

MARCELLO SILVA NERY

**INFLUÊNCIA DA TRANSLOCAÇÃO DE UMA FÊMEA SOBRE A DEMOGRAFIA
DE UMA POPULAÇÃO ISOLADA DE MURIQUI-DO-NORTE (*Brachyteles
hypoxanthus* - Kuhl, 1820, PRIMATES, ATELIDAE) E SUAS IMPLICAÇÕES PARA
A CONSERVAÇÃO DA ESPÉCIE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2018

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

N456i
2018 Nery, Marcello Silva, 1975-
Influência da translocação de uma fêmea sobre a
demografia de uma população isolada de muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus* - Kuhl, 1820, PRIMATES,
ATELIDAE) e suas implicações para a conservação da espécie /
Marcello Silva Nery. – Viçosa, MG, 2018.
ix, 31 f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador: Gisele Mendes Lessa Del Guidice.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
Referências bibliográficas: f. 24-31.

1. Muriqui-do-Norte. 2. Translocação de animais.
3. Muriqui-do-Norte - Populações. 4. Muriqui-do-Norte -
Conservação. 5. *Brachyteles hypoxanthus*. I. Universidade
Federal de Viçosa. Departamento de Biologia Animal. Programa
de Pós-Graduação em Biologia Animal. II. Título.

CDD 22. ed. 599.858

MARCELLO SILVA NERY

**INFLUÊNCIA DA TRANSLOCAÇÃO DE UMA FÊMEA SOBRE A DEMOGRAFIA
DE UMA POPULAÇÃO ISOLADA DE MURIQUI-DO-NORTE (*Brachyteles
hypoxanthus* - Kuhl, 1820, PRIMATES, ATELIDAE) E SUAS IMPLICAÇÕES PARA
A CONSERVAÇÃO DA ESPÉCIE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal
de Viçosa, como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em Biologia
Animal, para obtenção do título de *Magister
Scientiae*.

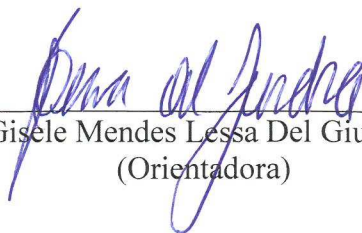
APROVADA: 15 de junho de 2018.



Sergio Lucena Mendes



Karen Barbara Strier
(Coorientadora)



Gisele Mendes Lessa Del Giudice
(Orientadora)

Em disciplinas de crises, como a biologia da conservação, deve-se agir antes de conhecer todos os fatos, e um biólogo da conservação deve estar preparado para tomar decisões, ou fazer recomendações, antes mesmo que ele esteja completamente confortável com as bases teóricas e empíricas das análises (Soulé 1985).

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus e a todos que acreditaram e me apoiaram...

Mas em especial:

Ao apoio incondicional e carinhoso da minha família linda – Luciana, Igor e Eros.

À Fernanda Pedreira Tabacow - amiga de todas as horas e ocasiões, que esteve presente incansavelmente, vencendo comigo todas as batalhas durante o mestrado, desde o primeiro momento e além.

À Fabiano Rodrigues de Melo – eterno professor orientador e amigo e um dos principais responsáveis pelo prazer de estar nessa profissão e para a realização deste trabalho.

À Karen Bárbara Strier – orientadora amiga e generosa, cujo direcionamento e orientação foram essenciais para a realização do trabalho e sem os quais não teria alcançado os resultados almejados.

À Sérgio Lucena Mendes – amigo direto, solícito e preciso em todas as suas intervenções, cujo apoio em todas as idas e vindas do trabalho foi fundamental.

Aos amigos da Rede de Ensino Doctum, sobretudo aos professores Cláudio Cezar Azevedo de Almeida Leitão, que além do incentivo, permitiu que eu realizasse o trabalho em meio a tantos afazeres institucionais; Pedro Claudio Coutinho Leitão, por meio do qual obtive o apoio financeiro necessário para o custeio das idas e vindas à Viçosa, e ao professor Américo Galvão Neto, sábio amigo, sempre preciso e suave em suas intervenções psico-motivadoras.

À Gisele Mendes Lessa Del Gíudice – que me acolheu com simpatia e solicitude no Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Viçosa.

A presente dissertação foi elaborada dentro do Programa de Pós Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Viçosa com auxílio de bolsa concedida pela Rede de Ensino Doctum.

A pesquisa relatada nesta dissertação foi realizada com os dados coletados no Projeto Muriquis do Sossego (coordenado por Fernanda Pedreira Tabacow) com financiamento concedido pela Fundação O Boticário de Proteção a Natureza, Primate Conservation Fund/CI e Dr. Karen B. Strier pela Graduate School of the University of Wisconsin-Madison. Dr. Fabiano R. Melo, Israel Anderson Gonçalves Ferreira e Fundação Biodiversitas para a Conservação da Diversidade Biológica forneceram apoio adicional.

SUMÁRIO

RESUMO	vi
ABSTRACT	viii
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. METODOLOGIA.....	4
2.1. Área de estudo	4
2.2. Grupo de Estudo	5
2.3. Histórico da Fêmea Translocada	6
2.4. Coleta de dados.....	7
2.5. Análises dos Dados.....	7
2.6. Influência da Translocação	9
3. RESULTADOS	10
3.1. Tamanho e Estrutura da População por Sexo e Idade	12
3.2. Indivíduos em idade reprodutiva	12
3.3. Nascimentos e Taxas de Natalidade	13
3.4. Intervalos entre nascimentos	14
3.5. Mortes ou Desaparecimentos e Migrações	15
3.6. Taxas de Crescimento Anual.....	15
3.7. Influência da Translocação de uma Fêmea sobre a Estrutura e Dinâmica da População	16
4. DISCUSSÃO	17
4.1. Status Demográfico da População do Sossego.....	17
4.2. Influência da Translocação sobre o Tamanho, Composição e Dinâmica da População do Sossego.	20
5. CONCLUSÃO.....	22
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	24

RESUMO

NERY, Marcello Silva, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, junho de 2018. **Influência da translocação de uma fêmea sobre a demografia de uma população isolada de Muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus* - Kuhl, 1820, Primates, Atelidae) e suas implicações para a conservação da espécie.** Orientadora: Gisele Mendes Lessa Del Giudice. Coorientadores: Fabiano Rodrigues de Melo e Karen Barbara Strier.

Atualmente, mais da metade das espécies de primatas conhecidas no mundo correm o risco de extinção. No Brasil, a maior parte dos primatas endêmicos possuem suas populações extremamente reduzidas e distribuição geográfica restrita, com poucas chances de serem mantidas em longo prazo. Este é o caso dos miquis-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*), classificado como criticamente em perigo de extinção, cujas populações foram reduzidas para pouco menos de 1000 indivíduos, ocorrendo atualmente em apenas 15 localidades no sudeste do Brasil. Cerca da metade dessas populações se encontra em situação crítica, estando isoladas e abaixo do tamanho usualmente estimado para populações mínimas viáveis. Consequentemente, estão mais vulneráveis à extinção local devido aos riscos de processos estocásticos demográficos e ambientais, além dos efeitos esperados da deriva genética e da endogamia. Nesse sentido, o estudo demográfico é essencial para o planejamento de medidas de manejo que visem reverter os efeitos do declínio populacional. Nesse trabalho, foi realizado um estudo sobre os parâmetros demográficos e o estado de conservação de uma das populações de miquis-do-norte, formada por um único grupo, localizada na Mata do Sossego, um fragmento florestal de 800 hectares em Minas Gerais. Em 2006, como parte da estratégia de manejo populacional, uma fêmea foi translocada para a população e até o final de 2017, se reproduziu quatro vezes. Foram considerados os impactos da sua introdução sobre as taxas de natalidade e de crescimento populacionais, além dos riscos da dispersão e os limites da reprodução de filhotes fêmeas numa população isolada. Comparando o número de indivíduos no início do estudo, em dezembro de 2012 e no final, em dezembro de 2017, houve um balanço negativo entre o número de nascimentos e o de desaparecimentos, o que correspondeu a um declínio na população de 33 para 26 indivíduos. Problemas como a estocasticidade demográfica e ambiental, migração de fêmeas, a falta de um segundo grupo social e o isolamento da área estão afetando tanto o crescimento quanto a viabilidade dessa população. Apesar da censura imposta pelo isolamento da área, a translocação da fêmea pode ser considerada bem sucedida. Sua permanência na população influenciou positivamente tanto o tamanho quanto a estrutura populacional. Seu sucesso reprodutivo evitou uma redução ainda maior do número de indivíduos. Além disso, minimizou a amplitude de variação na razão sexual dos indivíduos em

idade reprodutiva. Adicionalmente, caso seus filhotes se reproduzam no grupo, poderá contribuir com o aumento da diversidade genética da população. Este estudo demonstra que a translocação de fêmeas solitárias pode ser uma ferramenta importante para a conservação dos muriquis-do-norte. Entretanto, somente esse tipo de manejo, provavelmente não é suficiente para reverter outros problemas relacionados ao pequeno tamanho e ao declínio de populações como a estocasticidade ambiental e genética, além da perda de fêmeas por migração devido à falta de um segundo social.

ABSTRACT

NERY, Marcello Silva, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, June, 2018. **Demographic and Conservation Implications of Female Translocation in an Isolated Population of the Northern Muriqui (*Brachyteles hypoxanthus* Kuhl, 1820, Primates, Atelidae).** Adviser: Gisele Mendes Lessa Del Giudice. Co-advisers: Fabiano Rodrigues de Melo and Karen Barbara Strier.

Today, more than half of the world's known primate species are in danger of extinction. In Brazil, the majority of primates consist of extremely small populations with restricted geographical distributions and low chances of long term survival. Such is the case of the critically endangered Northern Muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*), whose numbers have been reduced to less than 1000 individuals, spread across 15 locations in southeastern Brazil. About half of these populations are isolated and below the size threshold for what is considered a viable minimum population. Consequently, these small populations are highly vulnerable to local extinction due to the risks of demographic and environmental stochastic processes, as well as the expected effects of genetic drift and inbreeding. Therefore, it is essential that demographic parameters are clearly understood for the development of management plans to reverse the effects of population decline. In this work, we evaluated the demographic parameters and the conservation status of a small population of Northern Muriquis consisting of a single group located in at the Mata do Sossego, an isolated forest of 800 hectares in Minas Gerais. In 2006, as part of the population's management plan, a female was translocated to the population, where she reproduced four times as of 2017. We considered the impacts of her presence on the birth rate and population growth, in addition to the risks of dispersal and breeding limits. Comparing the number of individuals at the beginning and at the end of the study, there was a negative balance between the number of births and the number of disappearances, which corresponds to a declining population, from 33 to 26, between December 2012 and December 2017. Problems such as demographic and environmental stochasticity, female emigration, lack of a second social group and isolation of the area are affecting both the growth and the viability of this population. Despite the challenges imposed by the isolation of the area, the translocation of the female can be considered successful. Her permanence in the population and her reproductive success positively influenced both the size and the population structure. Her offspring also reduced the variation in the sex ratio of individuals of reproductive age, and if they reproduce in the group, their offspring could increase the genetic diversity of the population. This study demonstrates that the translocation of solitary females can be an important tool for the conservation of the Northern Muriqui. However, this type of management

alone is probably not enough to reverse other problems related to both small size and declining populations, such as environmental and genetic stochasticity, and the loss of females due to migration and the lack of a second group.

1. INTRODUÇÃO

Os primatas estão entre os mamíferos mais ameaçados na natureza (IUCN, 2018). Atualmente, estima-se que das 504 espécies conhecidas no mundo, mais da metade (60%), correm o risco de extinção (Estrada *et al.*, 2017). O desmatamento e a fragmentação florestal que levam à perda do habitat estão entre as principais ameaças, fazendo com que as populações permaneçam isoladas em pequenas manchas de habitats, o que contribui com a diminuição do fluxo gênico e, conseqüentemente, com o declínio populacional (Strier, 2007; Kierulff *et al.*, 2007; Umapathy *et al.*, 2011; Eduardo & Brito, 2012; Estrada *et al.*, 2017). No Brasil, a maior parte dos primatas ameaçados de extinção ocorre na Mata Atlântica (MMA, 2014), que é um dos biomas mais afetados pela fragmentação no mundo (Myers *et al.*, 2000; Mittermeier *et al.*, 2005; Ribeiro *et al.*, 2009). Dessa maneira, a maioria dos primatas endêmicos possuem suas populações extremamente reduzidas e distribuição geográfica restrita, com poucas chances de serem mantidas em longo prazo (Chiarello & Melo 2001, Chiarello, 2003) como é o caso dos micos-leões-dourado (*Leontopithecus rosalia*: Kierulff, 1993; Kierulff *et al.*, 2003; Rylands *et al.*, 2002), bugio-marrom (*Alouatta guariba guariba*: Neves *et al.*, 2015) e o muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*: Strier, 1993/94; Mendes *et al.*, 2005; Strier *et al.*, 2017). O pequeno tamanho e o isolamento dessas populações as torna cada vez mais suscetíveis a eventos aleatórios, tais como a estocasticidade demográfica, ambiental e genética, e variações nos parâmetros demográficos, dentre outros fatores que reduzem ainda mais a probabilidade de sobrevivência e de reprodução das espécies (Brito, 2009).

Os muriquis-do-norte são primatas diurnos e arborícolas, que vivem em grupos sociais que podem ultrapassar 100 indivíduos (Strier *et al.*, 2006), com os machos sendo filopátricos e as fêmeas se dispersando quando atingem a maturidade sexual (Printes & Strier 1999; Strier & Ziegler, 2000). O crescimento demográfico é lento, sendo que as fêmeas têm seus filhotes em intervalos de cerca de três anos entre os nascimentos (Strier *et al.*, 2001; Strier *et al.*, 2006). A idade estimada para a primeira reprodução está próxima dos sete anos no caso dos machos (Possamai *et al.*, 2005) e nove anos para as fêmeas (Strier & Ziegler, 2000; Strier, 2005). Endêmico da Mata Atlântica, é um dos primatas mais ameaçados do planeta (Mittermeier *et al.*, 2006), classificado como criticamente em perigo de extinção (MMA, 2014; IUCN, 2018). Suas populações foram reduzidas para pouco menos de 1000 indivíduos, ocorrendo atualmente em apenas 15 localidades no sudeste do Brasil (Strier *et al.*, 2017).

Cerca da metade dessas populações se encontram em situação crítica, estando isoladas e abaixo do tamanho usualmente estimado para populações mínimas viáveis (Reed *et al.*, 2003, Brito & Grelle, 2006), que no caso de *Brachyteles* spp. é menor que 50 indivíduos (Strier *et al.*, 2017). Diante do cenário crítico de ameaças e um número relativamente grande de espécies de primatas em vias de extinção, surgem várias iniciativas de manejo que visam melhorar o *status* populacional das espécies como reintroduções e translocações (Cullen *et al.*, 2012; Beck, 2016; Beck, 2017). A aplicação de medidas como a translocação de indivíduos, ou grupos tem se mostrado uma importante ferramenta de manejo para a conservação de primatas ameaçados (*e.g.* *Leonthopitecus rosalia*: Kierulff *et al.*, 2007; *Leonthopitecus chrysopygus*: Resende, 2014). De acordo com a IUCN (2014), a translocação para fins de conservação, denominada de translocação conservacionista, é o movimento deliberado e soltura de indivíduos selvagens em uma área onde a espécie ocorre naturalmente, cujo objetivo principal é contribuir para a sua conservação. Esta técnica geralmente é usada para repovoar áreas com espécies ameaçadas ou cinegéticas, localmente extintas ou com baixas densidades, para o resgate e reforço de populações ameaçadas e pesquisas científicas (Kierulff *et al.*, 2007). A importância das translocações tem sido ressaltada como uma medida de manejo eficiente para evitar a extinção local de pequenas populações de primatas. Por exemplo, nos programas de manejo do mico-leão-preto (*Leonthopithecus chrysopygus*), cujas populações vivem em condições de isolamento, a translocação trouxe resultados positivos à conservação dessa espécie, uma vez que, foi capaz de promover o fluxo gênico entre as populações (Rezende, 2013).

Considerando que as populações pequenas têm mais probabilidade de se extinguir em curto prazo do que populações numerosas, dados a respeito do tamanho populacional das espécies ameaçadas são de extrema importância para um diagnóstico mais preciso sobre o seu real estado de conservação (Pimm *et al.* 1988, Caughley & Gunn 1996; Strier, 2000). Em suma, o estudo demográfico é essencial para o planejamento de medidas de manejo que visam reverter os efeitos do declínio populacional (Strier & Ives, 2012), pois permitem avaliar as tendências populacionais ao longo do tempo, tais como, mudanças no tamanho e na estrutura da população. Dependendo do nível do monitoramento demográfico, o conjunto de dados permite até prever mudanças derivadas de histórias de vida individuais (Strier *et al.*, 2017), que ajudam a compreender melhor as taxas demográficas e os efeitos das mudanças nesses parâmetros (Strier & Ives, 2012).

De acordo com Strier (2000), os riscos de processos demográficos e ambientais estocásticos, juntamente com os efeitos esperados da deriva genética e da endogamia, faz com que pequenas populações de muriquis-do-norte sejam mais vulneráveis à extinção local do que as populações maiores. Foi realizado um estudo sobre os parâmetros demográficos e o estado de conservação de uma das populações de muriquis-do-norte, que habita um fragmento isolado de floresta, e avaliada a influência da translocação de uma fêmea introduzida em 2006, sobre a estrutura e dinâmica populacional atual. Mais de uma década após a translocação desta fêmea, por meio do monitoramento demográfico sistemático realizado desde 2011, foi observado que a fêmea se reproduziu quatro vezes e que todos os seus filhotes ainda estão vivos. Segundo Chalmers (1979), o tamanho e a composição dos grupos de primatas são influenciados por quatro fatores: o nascimento de infantes, morte dos membros de um grupo e, imigração e emigração dos indivíduos que deixam seu grupo natal. Com base no sucesso reprodutivo da fêmea translocada, esperávamos que: (1) a sua reprodução no grupo tenha influenciado tanto no tamanho quanto na composição da população. Como as taxas de crescimento das populações de muriquis são influenciadas pelo número de fêmeas reprodutoras e pelas taxas de reprodutivas das fêmeas (Strier, 2014), nós prevemos que: (2) a introdução de uma fêmea reprodutora tenha influenciado positivamente nas taxas de natalidade e de crescimento da população estudada. Além disto, foram considerados os riscos na dispersão e os limites da reprodução de filhotes fêmeas numa população isolada.

2. METODOLOGIA

2.1. Área de estudo

O presente estudo foi realizado em um fragmento de Mata Atlântica localizado em um complexo montanhoso, denominado de Mata do Sossego, no município de Simonésia, ao leste de Minas Gerais, Brasil. A área de estudo tem como referência as coordenadas 20° 06' 15" S e 41° 59' 30" O e possui aproximadamente 800 hectares de Floresta Estacional Semidecidual Montana (Veloso *et al.*, 1991). A área apresenta um histórico de perturbação antrópica, porém, engloba a Reserva Particular do Patrimônio Natural Mata do Sossego (RPPN MS), com 223,74 hectares e a Reserva Particular do Patrimônio Natural Sossego do Muriqui (RPPN SM), com 339,48 hectares. Portanto, ainda apresenta porções de floresta bem preservadas, com vegetações em estágios avançados de sucessão (Silva Jr. *et al.*, 2009). A hidrografia é formada por uma série de nascentes que possibilitam a formação de diversos córregos, e a matriz do entorno é caracterizada por plantações de eucalípito (*Eucalyptus* sp.) e café (*Coffea arabica*), que são os principais cultivos da região (Santos, 2013). Com uma topografia acidentada e altitudes variando de 1.200 a 1.647 metros (Biodiversitas 2014), o clima local predominante é do tipo Cwa e Cwb, conforme critérios definidos na classificação de Köppen. Os verões são chuvosos e os invernos secos com essas duas estações bem demarcadas pela distribuição de precipitação. No período compreendido entre setembro de 2011 a agosto de 2012 a média das temperaturas máximas registradas foi de 27,14°C, em fevereiro de 2011, e a média das mínimas foi de 11,35°C em julho de 2012. A pluviosidade total foi de 1.087,85 mm para este mesmo período (Figura 01).

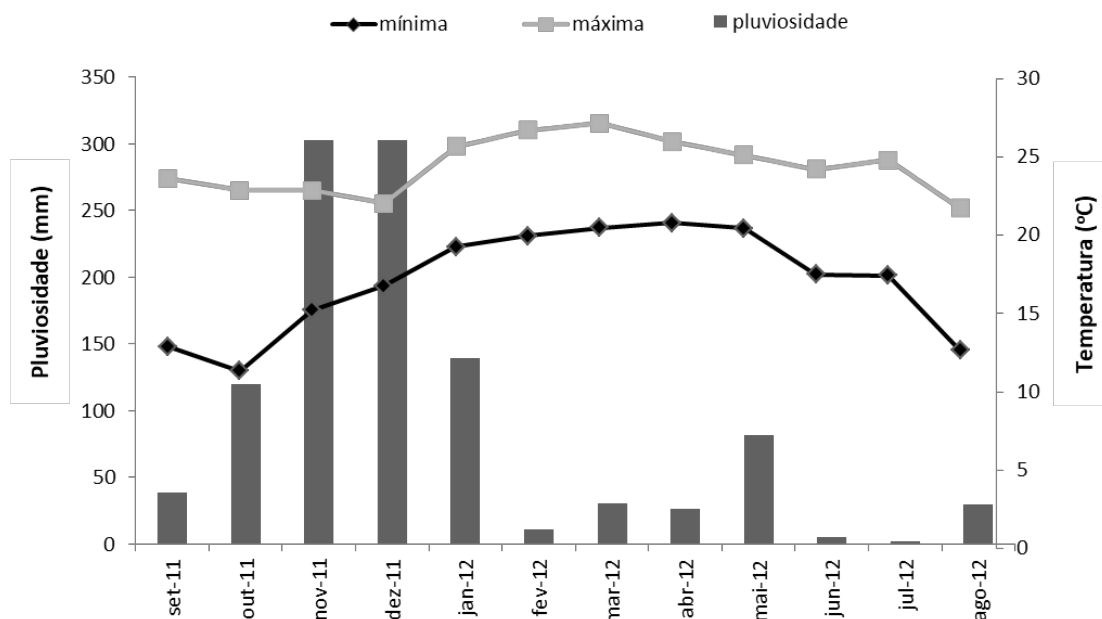


Figura 01. Padrão de distribuição da pluviosidade e as médias mensais das temperaturas máxima e mínima ao longo do período de setembro de 2011 a agosto de 2012 no complexo montanhoso da Mata do Sossego, Simonésia, MG. (Dados gentilmente cedidos pela Dra. Patrícia Santos).

2.2. Grupo de Estudo

O grupo de *B. hypoxanthus* avaliado neste estudo, denominado de “grupo do Sossego” é o único da espécie registrado na área (Mittermeier *et al.*, 1987; Petroni e Steinmetz 2000; Dias *et al.*, 2005; Mendes, 2006; Tabacow *et al.*, 2013). Esse grupo se encontra totalmente isolado e particularmente ameaçado, sendo recomendada a introdução de novos indivíduos para incremento populacional (Mendes *et al.*, 2005). Inicialmente, quando foi registrado pela primeira vez em 1984, seu tamanho foi estimado em cerca de 20-21 indivíduos (Mittermeier *et al.*, 1987; Petroni e Steinmetz, 2000). Quase duas décadas depois, Dias *et al.*, (2005) contabilizaram cerca de 40-41 indivíduos, enquanto que Mendes (2006) chegou a registrar 43 indivíduos, incluindo uma fêmea que foi translocada para o grupo do Sossego como parte da estratégia de manejo para conservação desta população realizada em 2006 (Barros *et al.*, 2011).

Atualmente, este grupo vem sendo monitorado com uma frequência quase mensal desde maio de 2011 (ver Tabela 01), o que permite uma avaliação das tendências demográficas (Strier *et al.*, 2017). Aliado a isso, todos os membros do grupo são identificados individualmente por meio de marcas naturais distinguíveis, característica da espécie (Strier, 1987,1999; Strier *et al.*, 2006), e todos os seus integrantes são habituados à presença dos pesquisadores. Dessa forma, cada muriqui presente pôde ser contado e registrado durante as observações. Esse acompanhamento individualizado permitiu a contagem absoluta dos indivíduos presentes. Entretanto, como a frequência de monitoramento não foi diária, deve ser considerada a possibilidade de filhotes terem nascido e morrido, sem que fosse possível efetuar o registro. Devido a 12 nascimentos registrados, 21 desaparecimentos presumidos como mortes, uma emigração, e a translocação da fêmea, durante o período amostral, o tamanho do grupo variou de 33 indivíduos em dezembro de 2012, para 26 indivíduos em dezembro de 2017.

2.3. Histórico da Fêmea Translocada

Por ser uma população isolada, constituída por um único grupo social e, conseqüentemente, sem expectativa de fluxo migratório de fêmeas, em dezembro de 2006 foi feita a transferência de uma fêmea com idade estimada entre 8-9 anos baseado no seu desenvolvimento físico (Strier *et al.*, 2017), com objetivo de promover um reforço populacional (Jerusalinsky *et al.*, 2011). A fêmea se encontrava solitária em um pequeno fragmento isolado, localizado nas proximidades do Parque Estadual Serra do Brigadeiro, no município de Santa Margarida/MG e recebeu o nome de Eduarda, cuja sigla de identificação no monitoramento demográfico é EDA-T. Após ter sido resgatada e transferida para a Mata do Sossego, a fêmea rapidamente se associou ao grupo presente, no qual se encontra totalmente adaptada (Mendes *et al.*, 2007; Tabacow *et al.*, 2013). Em fevereiro de 2008, foi registrado seu primeiro filhote, um macho que está atualmente com cerca de dez anos de idade. Posteriormente, a fêmea teve mais três filhotes fêmeas, cujos nascimentos foram nos anos de 2010, 2013 e 2015, totalizando quatro gestações completas. De acordo com o nível de monitoramento a partir de 2011, sabe-se que a fêmea translocada teve pelo menos quatro filhotes que sobrevivem até o presente momento.

2.4. Coleta de dados

Os dados de demografia foram coletados seguindo os protocolos de pesquisa de campo de longo prazo, desenvolvido pela Dra. Karen B. Strier (Strier, 2018), sobre ecologia comportamental, demografia e história de vida de uma população de muriqui-do-norte na RPPN Feliciano Miguel Abdala, Caratinga/MG (Strier & Mendes, 2012). A identificação individual foi feita com auxílio de binóculos, fotografias e filmagens, que registraram os padrões singulares de despigmentação na face e genitália, que permitem o reconhecimento individual dos muriquis-do-norte (Strier, 1999). Cada indivíduo avistado inicialmente foi discriminado com uma sigla de identificação única. Foram usados os critérios descritos por (Strier *et al.*, 1999; 2017) para estimar as idades e categorizar os indivíduos em adulto, subadulto, jovem, infante, machos e fêmeas. A partir de 2011 até o final de 2012, foi feita a contagem absoluta do número de indivíduos no grupo de estudo com um intervalo de contagem de um a dois meses, bem como o acompanhamento mensal para registro da presença dos indivíduos no grupo. Este acompanhamento foi feito por meio da técnica de amostragem “ad libitum” (Altmman, 1974), da seguinte maneira: todas as vezes que um indivíduo foi avistado, foi anotada sua sigla de identificação e a data do seu avistamento, em uma na ficha de campo de dados demográficos, previamente elaborada. Os eventos relevantes para o estudo demográfico, tais como, eventos de nascimento e desaparecimento e/ou morte também foram anotados. Como na maioria das vezes fica difícil determinar a morte dos muriquis, para efeitos deste estudo, foram considerados como ausente do grupo (morto ou desaparecido), aqueles membros que ficaram pelo menos 12 meses sem avistamentos.

2.5. Análises dos Dados

O presente estudo analisou dados demográficos do período de janeiro de 2012 a dezembro 2017, tendo como referência para os cálculos demográficos o mês de dezembro de cada ano. Os dados foram compilados a partir do monitoramento sistematizado realizado pelo Projeto Muriquis do Sossego, desde maio de 2011 (Tabela 01). O conjunto dos dados de todos

os indivíduos da população foi padronizado de acordo com a tabela do *Primate Life History Database* (PLHD), que inclui as propriedades biográficas dos indivíduos (Strier *et al.* 2010). Esta tabela foi a base dos cálculos, permitindo determinar as datas de nascimento dos indivíduos, a estrutura da população por sexo e idade, a proporção de machos e fêmeas em idade reprodutiva, a razão sexual, as taxas de natalidade e crescimento anuais, os intervalos entre nascimentos e a mortalidade da população no período.

Para os nascimentos registrados durante o período de estudo, a partir da data da última visualização da fêmea sem filhote e sua primeira observação com filhote, além do nível de desenvolvimento do mesmo, foi estimada a data de nascimento. Somado às datas de nascimento, foi estimada a gama de possíveis datas em que o nascimento poderia ter ocorrido (Datas de Nascimento Mínima e Máxima - PLHD) (Strier *et al.* 2010). Nesses casos, como o intervalo de dias durante os quais o indivíduo poderia ter nascido era pequeno, foi aplicada a seguinte regra para determinar as datas de nascimento mínima e máxima: se o número de dias entre a data da última visualização sem filhote e a primeira com filhote era < 30 dias (± 7 dias em relação à data de nascimento estimada); e de 30 a 90 dias (± 15 dias em relação à data de nascimento estimada). Para os indivíduos que já estavam presentes no início do estudo, a estimativa de idade se baseou em características distintivas de idade para a espécie como tamanho corporal, estado de desenvolvimento da genitália e, quando filhote, seu nível de dependência em relação à mãe (Strier *et al.*, 2017). Nesses casos, para determinar as datas de nascimento mínima e máxima, foi utilizada a relação: idade estimada $>$ três meses e > 1 ano ($- + 30$ dias em relação à data de nascimento estimada); > 1 ano e > 2 anos ($- + 60$ dias em relação à data de nascimento estimada); > 2 anos ($- + 90$ dias em relação à data de nascimento estimada). Para os adultos, como não é possível determinar a idade do indivíduo com base em características distintivas, eles foram classificados apenas quanto à categoria sexo-etária (machos e fêmeas adultos), não tendo sido estimadas suas datas de nascimento.

A partir das estimativas de idade, os indivíduos foram classificados nas seguintes categorias etárias de acordo com Strier *et al.*, (2017): Infante (0 até 3 anos); Juvenil (3 até 6 anos); Subadulto (6 até 8 anos); Adulto (a partir de 8 anos).

Apesar de machos atingirem a maturidade sexual em média com 6,8 anos (Possamai *et al.*, 2005) e fêmeas por volta dos seis anos (Strier & Zigler, 2000), Strier & Mendes (2012) relatam que fêmeas que se reproduziram em seu grupo natal, tinham por volta de 7,7 anos de idade em sua primeira reprodução. Portanto, consideramos machos em idade reprodutiva aqueles indivíduos a partir dos 6,8 anos e fêmeas a partir de 7,7 anos.

Para identificar o número de indivíduos em idade reprodutiva, foi construída uma tabela de projeção longitudinal das idades e evolução dos indivíduos nos grupos etários. A proporção de machos e fêmeas em idade reprodutiva, para ambos os sexos, em cada ano do período de estudo (2012 a 2017) foi calculada dividindo o número de machos e fêmeas em idade reprodutiva, pelo total da população de cada sexo.

A razão sexual foi calculada para os indivíduos em idade reprodutiva. Para cada ano do período de estudo, dividiu-se o número de machos em idade reprodutiva pelo número de fêmeas em idade reprodutiva respectivamente.

Os intervalos entre nascimento foram calculados para as fêmeas do grupo que tinham pelo menos dois filhotes sucessivos, com base na diferença entre as datas de nascimento estimadas.

Foram calculadas as Taxas Brutas de Natalidade – TBN para cada ano do período amostral, sendo a razão entre o número de nascimentos no ano pelo tamanho da população no meio do respectivo ano.

As taxas de crescimento anuais para cada ano foram calculadas como a razão entre a mudança no número de indivíduos ($\Delta N = P^t - P^{t0}$, onde P^t é a população no instante t e P^{t0} é a população no instante 0), pelo tamanho da população inicial ($P0$).

2.6. Influência da Translocação

A influência da fêmea translocada foi avaliada sobre a estrutura e dinâmica demográfica da população, compilando os dados da população em duas situações distintas: A) população real, que corresponde aos dados brutos obtidos nas amostras; e B) população sem a fêmea translocada, que corresponde aos dados das amostras, desconsiderando a presença da fêmea translocada e seus quatro filhotes. Na sequência, foram analisados os parâmetros demográficos e comparadas as diferenças encontradas na razão sexual, nos intervalos entre nascimentos, taxas de natalidade e nas taxas de crescimento anuais. Foi utilizada a estatística não paramétrica, por se tratar de uma amostra muito pequena ($n=6$), com baixo desempenho nos testes de aderência à normalidade (Torman *et al.*, 2012). Para verificar se as diferenças foram significativas, foi realizado o teste estatístico de Wilcoxon (Siegel e Castellan Jr, 2006), considerando o nível de significância do teste de 95% ($p<0,05$).

3. RESULTADOS

Ao longo dos sete anos do monitoramento, foram obtidos um total de 234 (média $15,17 \pm 6,35$) registros de observação dos indivíduos do grupo do Sossego, distribuídos ao longo de 588 (média $49,00 \pm 16,48$) dias de acompanhamento. A média mensal de registros do grupo de estudo variou de $2,60 \pm 2,07$ em 2011 a $4,60 \pm 2,88$ em 2014 (Tabela 01).

Tabela 01. Número de dias de coleta de dados e número de registros de avistamentos total e/ou parcial de indivíduos de muriquis-do-norte (*B. hypoxanthus*) do “grupo do Sossego”, (total, média $\pm$ desvio padrão dos meses e dos anos amostrados).

Anos														Total		
Meses	2011		2012		2013		2014		2015		2016		2017			
	(n) dias	(n) registros	(n) dias	(n) registros	(n) dias	(n) registros	(n) dias	(n) registros	(n) dias	(n) registros	(n) dias	(n) registros	(n) dias	(n) registros	N dias	N registros
Janeiro			5	1			11	7			10	4	9	0	35	12
Fevereiro			14	3			8	5	6	0	4	3	7	0	39	11
Março			16	6	10	5	10	0	5	2	5	2	8	5	54	15
Abril					7	3	14	5					14	7	35	8
Maio	3	1	6	2	12	7					5	0	10	4	36	10
Junho			5	0	7	3	8	4	10	4	6	2	10	3	46	13
Julho			10	7	12	4	15	7	12	6	5	2	14	7	68	26
Agosto	8	5	11	7	5	0	5	3	17	8	2	1	17	7	65	24
Setembro	10	4	11	0	10	6	15	7	10	5	4	0	12	6	72	22
Outubro	7	0	12	4	7	0	18	8	8	0	6	2	10	6	68	14
Novembro	7	3	10	5	8	5					12	7	12	4	49	20
Dezembro					10	7	3	0					8	3	21	7
Total	35	13	100	35	88	40	107	46	68	25	59	23	131	52	588	234
Média	7,00	2,60	10,00	3,50	8,80	4,00	10,70	4,60	9,71	3,57	5,90	2,30	10,92	4,33	49,00	15,17
± Dp	2,55	2,07	3,71	2,72	2,35	2,54	4,81	2,88	4,03	3,05	2,96	2,06	2,97	2,50	16,48	6,35
N Total de meses	5		10		10		10		7		10		12		64	

3.1. Tamanho e Estrutura da População por Sexo e Idade

Durante o período de estudo, o tamanho da população aumentou de 33 indivíduos em 2012 para 38 indivíduos em 2016, com um crescimento de 13,15%. A partir de 2016 até o final de 2017, a população sofreu uma redução de 31,57% no seu tamanho, passando para um total de 26 indivíduos. A distribuição dos indivíduos nas classes de sexo e idade da população do Sossego foi organizada na Tabela 02, de acordo com Strier (1991).

Tabela 02 - Estrutura da população de muriquis-do-norte (*B. hypoxanthus*) do “grupo do Sossego”, Simonésia, MG no período de 2012 a 2017.

*Sexo/Idade	Anos					
	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Fêmeas a partir de 8 anos	9	10	10	10	10	6
Machos a partir de 8 anos	7	6	7	10	11	7
Fêmeas 6 até 8 anos	1	0	1	2	2	3
Machos 6 até 8 anos	2	4	4	2	2	1
Fêmeas 3 até 6 anos	4	3	4	3	5	3
Machos 3 até 6 anos	5	2	2	1	2	1
Fêmeas 0 até 3 anos	4	6	5	6	4	2
Machos 0 até 3 anos	1	2	1	4	2	3
Total	33	33	34	38	38	26
Proporção						
Fêmeas:Machos	1.2	1.4	1.4	1.2	1.2	1.2
Proporção						
Adultos:Imaturos	0.9	0.9	1.0	1.1	1.2	1.0

*O número de indivíduos em cada classe de sexo e idade tem como referência o mês de dezembro de cada ano. Foram considerados indivíduos imaturos, machos e fêmeas < 8 anos.

3.2. Indivíduos em idade reprodutiva

A proporção de indivíduos machos e fêmeas em idade reprodutiva variou ao longo do período. Das 18 fêmeas presentes na população em 2012, 50% estavam em idade reprodutiva.

Ao longo do período essa proporção veio diminuindo até chegar a 42% de um total de 14 fêmeas em 2017. Ao contrário das fêmeas, a proporção de machos aumentou, passando de 53% dos 15 machos em 2012, para 58% de um total de 12 machos em 2017.

No início do período amostral, a razão sexual dos indivíduos em idade reprodutiva era desviada para o sexo feminino (0,88). Ao longo do prazo, a razão sexual apresentou uma tendência gradativa de inversão devido a um maior número de machos chegando à idade adulta, terminando o período com uma razão desviada para o sexo masculino (1,16) (Figura 02).

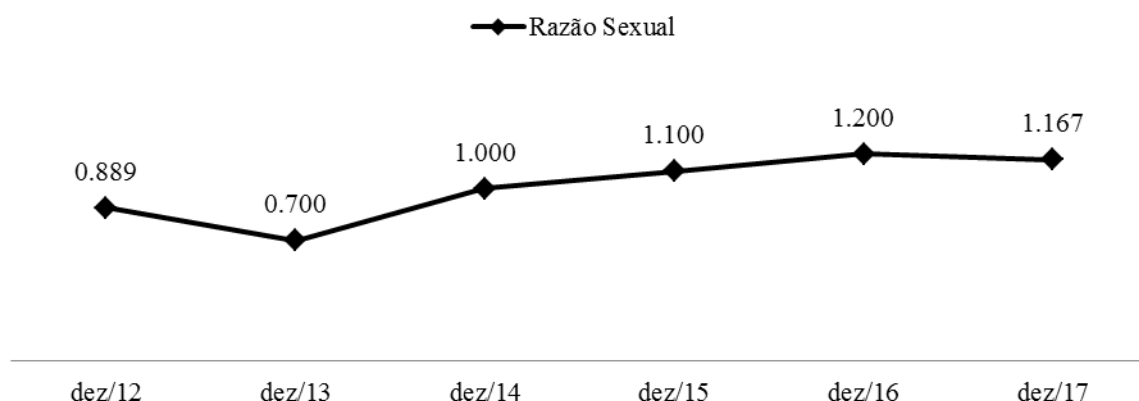


Figura 02 – Variações na razão sexual da população de muriquis-do-norte (*B. hypoxanthus*) do “grupo do Sossego”, Simonésia, MG entre os anos 2012 e 2017 com uma tendência de desvio para o sexo masculino.

3.3. Nascimentos e Taxas de Natalidade

Ao todo, foram registrados 12 nascimentos, sendo 33,34 % machos e 66,66% fêmeas. Com exceção do ano de 2016, em todos os outros foi feito pelo menos um registro de nascimento (Tabela 03).

Tabela 03. Número de registro de nascimentos da população de muriquis-do-norte (*B. hypoxanthus*) do “grupo do Sossego” de 2012 a 2017.

Sexo	Anos						Total
	2012	2013	2014	2015	2016	2017	
Machos	0	0	1	3	0	1	4
Fêmeas	1	2	1	3	0	0	8
Total	1	2	2	6	0	1	12

A taxa de natalidade anual da população do Sossego, calculada como a razão entre o número de nascimentos no ano e o total da população, variou de 3,2% em 2012, para 3,8% em 2017. A maior amplitude da taxa de natalidade foi registrada no ano de 2015, quando atingiu o valor de 15,8%. (Figura 03).

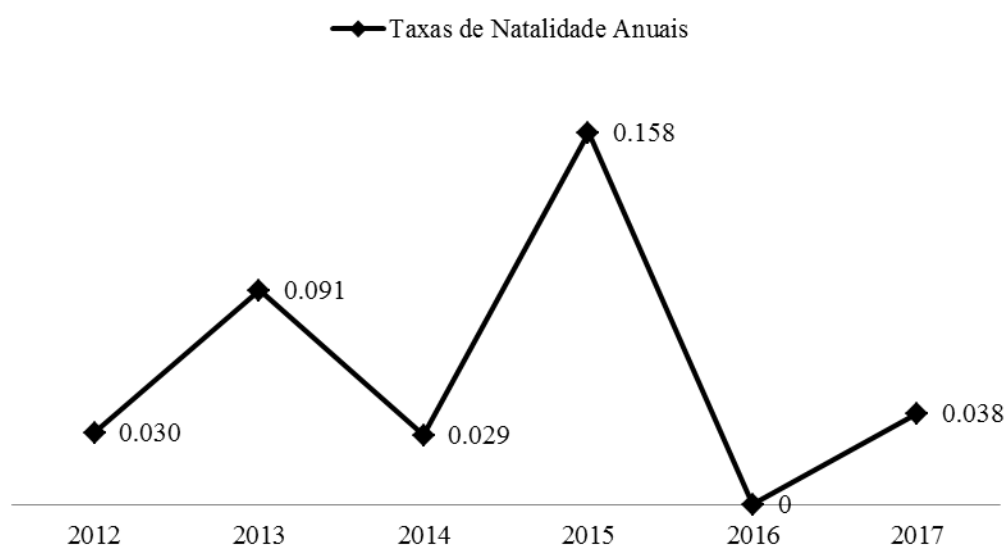


Figura 03 – Variação das taxas de natalidade da população de muriquis-do-norte (*B. hypoxanthus*) do “grupo do Sossego” no período de 2012 a 2017.

3.4. Intervalos entre nascimentos

Foram calculados intervalos entre nascimento de sete das dez fêmeas em idade reprodutiva para as quais havia pelo menos dois registros sucessivos entre um nascimento e o

próximo, considerando as estimativas da data de nascimento de 18 filhotes. A média dos intervalos entre nascimentos foi de $3,07 \pm 0,66$ anos ($n=11$). O maior intervalo registrado foi de 3,9 anos e o menor foi de 2,0 anos.

O número de nascimentos em relação ao número de fêmeas reprodutivas por ano (Taxa de Fecundidade Geral), esta apresentado na Tabela 04.

Tabela 04 – Taxa de Fecundidade Geral - número de nascimentos (N) em cada ano de estudo em relação ao número de fêmeas em idade reprodutiva (P).

Ano	N	P	TFG
2012	01	09	0,11
2013	02	10	0,30
2014	02	10	0,10
2015	06	10	0,60
2016	00	10	0,00
2017	01	06	0,25

3.5. Mortes ou Desaparecimentos e Migrações

Foi registrado um total de 21 desaparecimentos, em que se presume que os indivíduos tenham morrido, e uma emigração confirmada. Do total de registros de desaparecimentos, oito foram de machos (38,1%), sendo um infante e sete adultos. Os outros treze registros foram de fêmeas (61,9%), sendo três infantes, três juvenis, uma subadulta e seis adultas. Entre 2012 e 2016 desapareceram apenas seis indivíduos da população.

3.6. Taxas de Crescimento Anual

Os dados analisados no período entre 2012 e 2013, quando a população tinha 33 indivíduos, mostram uma taxa de crescimento nula (0,0). A partir de 2013 até 2014, o tamanho da população aumentou para 34 indivíduos e a taxa de crescimento foi positiva

(0,030). A maior taxa de crescimento experimentada pela população durante o período de estudo foi de 0,117, entre os anos de 2014 e 2015, onde a população aumentou em quatro indivíduos (n=38). Entre 2015 e 2016, a taxa de crescimento foi nula. Entre 2016 e 2017 a população sofreu o número crítico de 10 baixas, tendo assumido o menor tamanho do período amostral (n=26), uma redução de 31,5% na população (-0,315) (Figura 04).

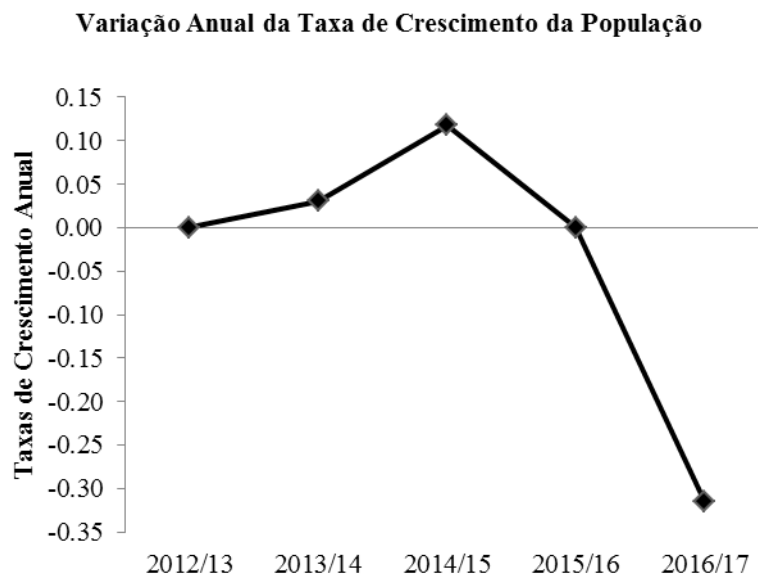


Figura 04. Variação das taxas de crescimento anual da população de muriquis-do-norte (*B. hypoxanthus*) do “grupo do Sossego”, entre os anos de 2012 e 2017.

3.7. Influência da Translocação de uma Fêmea sobre a Estrutura e Dinâmica da População

Considerando a população no final do período (n=26), sem a fêmea e seus quatro filhotes seu tamanho seria 19,23% menor (n=21). Para o teste de Wilcoxon, houve diferença significativa apenas na razão sexual ($z = 2,20$, $n = 6$, $p = 0,013$), enquanto que na taxa bruta de natalidade ($z = 0,40$, $n = 5$, $p = 0,342$) e na taxa de crescimento ($z = 1,48$, $n = 5$, $p = 0,069$) as diferenças não foram significativas.

A diferença na média dos intervalos entre nascimentos da população sem a fêmea translocada ($3,25 \pm 0,56$ anos) fica dentro do intervalo de confiança da média população real ($3,07 \pm 0,66$ anos). Só foi possível comparar a média dos intervalos entre nascimentos da fêmea translocada ($2,58 \pm 0,79$ anos), com a de outras duas fêmeas ($3,13 \pm 1,11$ e $3,22 \pm 0,53$

anos) em função do número de nascimentos (>3). A média dos intervalos entre nascimentos da fêmea translocada foi, portanto, 17,6% e 19,9% menor, respectivamente.

4. DISCUSSÃO

4.1. Status Demográfico da População do Sossego

Desde que foi registrada em 1984, a população do Sossego nunca atingiu um tamanho maior que 50 indivíduos (Mittermeier *et al.*, 1987; Petroni e Steinmetz, 2000; Dias *et al.*, 2003; Mendes *et al.*, 2005; Mendes, 2006; Tabacow & Melo, 2013; Strier *et al.*, 2017). O tamanho da população tem se mostrado o principal determinante da persistência em populações de uma variedade de espécies animais (Reed *et al.*, 2003). Segundo Brito (2009), à medida que as populações se tornam pequenas, ameaças adicionais à sua persistência surgem de maneira que podem exacerbar a dificuldade em reverter ou parar um declínio. Os problemas de pequenas populações geralmente resultam de processos estocásticos (Brito, 2009). Afetando os números de nascimentos e mortes, a estocasticidade demográfica pode deprimir o crescimento populacional, devido às variações na estrutura etária e outras influências em reprodução (Lacy, 2000), podendo desestabilizá-las e levando-as à extinção (Brito, 2009). As flutuações nas taxas de crescimento observadas ao longo do estudo e o pequeno número de muriquis do Sossego sugerem que esta população pode estar exposta, já há algum tempo, aos riscos associados a pequenos tamanhos e, portanto, pode ter poucas chances de se recuperar (Belovsky, 1987; Nunney & Campbell, 1993). Além disso, a ausência de um segundo grupo social impedindo o fluxo migratório, provavelmente é o principal fator que tem afetado o crescimento desta população. Em um período de oito anos, semelhante ao período de estudo desse trabalho, a população de muriquis-do-norte da RPPN FMA cresceu de 22 para 43 indivíduos, devido não apenas a uma alta taxa de natalidade, mas também ao fluxo migratório, onde emigrações foram compensadas por imigrações devido à presença de um segundo grupo social (Strier, 1991).

Uma maior proporção de indivíduos adultos, sexualmente ativos em relação aos imaturos (média de $1,1 \pm 0,1$) e de fêmeas em relação a machos (média de $1,3 \pm 0,1$), indica o potencial reprodutivo desta população. A densidade atual de muriquis-do-norte na área de

estudo é baixa (0,04 muriquis/ha), quando comparada com a população de muriquis-do-norte da RPPN FMA (e.g., Strier *et al.*, 2006; Strier & Ives, 2012). Segundo Brito (2009), em baixas densidades populacionais, mesmo que parceiros potenciais estejam disponíveis, tamanhos populacionais pequenos permitem pouca oportunidade de escolha de parceiros. As consequências desse problema podem ser ampliadas se os parceiros potenciais forem parentes próximos. O entendimento das variáveis que estão relacionadas com diferentes densidades de *B. hypoxanthus* em manchas de Mata Atlântica é fundamental para o manejo conservacionista desta espécie (Silva Jr. *et al.*, 2009). Num estudo realizado em três áreas de ocorrência (Parque Estadual do Rio Doce, Parque Estadual da Serra do Brigadeiro e Mata do Sossego), Silva Jr. *et al.*, (2009) sugerem que a pressão de caça é o fator mais poderoso da história de perturbação nessas áreas e é potencialmente mais forte na floresta do Sossego devido à maior razão perímetro/área. No entanto, além da caça, a perturbação da vegetação é um dos principais fatores para a conservação da espécie nessa área. Em alguns trechos da floresta do Sossego, o sub-bosque é dominado por espécies de bambu. O bambu parece ser oportunista e especializado em micro sites específicos, fator importante para populações de plantas no sub-bosque da Mata Atlântica (Souza & Martins, 2004), segurando a sucessão (Silva Jr. *et al.*, 2009). Esses fatores reforçam as premissas de que populações pequenas como a do Sossego estão sujeitas à estocasticidade ambiental, demográfica e genética (Goodman, 1987; Brito, 2009).

Nove das dez fêmeas em idade reprodutiva tiveram registros de nascimentos ou foram vistas carregando filhote durante o estudo. O número de nascimentos em cada ano em relação ao número de fêmeas reprodutivas variou de 10% a 60%, o que é consistente com o intervalo médio entre nascimentos de três anos das fêmeas dessa população. A razão de sexo dos nascimentos foi tendenciosa (fêmeas n=8 e machos n=4). Em 2016, ano em que não houve registros de nascimentos, oito das dez fêmeas em idade reprodutiva estavam carregando filhote. Com relação às outras duas fêmeas sem filhotes, uma deu a luz em 2017 e a outra é uma fêmea para a qual não houve registros de nascimentos durante todo o período de estudo. A sobrevivência dos filhotes até o primeiro ano de vida foi alta (91,6%), percentual semelhante ao encontrado por Strier *et al.*, (2001), de 94% para uma população de muriquis da RPPN FMA. Dos doze nascimentos registrados, apenas um macho morreu antes de completar o primeiro ano. Entretanto, duas fêmeas morreram antes de completar dois anos e uma morreu com pouco mais de dois anos de idade. Assim, considerando a categoria infante, o percentual de sobrevivência foi de 66,6%. É importante ressaltar que nenhum dos filhotes

que morreram pertenciam à fêmea translocada. Dois dos infantes que morreram pertenciam à mesma fêmea e os outros dois a duas fêmeas diferentes.

Apesar da variação individual nos intervalos entre nascimentos, o que pode representar a perda de um registro no caso dos intervalos mais longos, a média dos intervalos entre nascimentos na população do Sossego é consistente com os intervalos entre nascimentos encontrados por Strier *et al.*, (2001). Isto pode estar relacionado com uma boa condição de fertilidade das fêmeas reprodutivas na população.

De uma forma geral, desapareceram mais fêmeas (61,9%) que machos na população. Além disso, fêmeas tiveram uma maior mortalidade específica em todas as classes de idade ao longo de quase todos os anos analisados. A única exceção foi o ano de 2016, onde infantes machos tiveram uma mortalidade igual à de fêmeas dessa mesma categoria (33%) e machos adultos tiveram uma mortalidade (45%) maior que a das fêmeas adultas (40%). A maior parte dos desaparecimentos (55,5%) concentrada no período de novembro de 2016 até março de 2017, provavelmente é resultado do efeito de variações ambientais extremas, que podem dizimar uma população, tais como catástrofes e epizootias (Brito & Fernandez 2000, Lacy 2000). Neste período houve uma proporção muito maior (80%) de indivíduos adultos (n= 8) desaparecidos, em relação às demais categorias de idade (infantes n=1; juvenis n=1). Enquanto que no período anterior (agosto de 2012 a novembro de 2016), os registros de desaparecimentos (n=8) incluíam indivíduos de todas as classes etárias (infantes n=2; juvenis n= 1; subadultos n=2 adultos n=3). No período entre abril e dezembro de 2017 foi registrado o desaparecimento de mais uma fêmea infante e duas adultas, totalizando 21 registros. O período que concentrou o maior número de desaparecimentos coincidiu com o período em que a região leste do estado de Minas Gerais passou por uma das maiores mortandades de primatas da história da Mata Atlântica, causada pelo vírus da febre amarela (Mendes, 2017). Durante este evento, a população do Sossego sofreu declínio de 26,3% do total do número de indivíduos, ao passo que outras populações de muriquis-do-norte com tamanho maior, apresentaram um índice menor que 11% (Strier *et al.*, in prep.). Estes resultados corroboram as premissas de que a ocorrência de epizootias letais pode ser determinante para a extinção de populações de primatas que se encontram reduzidas e isoladas (Fialho *et al.*, 2012).

Além dos 21 desaparecimentos, em que os indivíduos foram considerados mortos, em agosto de 2017 foi registrado o primeiro evento de emigração confirmada para a população do Sossego. A fêmea ECO-S, de aproximadamente sete anos de idade foi localizada em fragmento de mata cerca de 11 km de distância da nossa área de estudo. Devido à

fragmentação do habitat em que se encontram as populações de muriquis-do-norte, tem sido cada vez mais comum a ocorrência de fêmeas migrantes vivendo solitárias em fragmentos de floresta no entorno das áreas de ocorrência da espécie (Tabacow *et al.*, 2009; Tabacow *et al.*, 2011). Além disso, outra fêmea fora registrada em localidades próximas à Mata do Sossego, no ano de 2009 (ver Tabacow *et al.*, 2011). Curiosamente, três fêmeas que desaparecem da população durante o estudo, estavam em idade potencial de migração (Strier *et al.*, 2015).

A migração de fêmeas da população do Sossego é especialmente preocupante dado o contexto de isolamento e da falta de um segundo grupo social nesta população. Fontes *et al.*, (1996) relatam sobre fêmeas que, após emigrarem do grupo natal, ficaram isoladas por falta de um segundo grupo de muriquis. A emigração não compensada pela falta de fêmeas imigrantes deprime o crescimento populacional (Fahrig & Merriam, 1985). Além disso, índices relacionados à mortalidade de fêmeas migrantes são altos. Estima-se que 28,4% das fêmeas de muriquis-do-norte morrem durante poucos meses após a dispersão (Strier, 2014). Esses dados reforçam nossas suspeitas de que um dos fatores que tem influenciado o tamanho desta população é a perda de fêmeas por emigração.

O leve crescimento experimentado pela população nos cinco primeiros anos do estudo, não compensou seu rápido declínio no final do período, em 2017. Considerando o número de indivíduos no início e no final do estudo, houve um saldo negativo entre o número de nascimentos e o de desaparecimentos, incluindo uma emigração, o que correspondeu a uma população em declínio. Gabriel *et al.*, (1991) afirmam que diversos riscos bem conhecidos para a extinção de populações aumentam drasticamente com a variação decrescente dos parâmetros demográficos que podem reduzir a população a um nível em que a probabilidade de extinção é alta. No caso da população do Sossego, e o que provavelmente é o caso de outras populações pequenas e isoladas da espécie, problemas como a estocasticidade demográfica e ambiental, migração de fêmeas, a falta de um segundo grupo social e o isolamento da área, parecem estar agindo em conjunto e estão afetando tanto o crescimento quanto à viabilidade dessa população.

4.2. Influência da Translocação sobre o Tamanho, Composição e Dinâmica da População do Sossego.

Conforme esperado, a presença da fêmea EDA-T contribuiu positivamente com mudanças no tamanho da população, mesmo que não tenha sido observado um aumento significativo no número de indivíduos. Considerando que o tamanho de uma população é resultado de um processo dinâmico entre nascimentos, mortes e migrações, o tamanho da população do Sossego no final do período, seria 19,23% menor, sem a fêmea EDA-T e seus filhotes. A diferença significativa na razão sexual dos indivíduos em idade reprodutiva está de acordo com nossas previsões sobre a influência da introdução da fêmea na composição da população. Apesar de a razão sexual continuar apresentando uma tendência de desvio para o sexo masculino, sem a fêmea EDA-T, essa tendência seria ainda maior, o que provavelmente se deve a proporção de seus filhotes fêmeas ter sido maior que de machos (3:1).

Ao contrário do que esperávamos, não houve diferenças significativas nas taxas de natalidade e de crescimento anuais da população. Entretanto, o fato dos intervalos entre nascimentos da fêmea EDA-T terem sido os menores da população, indicam seu potencial de contribuição para o aumento da fertilidade populacional. Strier e Ives (2012) relataram que intervalos de nascimento mais curtos resultaram em um aumento inesperado da fertilidade na população de muriquis-do-norte na RPPN FMA.

Apesar do acréscimo no número de indivíduos, a condição de isolamento da população do Sossego e a falta de um segundo grupo social, limitaram os benefícios da translocação desta fêmea. Em uma análise de viabilidade populacional - AVP, Lanna (2015) encontrou uma estreita relação entre o isolamento das áreas com populações formadas por apenas um grupo social de muriquis-do-norte e a redução da viabilidade populacional. O estudo sugere que essas pequenas populações estão sujeitas à extinção em apenas 30 anos, principalmente, pela perda de fêmeas migrantes. Segundo o autor, estratégias de manejo testadas na AVP para um grupo com 25 indivíduos da Reserva Biológica Augusto Ruschi, em Santa Teresa/ES, mostraram que, mesmo num cenário com a introdução de 10 fêmeas ao longo de 50 anos, não seria suficiente para promover o aumento da viabilidade do grupo no final de 100 anos. Lanna (2015) ainda destaca que, a menos que houvesse um segundo grupo presente, essa viabilidade definitivamente não ocorreria.

Segundo Griffith *et al.*, (1989), o sucesso da translocação deve resultar em uma população autossuficiente em longo prazo, enquanto para Saltz & Rubenstein (1995), o sucesso reflete a reprodução e sobrevivência da população. Numa perspectiva demográfica para o muriqui-do-norte, existem duas situações possíveis no contexto de uma população isolada com um único grupo social, com implicações diferentes. Ou as fêmeas vão se

reproduzir no grupo, ou vão migrar como registrado no nosso estudo. As fêmeas que se reproduzem no grupo natal contribuem num primeiro momento com o aumento do número de indivíduos, o que seria particularmente vantajoso para o aumento da população do Sossego. De acordo com Strier (2014), a maior sobrevivência das fêmeas que permanecem no grupo natal com relação às fêmeas dispersas resultaria numa proporção maior de fêmeas sobrevivendo e se reproduzindo. Além disso, as fêmeas natais podem começar a se reproduzir mais cedo, o que possibilita uma vida reprodutiva potencialmente mais longa (Strier, 2008). Todavia, existem riscos associados à endogamia em função do cruzamento com pais ou outros machos aparentados (Strier, 2014), o que de fato pode estar acontecendo na população do Sossego. Por outro lado, as fêmeas que emigrarem vão afetar negativamente tanto o tamanho da população, quanto o número de fêmeas reprodutivas. Por exemplo, sob o ponto de vista do aumento da diversidade genética, caso todas as três filhotes fêmeas da EDA-T emigrem, apenas o filhote macho poderá contribuir, caso se reproduza (o que provavelmente já esteja ocorrendo).

5. CONCLUSÃO

Na história recente, algumas populações de muriquis-do-norte (*B. hypoxanthus*) consideradas inviáveis, ou se extinguíram num curto espaço de tempo, ou estão sob-risco de extinção nas próximas décadas (Melo *et al.*, 2005; Barros *et al.*, 2011; Jerusalinsky *et al.*, 2011; Mendes *et al.*, 2003; Lanna, 2015). As ações de manejo para os muriquis-do-norte têm evoluído nos últimos anos, principalmente depois da elaboração do Plano de Ação Nacional Para a Conservação dos Muriquis - PAN MURIQUIS (Jerusalinsky *et al.*, 2011). Apesar dos avanços no conhecimento sobre o manejo da espécie, as translocações têm sido realizadas oportunisticamente em função da disponibilidade de fêmeas isoladas.

No caso da população do Sossego, apesar das limitações impostas pelo isolamento da área, a translocação da fêmea EDA-T pode ser considerada bem sucedida. A permanência da fêmea na população influenciou positivamente tanto o tamanho quanto a estrutura populacional. Seu sucesso reprodutivo evitou uma redução ainda maior do número de indivíduos e minimizou a amplitude de variação na razão sexual dos indivíduos em idade reprodutiva. Além disso, seus curtos intervalos entre nascimentos podem estar contribuindo

com o aumento da fertilidade da população. Adicionalmente, poderá contribuir com o aumento da diversidade genética, na hipótese de seus filhotes se reproduzirem no grupo.

Nosso estudo demonstra que a translocação de fêmeas solitárias de muriquis-do-norte é uma ferramenta importante para a conservação da espécie, contribuindo para minimizar os efeitos da estocasticidade demográfica em populações pequenas e isoladas. Entretanto, somente esse tipo de manejo, provavelmente não é suficiente para reverter outros problemas relacionados tanto ao pequeno tamanho quanto ao declínio de populações como a estocasticidade ambiental e genética, além da perda de fêmeas por migração.

Dada à influência demográfica limitada da translocação de fêmeas solitárias para populações isoladas e sem fluxo migratório, ainda que tenhamos que continuar investindo no potencial reprodutivo das fêmeas que se encontrarem em situação de isolamento em fragmentos florestais. Idealmente, a partir do contexto específico de cada população, as estratégias de manejo para a espécie devem contemplar o intercâmbio de indivíduos entre as populações doadoras e receptoras, com vistas ao manejo integrado. Para tanto, será necessário, além de continuarmos avançando no conhecimento para a translocação de fêmeas solitárias, avançarmos também no conhecimento para o manejo de indivíduos entre as populações e para a translocação e formação de grupos sociais.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALTMANN, J. 1974. Observational study of behavior: sampling methods. *Behaviour* 49: 227-267.
- BARROS, J.B.G.; VILELA, D.A.R.; MELO, F.R. 2011. Parâmetros fisiológicos, hematológicos e morfométricos de exemplar de Muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) submetido à captura e contenção química para fins de translocação em Minas Gerais, in: Melo, F. R. de, Mourthé, I. (Eds.), A Primatologia No Brasil – 11. 1ed. SBPr, Belo Horizonte, pp 175-186.
- BELOVSKY, G.E. 1987. Extinction models and mammalian persistence. Pp. 35-57. In: M.E. Soulé (ed.). Viable Populations for Conservation. Cambridge University Press, Cambridge. 204p.
- BECK, B. B. 2016. The role of translocation in primate conservation. in: An Introduction to Primate Conservation. Serge A. Wich and Andrew J. Marshall. (eds). ISBN-13: 9780198703389. Published to Oxford Scholarship Online: August 2016. DOI: 10.1093/acprof:oso/9780198703389.001.0001
- BECK, B. B. 2017. A History of Primate Reintroduction. Disponível em: <http://www.bayvillemultimedia.com/assets/a-history-of-primate-reintroduction2.pdf>. Acesso em 13 de março de 2018.
- BRITO, D. 2009. Análise de Viabilidade de Populações: Uma Ferramenta para a Conservação da Biodiversidade no Brasil. *Oecologia Brasiliensis* 13(3): 452-469, Setembro 2009. DOI: 10.4257/oeco.2009.1303.04
- BRITO, D.; FERNANDEZ, F.A.S. 2000. Dealing with extinction is forever: understanding the risks faced by small populations. *Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science*, 52: 161-170.
- BRITO, D.; GRELLE, C.E.V. 2006. Estimating Minimum Area of Suitable Habitat and Viable Population Size for the Northern Muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*). *Biodivers. Conserv.* 15, 4197 – 4210. doi: 10.1007/s10531-005-3575-1
- BROOK, B.W.; CANNON, J.R.; LACY, R.C.; MIRIRANDE, C.; FRANKHAM, R. 1999. Comparison of the population viability analysis packages Gapps, Inmat, Ramas and Vortex for the whooping crane (*Grus americana*). *Animal Conservation*, 2: 23-31.
- BROWN, J.H.; KODRICK-BROWN, A. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology*, 58: 445-449.
- CAUGHLEY, G.; GUNN, A. 1996. Population viability analysis. In: Caughley, G. & Gunn, A. (eds.), *Conservation biology in theory and practice*, pp. 193-219. Blackwell Science Ltd.

- CHALMERS, I. 1979. Randomized controlled trials of fetal monitoring 1973-1977. In: Thalhammer O, Baumgarten K, Pollak A, eds. Perinatal Medicine. Stuttgart: Georg Thieme:260-265.
- CHAPRON, G.; WIELGUS, R.; QUENETTE P.-Y.; CAMARRA J.-J. 2009. Diagnosing Mechanisms of Decline and Planning for Recovery of an Endangered Brown Bear (*Ursus arctos*) Population. PLoS One 4(10): e7568. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0007568>
- CHIARELLO, A.G. 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. Conservation Biology 14(6):1649-1657.
- CHIARELLO, A.G. 2003. Primates of brazilian Atlantic forest: the influence of forest fragmentation on survival, p. 99-118. In: L.K. MARSH (Ed.). Primates in fragments: ecology and conservation. New York, Kluwer Academic & Plenum Publishers, 428p.
- CHIARELLO, A. G.; MELO, F. R. 2001. Primate population densities and sizes in Atlantic Forest on mammal communities in south-eastern Brazil. International Journal of Primatology, 22 (3): 376-379.
- COUTINHO, B.R. 2007. Análise de viabilidade populacional do muriqui, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae), em fragmentos de Mata Atlântica de Santa Maria de Jetibá – Espírito Santo. Dissertação de Mestrado. Vitória: UFES. 120 pp.
- CULLEN, L. JR.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. 2012. Métodos de estudos em Biologia da Conservação & Manejo de Vida Silvestre. 2ª edição. Curitiba: Editora UFPR. 651 p.
- DIAS, L.G.; STRIER, K.B. 2003. Effects of group size on ranging patterns in *Brachyteles arachnoides hypoxanthus*. International Journal of Primatology 24 (2): 209-221.
- DIAS, L. G.; MENDES, S. L.; BARBOSA, E. F.; MOREIRA, L. S.; MELO, F. R.; STRIER, K. B. 2005. Monitoramento da evolução da habituação do muriqui *Brachyteles hypoxanthus* à presença do pesquisador. In: Programa e Livro de Resumos. XI Congresso Brasileiro de Primatologia, p.96. Sociedade Brasileira de Primatologia, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- EDUARDO, A.; BRITO, D. 2012. The impacts of population subdivision on the viability of *Brachyteles hypoxanthus*. Folia Primatol. 83, 76-84. doi: 10.1159/000342214
- ESTRADA, A.; GARBER, P. A.; RYLANDS, A. B.; ROOS, C.; FERNANDEZ-DUQUE, E.; DI FIORE, A.; NEKARIS, K. A.; NIJMAN, V.; HEYMANN, E. W.; LAMBERT, J. E.; ROVERO, F.; BARELLI, C.; SETCHELL, J. M.; GILLESPIE, T. R.; MITTERMEIER, R. A.; ARREGOITIA, L. V.; GUINEA, M.; GOUVEIA, S.; DOBROVOLSKI, R.; SHANEE, S.; SHANEE, N.; BOYLE, S. A.; FUENTES, A.; MACKINNON, K. C.; AMATO, K. R.; MEYER, A. L. S.; WICH, S.; SUSSMAN, R. W.; PAN, R.; KONE, I.; LI, B. 2017. Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter. . Sci. Adv. 2017;3: e1600946. Disponível em: <http://advances.sciencemag.org/>. Acessado em 25 de março de 2018.

FIALHO, M. S.; PRINTES, R. C.; ALMEIDA, M. A. B.; OLIVEIRA L. P.; SANTOS, E.; JERUSALINSKY, L. 2012. 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, n. 3, p. 217-225.

FONTES, M.A.L.; OLIVEIRA FILHO, A.T.; GALETTI, M. 1996. The Muriqui in the Parque Estadual de Ibitipoca, Minas Gerais. *Neotrop. Primates*.

FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS. 2014. Plano de Manejo da Reserva Particular do Patrimônio Natural Mata do Sossego. http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-planos-de-manejo/rppn_mata_sossego_pm.pdf. Acesso em 11 novembro de 2017.

GABRIEL, W.; BÜRGER, R.; LYNCH, M. 1991. Population Extinction by Mutational Load and Demographic Stochasticity. *Species Conservation: A Population-Biological Approach* A. Seitz & V. Loeschcke (eds.) © 1991. Birkhauser Verlag, Basel.

GOODMAN, D. 1987. The demography of chance extinction. Pp. 11-34. In: M.E. Soulé (ed.). *Viable Populations for Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge. 189p.

GRIFFITH, B. J.M.; SCOTT, J.; CARPENTER, W.; REED, C. 1989. Translocation as a Species Conservation Tool: Status and Strategy. *Science* 245(4917): 477-480.

HEDRICK, P.W.; KALINOWSKI, S.T. 2000. Inbreeding Depression In Conservation Biology. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 31, 139-162.

IUCN, 2014. Diretrizes Para Reintrodução e outras Translocações para fins de Conservação. Versão 1.0. Tradução para o Português – Junho 2014. Disponível em: portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2013-009-Pt.pdf. Acesso em 05 de março de 2018.

IUCN, 2018. IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org/initiatives/mammals/analysis/red-list-status>. Acesso em 03 de abril de 2018.

JERUSALINSKY, L.; TALEBI, M.; MELO, F.R. 2011. Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Muriquis. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio, Brasília.

KIERULFF, M.C.M. 1993. Uma Avaliação das Populações Silvestres de Mico-Leão-Dourado, *Leontopithecus Rosalia*, e uma Proposta de Estratégia para a Conservação da espécie. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG.

KIERULFF, M. C. M.; OLIVEIRA, P. P.; BECK, B. B.; MARTINS, A. 2003. Reintroduction and translocation as conservation tools for golden lion tamarins. In: Kleiman D. G. & A. B. Rylands (eds.). *The lion tamarins of Brazil*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.

KIERULFF, M. C. M.; OLIVEIRA, P. P.; MARTINS, C. S.; VALLADARES-PADUA, C. B.; PORFÍRIO, S.; DE OLIVEIRA, M. M.; RYLANDS, A. B.; BEZERRA, A. R. G. F. 2007.

Manejo para a Conservação de Primatas Brasileiros. A Primatologia no Brasil, vol. 10 J.C. Bicca-Marques, Editor Sociedade Brasileira de Primatologia Porto Alegre, RS pp. 71-99.

LACY, R.C. 2000. Considering threats to the viability of small populations using individual-based models. *Ecological Bulletin* 48: 39-51.

LANNA, A. 2015. Viabilidade populacional do Muriqui-do-norte, *Brachyteles hypoxanthus* (kuhl, 1820) em área fragmentada. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas) UFES. Vitória, p. 27.

LEMOS DE SÁ, R.; GLANDER, K.E. 1993. Capture Techniques and Morphometrics for the Woolly Spider Monkey, or Muriqui (*Brachyteles arachnoides*, E Geoffroy 1806). *Am. J. Primatol.* 29, 145-153.

MELO, F.R.; COSENZA, B. A. P.; FERRAZ, D.S.; SOUZA, S.L.F.; NERY, M.S.; ROCHA, M.J.R. 2005. The Near Extinction of a Population of Northern Muriquis (*Brachyteles hypoxanthus*) in Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Primates* 13 (1): 10-14. DOI: 10.1896/1413-4605.13.1.10

MENDES, C. L. 2006. Ecologia e conservação do muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) na Reserva Particular do Patrimônio Natural Mata do Sossego, Minas Gerais. Tese Mestrado. UEMG, Belo Horizonte. 74p.

MENDES, S.L. 2017. A Febre Amarela silvestre e seu impacto em primatas neotropicais. Mesa Redonda 12 - Impactos de Epizootias na Conservação de Primatas. Caderno de Resumos, XVII Congresso Brasileiro de Primatologia. pp 77-78.

MENDES, S.L.; MOREIRA, L. S.; SANTOS, R.R. 2003. Ocorrência de *Brachyteles hypoxanthus* nos Parques Estaduais da Serra do Brigadeiro e de Ibitipoca., Livro de Resumos. II Congresso Brasileiro de Mastozoologia, Sociedade Brasileira de Mastozoologia (SBM), Belo Horizonte.

MENDES S.L.; MELO F.R.; BOUBLI J.P.; DIAS L.G.; STRIER K.B.; PINTO L.P.S.; FAGUNDES V.; COSENZA B.; DE MARCO JR P. 2005. Directives for the conservation of the northern muriqui, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae). *Neotrop Primates* 13(suppl):7-18

MENDES, C. L. S.; OLIVEIRA, A. F.; FERRAZ, D. S.; BARROS, J. B. G.; VILELA, D. A. R.; MELO, F. R. 2007. Monitoramento de uma fêmea jovem de muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*) translocada para a Reserva Particular do Patrimônio Natural Mata do Sossego, MG. In: XII Congresso Brasileiro de Primatologia, 2007, Belo Horizonte, MG. CD-ROOM dos Anais do XII Congresso Brasileiro de Primatologia. SBPr, 2007.

MITTERMEIER, R. A.; VALLE, C.; STRIER, K. B.; YOUNG, A. L.; PACCAGNELLA, S. G.; LEMOS DE SÁ, R. M. 1987. Current distribution of the muriqui in the Atlantic forest region of eastern Brazil. *Primate Conservation* 8: 143- 149.

MITTERMEIER, A.R.; FONSECA, A.B.; RYLANDS, A.B.; BRANDON, K. 2005. Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. *Revta Bras; Zool.* 1(1):14-21.

MITTERMEIER, R. A.; VALLADARES-PÁDUA, C.; RYLANDS, A.B.; EUDEY, A.A.; BUTYNSKI, T.M.; GHANZORN, J.U.; KORMOS, R.; AGUIAR, J.M.; WALKER, S. 2006. Primates in Peril: the world's 25 most endangered primates, 2004-2006. *Primate Conservation* 20: 1-28.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. 2014. Portaria n. 443, de 17 de dezembro de 2014. *Diário Oficial da União*, 18/12/2014, Seção 1, p. 110-121.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, Lond. 403: 853 – 858.

NEVES, L. G.; JERUSALINSKY, L.; MELO, F. R. 2015. Avaliação do Risco de Extinção de *Alouatta guariba guariba* (Humboldt, 1812) no Brasil. Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICMBio. <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies/7182-mamiferos-alouatta-guariba-guariba-bugio-marrom.html>. Acesso em 13 de março de 2018.

NOGUEIRA, D.; FERRAZ, S.; TABACOW, F.P.; MELO F. R. 2010. Ocorrência de Primatas no Parque Estadual do Ibitipoca e Entorno, Estado de Minas Gerais, Brasil. *Neotrop. Primates* 17, 2-5.

NUNNEY, L.; CAMPBELL K.A. 1993. Assessing minimum viable population size: demography meets population genetics. *Trends in Ecology and Evolution*, 8: 234-239.

PETRONI, L.M.; STEINMETZ, S. 2000. Avaliação de áreas potenciais de ocorrência do mono-carvoeiro (*Brachyteles arachnoides*) no município de Simonésia MG. Relatório Técnico, Fundação Biodiversitas.

PIMM, S. L., JONES, H. L., & DIAMOND, J. 1988. On the risk of extinction. *The American Naturalist*, 132(6), 757-785.

POSSAMAI, C.B., YOUNG, R.J., OLIVEIRA, R.C.R., MENDES, S.L., STRIER, K.B. 2005. Age-related variation in copulations of male northern muriquis (*Brachyteles hypoxanthus*). *Folia Primatologica* 76: 33-36.

PRESTON, S., HEUVELINE, P. E GUILLOT, M. DEMOGRAPHY. Oxford: Blackwell Publishers, 2001.

PRINTES, R.C.; STRIER, K.B. 1999. Behavioral correlates of dispersal in females muriquis (*Brachyteles arachnoides*). *International Journal of Primatology* 20 (6): 941-960.

REED, D.H.; O'GRADY, J.J.; BROOK, B.W.; BALLOU, J.D.; FRANKHAM, R. 2003. Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. *Biol Conserv* 113:23–34.

REZENDE, G. C. 2014. Mico-leão-preto: a história de sucesso na conservação de uma espécie ameaçada. São Paulo: Matrix.

- RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Con-serv.* 142: 1141–1153.
- RYLANDS, A.B. Amazonia. In: R.A. Mittermeier, C.G.Mittermeier, P. Robles Gil, J. Pilgrim, G.A.B. da Fonseca, T.Brooks & W.R. Konstant (eds.). *Wilderness: Earth's last wild places*. Agrupación Serra Madre, S.C., Mexico pp. 56-107. CEMEX, 2002. .
- SALTZ, D.; RUBENSTEIN, D. 1995. Population dynamics of a reintroduced Asiatic wild ass (*Equus hemionus*) herd. *Ecological Applications* 5:327-335.
- SANTOS, P. S. Herpetofauna do Corredor Sossego-caratinga, Mata Atlântica no Sudeste do Brasil: Estrutura das Comunidades e Influência da Paisagem. 2013b. 201 f. Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais, 2013.
- SIEGEL, S.; CASTELLAN, J.N.J. 2006. *Estatística não paramétrica para ciências do comportamento*. 2 ed. Artmed, Porto Alegre.
- SILVA JUNIOR, W. M.; MELO, F. R.; MOREIRA, L. S.; BARBOSA, E. F.; MEIRA-NETO, J. A. A. 2009. Structure of Brazilian Atlantic forests with occurrence of the woolly spider monkey (*Brachyteles hypoxanthus*). *Ecol. Res.* DOI 10.1007/s11284-009-0626-1
- SILVA JUNIOR, W. M.; MEIRA-NETO, J. A.; CARMO, F. M. S.; MELO, F. R.; MOREIRA, L. S.; BARBOSA, E. F.; DIAS, L. G; PERES, C. A.S. 2009. Habitat Quality of the Woolly Spider Monkey (*Brachyteles hypoxanthus*). *Folia Primatologica (Online)*, v. 80, p. 295-308
- SOUZA, A. F.; MARTINS, F. 2004. Population structure and dynamics of a neotropical palm in fireimpacted fragments of the Brazilian Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation*, v. 13, p. 1611-1632,
- STRIER, K. B. 1987. Activity budgets of woolly spider monkeys, or muriquis (*Brachyteles arachnoides*). *American Journal of Primatology* 13: 385-395.
- STRIER, K.B. 1991. Demography and conservation of an endangered primate, *Brachyteles arachnoides*. *Conservation Biology*, Gainsville, 5 (2): 214-218.
- STRIER, K. B. 1993-1994. Viability analyses of an isolated population of muriquis monkeys (*Brachyteles arachnoides*): implications for primate conservation and demography. *Primate Conservation* 14-15:43-52.
- STRIER, K. B. 1999. Predicting primate responses to "stochastic" demographic events. *Primates* 40: 131-142.
- STRIER, K. B. 2000. Population viabilities and conservation implications for Muriquis (*Brachyteles arachnoides*) in Brazil's Atlantic Forest. *Biotropica* 32: 903–913.
- STRIER, K. B. 2005. Reproductive biology and conservation of muriquis. *Neotrop. Primates* 13(Suppl):41-47.

STRIER, K. B. 2007. Conservation. In C. J. Campbell, A. Fuentes, K. C. Mackinnon, M. Panger & S. K. Bearder (Eds), *Primates in Perspective* (pp. 496-509). Oxford: Oxford University Press.

STRIER, K. B. 2008. The Effects of Kin on Primate Life Histories. *Annu. Rev. Anthropol.* 2008. 37:21–36. DOI: 10.1146/annurev.anthro.37.081407.085218. © 2008 by Annual Reviews.

STRIER, K. B. 2014. Northern Muriqui Monkeys: Behavior, Demography, and Conservation. J. Yamagiwa and L. Karczmarski (eds.), *Primates and Cetaceans: Field Research and Conservation of Complex Mammalian Societies*, *Primate Monographs*, DOI 10.1007/978-4-431-54523-1_12, © Springer Japan.

STRIER, K.B. Editora. 2018. *Manual do Projeto Muriqui de Caratinga*. Caratinga, Minas Gerais, Brasil.

STRIER, K. B.; IVES, A. R. 2012. Unexpected demography in the recovery of an endangered primate population. *PLoS ONE*. 2012;7(9):e44407. DOI: 10.1371/journal.pone.0044407.

STRIER, K. B.; MENDES, S. L. 2012. The northern muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*): Lessons on behavioral plasticity and population dynamics from a critically endangered primate. In P. Kappeler & D. Watts (Eds.). *Long-term studies of primates* (pp. 125–140). Heidelberg: Springer-Verlag.

STRIER, K. B.; ZIEGLER T. E. 1997. Behavioral and endocrine characteristics of the reproductive cycle in wild muriqui monkeys (*Brachyteles arachnoides*). *Am J Primatol* 42: 299–310.

STRIER, K. B.; ZIEGLER T. E. 2000. Lack of pubertal influences on female dispersal in muriqui monkeys, *Brachyteles arachnoides*. *Anim. Behav.* 59(4):849-860.

STRIER, K. B.; ZIEGLER, T. E.; WITTEWER, D. J. 1999. Seasonal and social correlates of fecal testosterone and cortisol levels in wild male muriquis (*Brachyteles arachnoides*). *Hormones and Behavior*, New York, v. 35, p. 125-134.

STRIER, K. B.; MENDES, S. L.; SANTOS, R. R. 2001. Timing of births in sympatric brown howler monkeys (*Alouatta fusca clamitans*) and northern muriquis (*Brachyteles arachnoides hypoxanthus*). *American Journal of Primatology* 55: 87-100.

STRIER, K. B.; BOUBLI, J. P.; POSSAMAI, C. B.; MENDES, S. L. 2006. Population Demography of Northern Muriquis (*Brachyteles hypoxanthus*) at the Estação Biológica de Caratinga/Reserva Particular do Patrimônio Natural-Feliciano Miguel Abdala, Minas Gerais, Brazil. *American Journal of Physical Anthropology* 130:227–237.

STRIER, K. B.; ALTMANN, D. K. J.; BROCKMAN, A.; BRONIKOWSKI, M.; CORDS, L. M.; FEDIGAN, H.; LAPP, *et al.* 2010. The Primate Life History Database: a unique shared ecological data resource. *Methods in Ecology and Evolution* 1:199–211.

STRIER, K. B.; POSSAMAI, C. B.; MENDES, S. L. 2015. Dispersal Patterns of Female Northern Muriquis: Implications for Social Dynamics, Life History, and Conservation. T. Furuichi et al. (eds.), *Dispersing Primate Females*, Primatology Monographs, DOI 10.1007/978-4-431-55480-6_1 © Springer Japan.

STRIER, K. B.; POSSAMAI, C. B.; TABACOW, F. P.; PISSINATTI, A.; LANNA, A. M.; MELO, F. R.; MOREIRA, L.; TALEBI, M.; BREVES, P.; MENDES, S. L.; JERUSALINSKY, L. 2017. Demographic monitoring of wild muriqui populations: Criteria for defining priority areas and monitoring intensity. *PLoS One* 12(12): e0188922. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0188922>

TABACOW, F. P.; MELO, F. R. 2013. Monitoramento e estrutura populacional do muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*, Primates, Atelidae) na RPPN Mata do Sossego, Minas Gerais, Brasil. In: II Congresso Latino Americano e XV Congresso Brasileiro de Primatologia. Recife, PE. Livro de Resumos, Recife, PE, 2013. Sociedade Brasileira de Primatologia.

TABACOW, F. P.; MACHADO, B. G.; MELO, F. R. 2011. Registro de fêmea solitária de muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) no entorno da RPPN Mata do Sossego, Simonésia, Minas Gerais. In: XIV Congresso Brasileiro de Primatologia, 2011, Curitiba. XIV Congresso Brasileiro de Primatologia. Curitiba: Sociedade Brasileira de Primatologia e UFPR, 2011. v. 1. p. 1-1.

TABACOW, F. P.; MENDES, S. L.; STRIER K. B. 2009. Spread of a terrestrial tradition in an arboreal primate. *American Anthropologist* 111: 238-249.

TORMAN, V. B. L.; COSTER, R.; RIBOLDI, J. 2012. Normalidade de variáveis: métodos de verificação e comparação de alguns testes não paramétricos por simulação. *Rev. HCPA, Porto Alegre*, v.32, n.2, p.227-234.

UMAPATHY, G.; HUSSAIN, S.; SHIVAJI, S. 2011. Impact of habitat fragmentation on the demography of liontailed macaque (*Macaca silenus*) populations in the rainforests of Anamalai Hills, Western Ghats, India.

VALLADARES-PADUA, C.; PADUA, S.; MARTINS, C. S. 2001. Restabelecendo os mico-leõespretos (*Leontopithecus chrysopygus*). pp. 160-161. In Primack, R. B. & E. Rodrigues. *Biologia da Conservação*, Londrina.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. 1991. Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. 124 p.