumento de 40% na capacidade de suporte da área não foi suficiente para tornar suas populações viáveis em longo prazo (Figura 9).

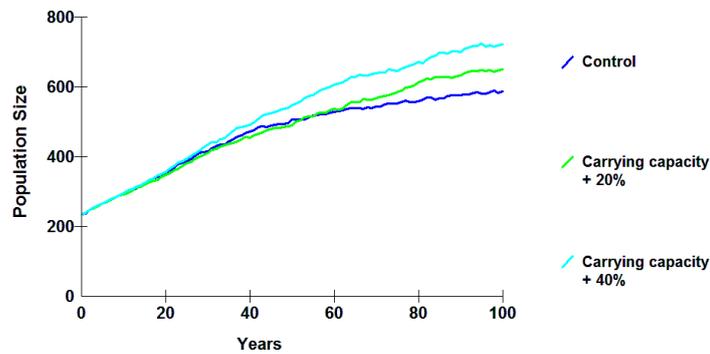


Figura 9. Crescimento da Metapopulação com aumento na capacidade de suporte.

Esse resultado pode significar que nos pequenos fragmentos os tamanhos populacionais encontrado por Fortes (2008) não estão na capacidade de suporte ou mais provavelmente que não houve o crescimento esperado devido ao pequeno número inicial de indivíduos. De qualquer forma, é fundamental assegurar o fluxo entre os fragmentos para que seja possível aumentar o tamanho das subpopulações, além de permitir a saída de indivíduos de áreas onde a capacidade de suporte se aproxime de seu limite.

A suplementação não teve como se esperava uma influência benéfica sobre a persistência da população ao longo de todo o período de simulação (Figura 10).

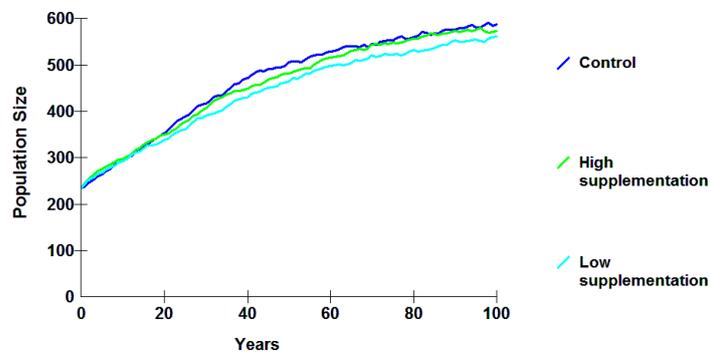


Figura 10. Tamanho da metapopulação sob diferentes taxas de suplementação.

Além disso, a suplementação não foi capaz de auxiliar essas populações a alcançar taxas de persistência aceitáveis quando ameaçadas por febre amarela. Faz-se necessário assegurar o fluxo de indivíduos entre os fragmentos com taxas anuais de dispersão superiores ao número de suplementação aqui modelado. Igualmente importante é a obtenção de informações mais precisas sobre o impacto da febre amarela sobre as taxas de mortalidade das populações de bugios ruivos, para ser possível inferir se a suplementação de indivíduos pode realmente ser uma opção útil na conservação das populações.

Respeitando as condições de que a probabilidade de extinção deve ser inferior a 0,05 e a diversidade genética (GeneDiv) maior que 95%, foi selecionado a partir o tamanho populacional mais apto a atender os critérios mencionados para estimar a população mínima viável de bugios ruivos no CISM. Diante disso, a estabilidade genética de *A. guariba clamitans* em um cenário metapopulacional seria possível apenas com mais de 573 indivíduos. Fortes (2008) estimou a área de vida de um grupo de bugios ruivos no fragmento SAR como sendo 7,2 ha (média de 8 indivíduos por grupo), diante disso, concluímos que uma população viável de *A. guariba clamitans* precisa de uma área >516 ha de habitat adequado. O que é perfeitamente viável para o CISM, já que o fragmento SAR possuiu uma área de 977,3 ha. Logo, se assegurada, a dinâmica de metapopulação é capaz de garantir a sobrevivência regional da espécie em longo prazo, a menos que a mesma venha a sofrer mais intensamente outros impactos (ex: novo surto de febre amarela) em um futuro próximo.

Implicações para Conservação

O trabalho aqui apresentado é uma aplicação preliminar da metodologia de AVP para o bugio ruivo em área impactada por febre amarela. Não tem a pretensão de ser uma análise definitiva e completa, uma vez que não considerou muitos cenários possíveis nas simulações e parâmetros necessários para uma modelagem mais abrangente não estavam disponíveis. A nossa intenção é que esta análise estimule a continuação dos trabalhos com AVP e teve como principal objetivo avaliar quais as chances de sobrevivência e as melhores estratégias de conservação para os bugios.

Reconhecemos, também, outro tipo de limitação da análise atual, que o software utilizado não incorpora a análise de paisagem. Em segundo lugar, não fomos capazes de modelar os efeitos da caça ilegal, porque não tínhamos estes dados disponíveis. Apesar destas ressalvas, os resultados obtidos com a modelagem no VORTEX foram incluídos aqui, pois há algumas interessantes conclusões que poderiam influenciar os planos de manejo para esta subespécie no estado.

Primeiramente, o principal fator atuando como limitador do crescimento populacional para o bugio ruivo na área de estudo é o tamanho dos fragmentos habitados, que devem ser protegidos e ter sua área aumentada para suportar populações viáveis. Diante da população mínima viável estimada e do tamanho de habitat requerido, a metapopulação do CISM tem o fragmento SAR como principal refúgio, podendo atuar como fragmento-fonte para as demais subpopulações, se assegurada a conservação desta área prioritária.

No Rio Grande do Sul atualmente existem poucos fragmentos de mata que possuem área maior que 500 ha, especialmente na metade oeste de sua distribuição, onde praticamente inexistem unidades de conservação que comportem essa subespécie. Isso ressalta o papel importante do CISM, ainda que não se trate de uma Unidade de Conservação, logo, se assegurada, a dinâmica de metapopulação é capaz de garantir a sobrevivência regional *A. g. clamitans* em longo prazo.

REFERÊNCIAS

- AKKOC, C. C.; WILLIAMS, L. E. Population modeling for a captive squirrel monkey colony. **American Journal of Primatology**, v. 65, p. 239-254, 2005.
- ÁVILA-PIRES, F. D.; GOUVÊA, E. Mamíferos do Parque Nacional do Itatiaia. **Boletim do Museu Nacional**, v. 291, p. 1–29, 1977.
- AYRES, M.; AYRES JUNIOR, M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. A. S. **BioEstat 5.0**. Belém: Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá – IDSM/MCT/CNPq, 100 p., 2007.
- BICCA-MARQUES, J. C. How do howler monkeys cope with habitat fragmentation? In: MARSH, L. K. (Org.). **Primates in fragments: ecology and conservation**. New York: Kluwer Academics/Plenum Publishers, 2003. p. 283–303.
- BOYCE, M.S, Population viability analysis. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 23, p. 481-506, 1992.
- BRASIL, Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde. **Manual de Vigilância de Epizootias em Primatas Não-Humanos**. Brasília, DF, 2005.
- BRITO, D. Análise de viabilidade de populações: uma ferramenta para a conservação da biodiversidade no Brasil e viabilidade de populações. **Oecologia Brasiliensis**, v.13, n. 3, p. 452-469, 2009.
- BROOK, B. W.; BURGMAN, M. A.; AKÇAKAYA, H. R.; O’GRADY, J. J.; FRANKHAM, R. Critiques of PVA ask the wrong questions: throwing the heuristic baby out with the numerical bath water. **Conservation Biology**, v. 16, p. 262-263, 2002.
- BROOK, B. W.; O’GRADY, J. J.; CHAPMAN, A. P.; BURGMAN, M. A.; AKÇAKAYA, H. R.; FRANKHAM, R. Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. **Nature**, v. 404, p.385-387, 2000.
- BUCKLAND, S. T.; ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P.; AAKE, J. L. **Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations**. London: Chapman and Hall, 1993. 446 p.
- BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R.; LAAKE, J. L. **Estimation of density from line transect sampling of biological populations**. Oxford: Wildlife Monographs, 1980. 202 p.
- CAUGHLEY, G. Directions in conservation biology. **Journal of Animal Ecology**, v. 63, p. 215-244, 1994.
- CHARLESWORTH, B.; NORDBORG, M.; CHARLESWORTH, D. The effects of local selection, balanced polymorphism and background selection on equilibrium patterns of genetic diversity in subdivided populations. **Genetics Research Cambridge**, v.70, p. 155–174, 1997.
- CHIARELLO, A.; MELO, F. Primate population densities and sizes in Atlantic forest remnants of northern Espírito Santo. Brazil. **International Journal of Primatology**, v. 22, p.379–376, 2001.

COLLIAS, N. E.; SOUTHWICK, C. H. A field study of the population density and social organization in howler monkeys. **Proceedings of the American Philosophical Society**, v. 96, p.144-156, 1952.

CORDEIRO DA SILVA, E. A preliminary survey of brown howler monkeys (*Alouatta fusca*) at the Cantareira Reserve (São Paulo, Brazil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 41, p. 897-909, 1981.

CROCKETT C. M.; RUDRAN, R. Red howler monkey birth data II: interannual, habitat, and sex comparisons. **American Journal of Primatology**, v. 13, p. 369-84, 1987.

DI BITETTI, M. S.; PLACCI, G.; BROWN, A. D.; RODE, D. I. Conservation and population status of the brown howling monkey (*Alouatta fusca clamitans*) in Argentina. **Neotropical Primates**, v. 2, p. 1–4, 1994.

DIAS, L. G.; STRIER, K. B. Effects of group size on ranging patterns in *Brachyteles arachnoides hypoxanthus*. **International Journal of Primatology**, v. 24, p. 209–221, 2003.

EBERT, D.; HAAG, C.; KIRKPATRICK, M.; RIEK, M.; HOTTINGER J. W.; PAJUNEN, V. I. A selective advantage to immigrant genes in a *Daphnia* metapopulation. **Science**, v. 295, p. 485–488, 2002.

FIALHO, M. S.; PRINTES, R. C.; ALMEIDA, M. A. B. Avaliação do impacto da epizootia de Febre Amarela sobre as populações de primatas não humanos nas unidades de conservação do Rio Grande do Sul, Brasil. **Biotemas**, v. 25, p. 217-225, 2012.

FIEBERG, J.; ELLNER, S. P. When is it meaningful to estimate an extinction probability? **Ecology**, v. 81, p. 2040–2047, 2000.

FORTES, V. B. **Ecologia e comportamento do bugio-ruivo (*Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940) em fragmentos florestais na Depressão Central do Rio Grande do Sul, Brasil**. 2008. 100f. Tese (Doutorado em Biociências)–Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

FUNASA, Fundação Nacional de Saúde, Ministério da Saúde. **Manual de Vigilância Epidemiológica de Febre Amarela**. Brasília, DF, 1999.

FUNDAÇÃO ZOOBOTÂNICA DO RIO GRANDE DO SUL. Secretaria Estadual do Meio Ambiente. **Lista das Espécies da Fauna Silvestre Ameaçadas de Extinção no Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, 2013.

GATTI A. **Análise de viabilidade populacional da anta *Tapirus terrestris* (Perissodactyla; Tapiridae) na Mata Atlântica**. Dissertação (Mestrado em Ecologia)-Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.

GILPIN, M. E.; SOULÉ, M. E. Minimum viable populations: The processes of species extinctions. In SOULÉ, M. (Org). **Conservation biology: The science of scarcity and diversity**. Sunderland Mass: Sinauer Associates, 1986. p. 13–34.

HANSKI, I. **Metapopulation Ecology**. Osney Meads: Oxford University Press, 1999.

HANSKI, I.A. Metapopulation dynamics: from concepts and observations to predictive models. In: HANSKI, I.A.; GILPIN, M.E. (Org.). **Metapopulation Biology: Ecology, Genetics and Evolution**. San Diego: Academic Press, 1997. p. 69–91.

HIRANO, Z. I.; CORREA, D.; DE OLIVEIRA. Contexts of Rubbing Behavior in *Alouatta guariba clamitans*: A Scent-Marking Role? **American Journal of Primatology**, v. 70, n 6, p. 575-583, 2008.

HOLZMANN I.; AGOSTINI I.; ARETA J. I.; FERREYRA H.; BELDOMENICO P.; DI BITETTI, M. S. Impacts of yellow fever outbreaks on two howler monkey species (*Alouatta guariba clamitans* and *A. caraya*) in Misiones, Argentina. **American Journal of Primatology**, v. 72, p. 475-480, 2010.

HORWICH, R. H.; BROCKETT, R. C.; JAMES, R. A.; JONES, C. B. Population structure and group productivity of the Belizean black howling monkey (*Alouatta pigra*): Implications for female socioecology. **Primate Report**, v. 61, p. 47–65, 2001.

INGVARSSON, P. K.; WHITLOCK, M. C. Heterosis increases the effective migration rate. **Proceedings of the Royal Society of London, Series B**, v. 267, p. 1321–1326, 2000.

JARDIM, M. M. A. **Ecologia populacional de bugios-ruivos (*Alouatta guariba*) nos municípios de Porto Alegre e Viamão, RS, Brasil**. Tese (Doutorado em Ecologia)-Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

JIANG, Z. G.; MA, K. P.; HAN, X. G. **Conservation Biology**. Hangzhou: Zhejiang Science and Technology Press, 1997. p. 20-33.

JONES, C. B. Howler monkeys appear to be preadapted to cope with habitat fragmentation. **Endangered Species UPDATE**, v. 12, p. 9-10, 1995.

KATZ, B. **Comportamento Lúdico do Bugio (*Alouatta guariba clamitans* CABRERA, 1940) (PRIMATES: CEBIDAE: ALOUATTINAE)**. Monografia de Bacharelado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1990.

LINDENMAYER, D. B.; CLARK, T. W.; LACY, R. C.; THOMAS, V. C. Population viability analysis as a tool in wildlife conservation policy: with reference to Australia. **Environmental Management**, v. 17, p. 745–758, 1993.

LUDWIG, D. Is it meaningful to estimate a probability of extinction? **Ecology**, v. 80, p. 298-310, 1999.

MACE, G. M.; LANDE, R. Assessing extinction threats: toward a re-evaluation of IUCN threatened species categories. **Conservation Biology**, v. 5, p. 148–157, 1991.

MADSEN, T.; SHINE, R.; OLSSON, M.; WITZELL, H. Restoration of an inbred adder population. **Nature**, v. 402, p. 34–35, 1999.

MANDUJANO, S. Y.; ESCOBEDO-MORALES, L. A. Population viability analysis of howler monkey (*Alouatta palliata mexicana*) in a highly fragmented landscape in Los Tuxtlas, Mexico. **Tropical Conservation Science**, v. 1, p. 43-62, 2008.

MCCARTHY M. A.; BURGMAN, M. A.; FERSON, S. Sensitivity analysis for models of population viability. **Biological Conservation**, v.73, p. 93–100, 1995.

MEFFE, G. K.; CARROLL, C. R. **Principles of Conservation Biology**, Sunderland: Sinauer Associates, 1997.

MENDES, S. L.; RYLANDS. A. B.; KIERULFF, M. C. M.; DE OLIVEIRA, M. M.. *Alouatta guariba ssp. clamitans*. In: **IUCN Red List of Threatened Species**. 2008. <www.iucnredlist.org>

MILLER, P. S.; LACY, R. C. **VORTEX user's manual**. A stochastic simulation of the simulation process. Apple Valley: IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, 1999.

MILTON, K. Calidad dietética y regulación demográfica de una población de monos aulladores *Alouatta palliata*. In: LEIGH, E.; STANLEY, A.; WINDSOR, Y. D. (Org.). **Ecología de un Bosque Tropical: Ciclos Estacionales y Cambios a Largo Plazo**. Panamá: Smithsonian Tropical Research Institute, 1990. p. 357–373.

MILTON, K.; HOPKINS, M. E. Growth of reintroduced spider monkey (*Ateles geoffroyi*) population on Barro Colorado Island, Panama. In GARBER, P.; ESTRADA, A.; PAVELKA, M.; LUECKE, L. (Org.). **New Perspectives in the Study of Mesoamerican Primates: Distribution, Ecology, Behavior and Conservation**. New York: Springer, 2006. p. 417-4435.

NEVILLE, M. K.; GLANDER, K. E.; BRAZA, F.; RYLANDS, A. B. The howling monkeys, Genus *Alouatta*. In: MITTERMEIER, R. A.; RYLANDS, A. B.; COIMBRA-FILHO, A.; FONSECA, G. A. B. (Org.). **Ecology and behavior of neotropical primates**. Washington: World Wildlife Fund, 1988. p. 349-453.

NRC. National Research Council. **Techniques for the Study of Primate Population Ecology**. Washington: National Academy Press, 1981.

OLIVEIRA, S. V.; BAIROS, S.; LOPES, J. T. S. Vigilância da febre amarela em Caçapava do Sul, Rio Grande do Sul. **Revista Pan-Amazônica de Saúde**, v. 1, p.181-186, 2010.

OSTRO, L. E. T.; SILVER, S. C.; KOONTZ, F. W.; HORWICH, R. H.; BROCKETT, R. Shifts in social structure of black howler (*Alouatta pigra*) groups associated with natural and experimental variation in population density. **International Journal of Primatology**, v. 22, p. 733–748, 2001.

PAGLIA, A. **Análise de Viabilidade Populacional: Quantos indivíduos? Serão eles suficientes? Estudo de caso para espécies ameaçadas da Mata Atlântica do sul da Bahia**. Belo Horizonte: Conservation International, 2003.

PALACIOS, E.; PERES, C. A. Primate Population Densities at Three Amazonian Terra Firme Forests of Southeastern Colombia, **Folia Primatologica**, v.76, p.135-145, 2005.

PAULA, R. C.; MEDICI, P.; MORATO, R. G. **Plano de Ação para a Conservação do Lobo-Guará**. Brasília: Edições IBAMA, 2007.

PERES, C. A. General guidelines for standardizing line-transect surveys of tropical forest primates. **Neotropical Primates**, v.7, p.11-16, 1999.

RALLS, K.; BALLOU, J. D.; TEMPLETON, A. Estimates of lethal equivalents and the cost of inbreeding in mammals. **Conservation Biology**, v.2, p.185-193, 1988.

RICHARDS, C. M. Inbreeding depression and genetic rescue in a plant metapopulation. **American Naturalist**, v.155, p.383-394, 2000.

RIO GRANDE DO SUL, Centro Estadual de Vigilância em Saúde, Ministério da Saúde. **Febre amarela silvestre, Rio Grande do Sul, 2008 e 2009**. Porto Alegre, RS, 2009. Disponível em <http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/Boletim_FARS_280409.pdf>. Acessado em 21 de março de 2012.

RIO GRANDE DO SUL, Centro Estadual de Vigilância em Saúde, Ministério da Saúde. **Epizootias de primatas não-humanos por febre amarela no Estado do Rio Grande do Sul: 2001 a 2008. Porto Alegre, RS, 2008**. Disponível em <http://www.saude.rs.gov.br/dados/1240507100680122997276338312299514507321228849544538Nota_Tecnica_Febre_Amarela_19_11_08.pdf>. Acessado em 23 de março de 2012.

RODRÍGUEZ-MATAMOROS, J.; VILLALOBOS-BRENES, F.; PELETA, G. A. G. Viabilidad poblacional de *Alouatta palliata* (Primates: Atelidae) y *Cebus capucinus* (Primates: Cebidae) en el Refugio de Vida Silvestre Privado Nogal, Sarapiquí, Heredia, Costa Rica. **International Journal of Tropical Biology and Conservation**, v. 60, p. 809-832, 2012.

RUDRAN, R.; FERNANDEZ-DUQUE, E. Demographic changes over thirty years in a red howler population in Venezuela. **International Journal of Primatology**, v. 24, p.925-947, 2003.

RUMIZ, D. I. *Alouatta caraya*: population density and demography in Northern Argentina. **American Journal of Primatology**, v.21, p. 279-294, 1990.

SHAFFER, M. L. Minimum viable populations: copying with uncertainty. In: SOULÉ, M.E. (Org.). **Viable Populations for Conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 1987. 189 p.

SHAFFER, M. L.; SAMSON, F. B. Population size and extinction: a note on determining critical population sizes. **American Naturalist**, v. 125, p.144-152, 1985.

SHENG, G. Z.; LI, J. Q.; ZHANG, M. R. Suggestions for restoration and reconstruction of degraded ecosystem in Giant Panda habitat. **Journal of Inner Mongolia Agricultural University**, v. 23, p. 36-40, 2002.

SILVA-LÓPEZ, G.; PORTILLA-OCHOA, E. Primates, lots and forest fragments: ecological planning and conservation in the Sierra de Santa Marta, México. **Neotropical Primates**, v.10, p. 9-11, 2002.

SOULÉ, M. E. **Viable Populations for Conservation**. Cambridge: Cambridge University Press. 1987.

STRIER, K. B. Viability analyses of an isolated population of Muriqui Monkeys (*Brachyteles arachnoides*): Implications for primate conservation and demography. **Primate Conservation**, v.14, p.43–52, 1993.

STRIER, K.; MENDES, S.; SANTOS, R. Timing of Births in Sympatric Brown Howler Monkeys (*Alouatta fusca calmitans*) and Northern Muriquis (*Brachyteles arachnoides hypoxanthus*). **American Journal of Primatology**, v. 55, p. 87-100, 2001.

TEIXEIRA, M. B. et. al. Vegetação: as regiões fitoecológicas, sua natureza e seus recursos econômicos. Estudo fitogeográfico. In: VELOSO, H. P.; GOÉS-FILHO, L. (Org.). **Projeto RADAM BRASIL: Levantamento de Recursos Naturais**. Rio de Janeiro: IBGE, 1986. p.541-632.

WESTEMEIER, R. L.; BRAWN, J. D.; SIMPSON, S. A.; ESKER, T. L.; JANSEN, R. W.; WALK, J. W.; KERSHNER, E. L.; BOUZAT, J. L.; PAIGE, K. N. Tracking the long-term decline and recovery of an isolated population. **Science**, v. 282, p.1695–1698, 1998.

YANG, Z.; HU, J.; LIU, N. The influence of dispersal on the metapopulation viability of Giant Panda (*Aliuropoda melanoleuca*) in the Minshan Mountains. **Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae**, v. 53, p. 169–184, 2007.

CONCLUSÕES

Os dados demográficos coletados neste estudo sugerem que houve um grande declínio nas populações de bugios do CISM após o último levantamento populacional, realizado em 2004. Nossa conclusão é apoiada principalmente pela constatação de baixas densidades, reduzidas taxas de ocupação dos fragmentos e grupos de tamanho e composição não usuais, indicando que sofreram redução significativa após as epizootias de febre amarela em 2008-2009. Aliado a isso os bugios foram alvo de perseguição e caça pelas populações humanas, decorrentes do desconhecimento sobre o ciclo da febre amarela, o que também contribuiu para o declínio das populações na área de estudo. A ausência de um esclarecimento adequado da maior parte da população humana permite supor que essa pressão negativa pode permanecer por muitos anos e é altamente recomendada a continuação das campanhas para educar a comunidade sobre a importância da permanência destes primatas nas matas locais.

Os resultados da aplicação preliminar da metodologia de AVP para o bugio ruivo demonstram que populações isoladas em uma paisagem fragmentada têm maiores chances de serem extintas por efeitos estocásticos, principalmente quando possuem tamanhos reduzidos e permitiu identificarmos o tamanho dos fragmentos como um dos principais fatores que determinam o crescimento populacional na área de estudo.

Para assegurar a sobrevivência regional de *A. g. clamitans* em longo prazo, os fragmentos do CISM devem ser protegidos e ter sua área aumentada, quando possível, para suportar populações viáveis. Além disso, a metapopulação do CISM tem o fragmento SAR como principal refúgio, logo, deve ser priorizado um manejo que permita o fluxo de indivíduos entre este fragmento e os remanescentes próximos, possibilitando o aumento da população local ou fluxo entre populações, bem como de ações informativas sobre a importância desta espécie para o ambiente e para a população local.

A análise da viabilidade populacional (PVA) mostrou que pode contribuir efetivamente para decisões mais eficientes nos esforços de conservação, e embora esse estudo tenha sido de curto prazo, forneceu resultados importantes para se examinar no futuro e acompanhar as mudanças e fatores que interferem na biologia populacional dos bugios ao longo dos anos.