

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

**Viabilidade populacional do Muriqui-do-Norte,  
*Brachyteles hypoxanthus* (Kuhl, 1820) em área  
fragmentada**

**Andre Monnerat Lanna**

Vitória, ES

Março, 2015

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

**Viabilidade populacional do Muriqui-do-Norte,  
*Brachyteles hypoxanthus* (Kuhl, 1820) em área  
fragmentada**

**Andre Monnerat Lanna**

**Orientador:** Sérgio Lucena Mendes

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Animal) da Universidade Federal do Espírito Santo como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Biologia Animal

Vitória, ES

Março, 2015

À memória de Luísa Pinho Sartori, minha  
maior influencia na guinada para a  
Biologia da Conservação

“Será que é tempo que lhe falta pra perceber?  
Será que temos esse tempo pra perder?  
E quem quer saber?  
A vida é tão rara  
Tão rara.”

Lenine & Falcão

## Agradecimentos

Ao professor e orientador Sérgio Lucena Mendes. Obrigado pela oportunidade de desenvolver esse trabalho no Projeto Muriqui – ES. Tenho muito orgulho de fazer parte dessa equipe que tem como prioridade a verdadeira conservação de espécies ameaçadas e a inserção da comunidade local nessa batalha.

Ao Rogério Ribeiro, pelo seu amor aos muriquis, sempre pensando na conservação da espécie de forma prioritária. Muito obrigado pela dedicação na coleta dos dados, pelos ensinamentos e amizade.

Aos amigos do Laboratório de Biologia da Conservação de Vertebrados da UFES e seus agregados. Obrigado pelo acolhimento em terras capixabas e pelas contribuições durante o mestrado. Um agradecimento especial à Joana Zorzal, Karoline Marques, Danielle Moreira, Bruna Santos, Arthur Machado, Luana Centoducatte, Jardel Seibert, Carla Possamai, Marlon Lima, Andressa Gatti, Flávia Martinelli e Maria Otávia Crepaldi.

A todo o PPGBAN. Agradeço aos professores, em especial aos que tive oportunidade de participar de excelentes disciplinas: Albert Ditchfield, Yuri Leite, Marcelo Tavares, Leonora Costa, Tânia Guerra e ao secretário Ariel Sessa.

Ao professor Daniel Brito pelos ensinamentos sobre Extinções e AVP. Participar do seu curso foi um divisor de águas neste trabalho.

À Dra. Karen Barbara Strier pela pesquisa de referência com os muriquis, além da disponibilização de dados e outras grandes contribuições neste trabalho.

Ao IPEMA, em especial ao Luiz Son. Agradeço a todos que se dedicaram ao longo dos 12 anos de Projeto Muriqui – ES pela conservação da espécie.

Às famílias de Santa Maria de Jetibá pela conservação dos muriquis e pela permissão de realização de pesquisas em suas propriedades.

Aos amigos que dedicaram tempo e paciência na revisão deste trabalho: Joana Zorzal, Karoline Marques, Flávia Martinelli, Thaís Volpi, Pedro Puciarelli e Luana Centoducatte.

Aos que auxiliaram na elaboração dos mapas: Arthur Machado, Marlon Lima e Rogério Ribeiro.

À Mariana Petri pelo norteamento para os muriquis capixabas.

Aos meus pais, Milon e Maria, que possibilitam um ambiente familiar simples, sincero e libertário. Ao meu irmão, e grande amigo, João Lanna.

Aos amigos que contribuíram de diferentes formas e momentos dessa jornada, em especial ao Victor Vale, Thaís Volpi, Lucas Moraes, Rachel Turba, Davi Gjorup e muitos outros que contribuíram de forma indireta, mas não menos importante.

À Angela e Lorena Meriguete pelas várias formas de apoio no ES.

Agradeço à Banca Examinadora por ter aceitado participar e dedicado tempo na revisão deste trabalho.

Aos órgãos financiadores das atividades do Projeto Muriqui – ES, principalmente ao TFCA-Funbio pelo amplo apoio nos últimos anos.

Ao CNPq pela bolsa de mestrado.

## Sumário

Resumo .....	6
Abstract .....	7
Introdução .....	8
Métodos .....	9
Área de estudo.....	9
Espécie-alvo .....	11
Fontes dos dados.....	11
Análise da Viabilidade Populacional (AVP).....	14
Resultados.....	16
Discussão .....	21
Referências .....	27

## Resumo

O miqui-do-norte, *Brachyteles hypoxanthus*, endêmico da Mata Atlântica, ocorria historicamente em Minas Gerais, Rio de Janeiro, Espírito Santo e Bahia. A destruição desta floresta resultou na drástica redução do hábitat natural da espécie que ocorre atualmente em apenas 14 localidades, com aproximadamente 1.000 indivíduos. Duas dessas áreas estão na região centro-serrana do Espírito Santo, onde os grupos vivem parcialmente isolados nos municípios de Santa Maria de Jetibá (SMJ) e Santa Teresa (ST). Pelo isolamento, algumas fêmeas jovens que emigram tornam-se solitárias por falta de conexão de habitat com uma segunda área com miquis. Para investigar a viabilidade desses grupos sociais, realizamos Análises da Viabilidade Populacional (AVPs) no programa Vortex. Após estimativa da viabilidade populacional nas atuais condições, fizemos simulações de ações de manejo, como translocações de indivíduos e reflorestamento. As populações formadas pelos 88 miquis monitorados em SMJ e os 25 em ST estão vulneráveis pela perda de conexão de habitat entre grupos, o que reduz o sucesso de migração de fêmeas jovens. Quando em fragmentos isolados, os grupos de miquis tendem à extinção em apenas 30 anos nos casos com maior redução de fêmeas se reproduzindo. No isolamento, as populações apresentam taxa de crescimento negativa e elevada probabilidade de extinção nos 100 anos modelados. Pela proximidade entre os cinco grupos de miquis em SMJ, o manejo de habitat, com reflorestamento entre os fragmentos, é uma estratégia promissora para o aumento da viabilidade populacional. Com a possibilidade das fêmeas jovens migrarem entre grupos, eles tenderão ao crescimento e a população de SMJ aumentará para até 350 miquis em aproximadamente 50 anos. De forma distinta, em ST está a Reserva Biológica Augusto Ruschi, que possui 3.562 ha protegidos e apenas um grupo com 25 miquis confirmados, dos quais 12 são machos adultos. Permanecendo o isolamento do grupo, essa população tenderá à extinção. Contudo, a introdução de fêmeas jovens poderá aumentar a viabilidade populacional, por exemplo, pela formação de um segundo grupo social. A modelagem sugere que, com a formação de um segundo grupo, a perda de fêmeas migrantes será reduzida e a população irá crescer durante os próximos 100 anos. Concluímos que a viabilidade das populações de miquis depende do contato entre no mínimo dois grupos sociais, evitando assim a perda de fêmeas jovens migrantes.

Palavras-chave: primatas, Atelidae, Mata Atlântica, extinção, manejo.

## **Abstract**

The northern miqui, *Brachyteles hypoxanthus*, is an endemic primate of the Atlantic Forest. Its historic distribution comprises Minas Gerais, Rio de Janeiro, Espírito Santo and Bahia. The forest destruction resulted in drastic reduction of miqui's natural habitat and currently, they are found in only 14 localities. All groups sum about 1,000 individuals. Two of these areas are the municipalities of Santa Maria de Jetibá (SMJ) and Santa Teresa (ST) in the central mountainous region of Espírito Santo, where the groups are isolated from each other or partially connected. Due to isolation, some young females who emigrate often become solitary probably because of the lack of habitat connection with other social groups. We conducted a Population Viability Analyzes (PVA) in the Vortex program to investigate the viability of these social groups. Besides estimating population viability in current conditions, we also did simulations predicting management actions, such as translocations of individuals and reforestation. We found that the miqui populations (88 miquis monitored in SMJ and 25 in ST) are vulnerable specially due to the loss of habitat connection between social groups, which reduces the success of migration of young females. When in isolated forest fragments and with greater reduction of reproductive females, the groups of miquis tend to extinction in just 30 years. In completely isolation, the model predicts the negative growth rate of populations and high probability of extinction in the next 100 years. Due to the proximity of the five groups of miquis in SMJ, the reforestation between fragments is a promising strategy for increasing population viability. Considering the possibility of young females migration between social groups, the model present a growth trend with the increasing of the SMJ population up to 350 miquis in about 50 years. However, in ST, the 3,562 ha Biological Reserve Augusto Ruschi, comprises only one known group of miquis with 25 individuals, 12 of them males. If this group remains in isolation, they will tend to extinction. However, the introduction of young females may increase population viability, for example, by the formation of a second social group. Modeling suggests that the formation of a second group decreases the loss of female migrants, ensuring the growth of the population over the next 100 years. We concluded that the viability of miquis population depends mostly on the connection between at least two social groups, thus avoiding the loss of migrant young females.

Keywords: primates, Atelidae, Atlantic Forest, extinction, management.



## Introdução

A Mata Atlântica é um dos 34 *hotspots* mundiais de biodiversidade e se destaca pela grande quantidade de espécies endêmicas e em risco de extinção, incluindo primatas. (Myers *et al.*, 2000). Após cinco séculos da chegada dos europeus ao Brasil, a maior parte da paisagem é composta por arquipélagos de pequenos fragmentos florestais cercados por uma matriz de uso variado do solo, como pastagens, campos de agricultura e áreas urbanas (Dean, 1995; Ribeiro *et al.*, 2009). Atualmente restam apenas 11,7% da cobertura, sendo mais de 80% dos fragmentos com menos de 50 ha (Ribeiro *et al.*, 2009). Além disso, na Mata Atlântica estão as maiores cidades brasileiras e a maior parcela da população (IBGE, 2013).

A perda e a fragmentação do habitat estão entre as principais ameaças à conservação de espécies ao redor do mundo (Collinge, 2001; Vié *et al.*, 2009; Butchart *et al.*, 2010; Canale *et al.*, 2012; Laurance *et al.*, 2012). Pelo isolamento, pequenas populações ficam mais suscetíveis à extinção devido a fatores estocásticos, como os demográficos, ambientais e genéticos (Shaffer, 1981; Nunney & Campbell, 1993; Caughley & Gunn, 1995; Hanski *et al.*, 1996; Lacy, 2000).

Na Mata Atlântica ocorrem 24 espécies de primatas, dentre os 20 endêmicos (Costa *et al.*, 2005), o miquiqui-do-norte, *Brachyteles hypoxanthus*, ocorria nos estados da Bahia, Minas Gerais, Espírito Santo e Rio de Janeiro. Possivelmente hoje está extinto na Bahia e restrito a apenas 14 localidades nos outros três estados (Mendes *et al.*, 2005a; Jerusalinsky *et al.*, 2011). Além da redução em seu habitat, a caça também contribuiu para a extinção de populações (Aguirre, 1971; Lane, 1977).

Os miquiquis vivem em grupos sociais multi-machos e multi-fêmeas (Strier, 1987). Enquanto os machos adolescentes permanecem no grupo natal, as fêmeas emigram em busca de um novo grupo, aonde irão se reproduzir (Strier *et al.*, 2006). Diante da extensa fragmentação do habitat, esse comportamento de emigração das fêmeas jovens pode contribuir para a extinção quando grupos ficam isolados. Mesmo sem perspectivas de encontrar outro grupo, muitas fêmeas emigram e ficam isoladas sem se reproduzirem, o que representa uma perda significativa para a espécie (Mendes *et al.*, 2005a; Tabacow *et al.*, 2009).

Visando compreender o status de conservação hoje e no futuro, a Análise da Viabilidade Populacional (AVP) é um processo de identificação e avaliação de ameaças e estimativa de uma população persistir (Boyce, 1992). AVP é utilizada em

diferentes questões na biologia da conservação, incluindo as relacionadas ao risco de extinção (Reed *et al.*, 2002; IUCN, 2014), hierarquização de alternativas de manejo (Bekessy *et al.*, 2009) e na comunicação dos problemas aos tomadores de decisões (Shaffer *et al.*, 2002). O uso da AVP para guiar estratégias de manejo foi indicado como uma das ações prioritárias para a conservação dos muriquis (Mendes *et al.*, 2005a).

Trabalhos utilizando AVP já foram desenvolvidos para o muriqui-do-norte, alguns feitos para populações específicas (Strier, 1993-1994; Coutinho, 2007) e outros analisando a espécie como um todo (Rylands *et al.*, 1998; Brito & Grelle, 2006; Brito *et al.*, 2008; Eduardo & Brito, 2012). Em uma abordagem distinta, neste trabalho investigamos a viabilidade populacional relacionada ao isolamento de grupos de muriquis. Analisamos quais fatores determinísticos seriam críticos para a persistência da espécie e identificamos as ações de manejo, de habitat ou indivíduos, mais eficientes para o aumento da viabilidade em duas áreas de ocorrência.

## **Métodos**

### **Área de estudo**

Este estudo foi baseado nas populações de *B. hypoxanthus* da região centro-serrana do Espírito Santo (ES), onde estão duas das 14 áreas de ocorrência da espécie (Jerusalinsky *et al.*, 2011). Em ambas os grupos estão sob diferentes graus de isolamento devido ao desmatamento e à fragmentação (Figura 1). Essas áreas se encontram na formação geomorfológica do Complexo Cristalino, com altitudes entre 600 e 1.200 metros, na dominância fitogeográfica de Mata Atlântica de Montana e Sub-montana (*sensu* Rizzini, 1979).

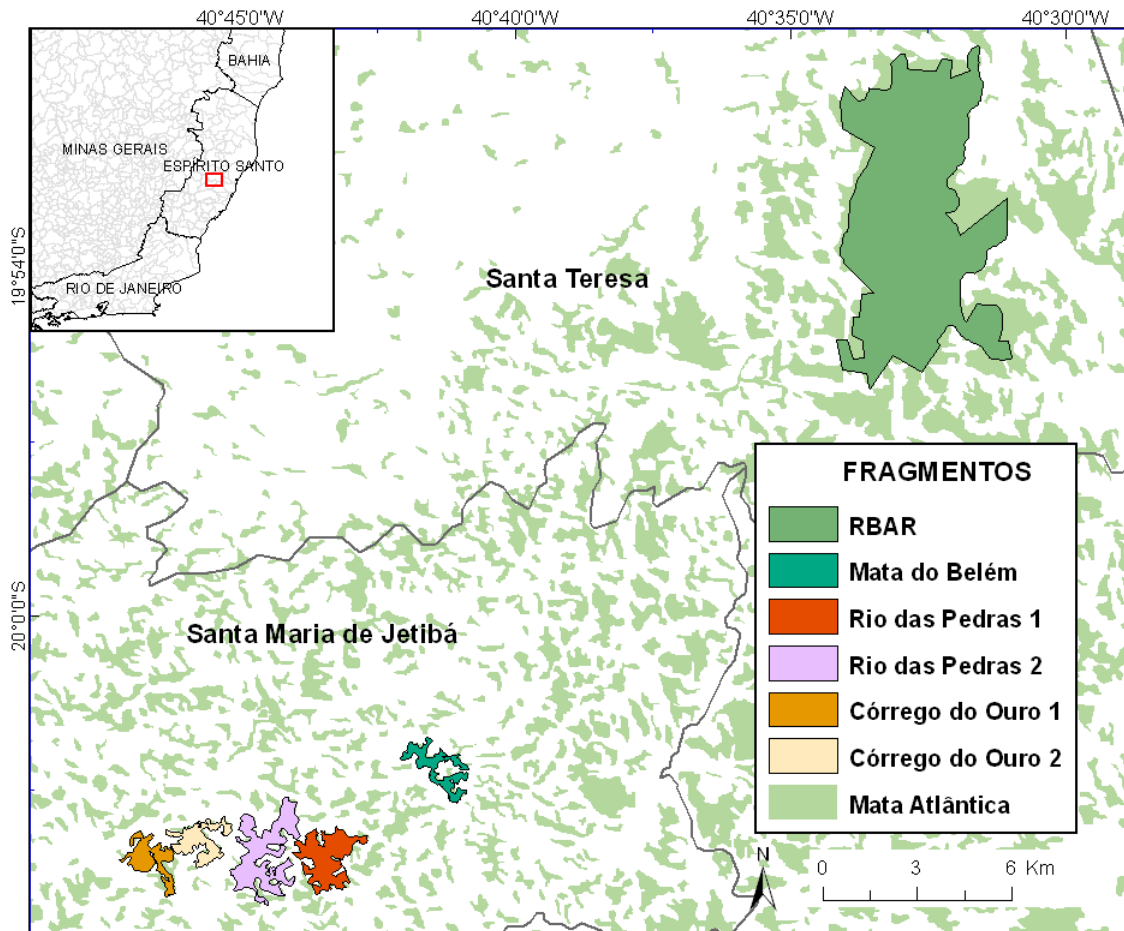


Figura 1. Área de ocorrência de *B. hypoxanthus* com destaque para a Reserva Biológica Augusto Ruschi (RBAR), em Santa Teresa, e para o município de Santa Maria de Jetibá com os cinco fragmentos florestais centrais. Dois no vale do Córrego do Ouro (CO1 e CO2), dois no vale do Rio das Pedras (RP1 e RP2) e a Mata do Belém (MB). Mapa: SOS Mata Atlântica & INPE, 2013; Projeto Muriqui – ES.

No município de Santa Maria de Jetibá (SMJ) há entre 30 e 40% de cobertura florestal nativa em médio e avançado estado de sucessão, apesar da intensa fragmentação florestal (Mendes *et al.*, 2005a). Bastante distinta das outras 13 áreas de ocorrência do muriqui-do-norte, em SMJ os grupos vivem em pequenos fragmentos florestais com área entre 60 e 442 ha, contidos em propriedades particulares (atualizado de Mendes *et al.*, 2005b). A sobrevivência da espécie na fragmentada Mata Atlântica de SMJ se deve, possivelmente, à população humana que não tem tradição de caçar muriquis e não permite que outros o façam (Mendes *et al.*, 2005b). Dentre os treze fragmentos com presença confirmada da espécie, os cinco centrais tinham 52 indivíduos em 2004 (Mendes *et al.*, 2005b). Esses cinco, que estão separados sob diferentes distâncias, foram recenseados pelo Projeto Muriqui – ES e registrado um aumento para 88 muriquis em 2013.

Adjacente à SMJ, no município de Santa Teresa (ST) está a segunda área de ocorrência da espécie na região centro-serrana do ES, com destaque para a Reserva

Biológica Augusto Ruschi (RBAR), com 3.562 ha protegidos (IBAMA, 1995). Além da RBAR, há outros grandes fragmentos florestais na região. No entanto, o miqui foi extinto em quase todo o município, com exceção da RBAR e de um pequeno fragmento florestal ao Norte da RBAR (Aguirre, 1971; Mittermeier *et al.*, 1987; Pinto *et al.*, 1993; Mendes *et al.*, 2005a; Vieira & Mendes, 2005). As estimativas populacionais da RBAR variavam entre 7 e 180 miquis, mas apenas em 2013 foi feito o primeiro inventário dessa população, quando foi registrado pelo Projeto Miqui – ES um grupo único com 25 indivíduos.

### **Espécie-alvo**

O miqui-do-norte, *Brachyteles hypoxanthus*, é um primata neotropical que alcança 15 kg quando adulto, medindo aproximadamente 1,5 m de comprimento (Aguirre, 1971; Rosenberger & Strier, 1989; Sá & Glander, 1993). Possuem cauda preênsil, braços longos e mãos em forma de ganchos, características que otimizam o deslocamento arbóreo (Rosenberger & Strier, 1989).

A distribuição do miqui-do-norte se estendia desde próximo a Baía de Todos os Santos, na Bahia, até o sul de Minas Gerais e Rio de Janeiro, embora não existam registros nas florestas de planície do extremo sul da Bahia e norte do Espírito Santo (Aguirre, 1971; Jerusalinsky *et al.*, 2011). A destruição da Mata Atlântica (Aguirre, 1971; Dean, 1995) junto com a caça (Aguirre, 1971), reduziu a espécie a cerca de 1.000 indivíduos em 14 áreas (Jerusalinsky *et al.*, 2011), fatores que determinam que a espécie receba o status de criticamente em perigo de extinção (IUCN, 2008; ICMBio, 2014).

Os machos de miquis são filopátricos e as fêmeas, com idade média de seis anos, atingem a maturidade sexual e emigram em busca de novo grupo, aonde irão se reproduzir (Printes & Strier, 1999; Strier *et al.*, 2006). Os miquis são individualizados por meio dos padrões de despigmentação da face e tamanho, o que possibilita o monitoramento, e a idade é estimada dentro das faixas etárias estabelecidas pra a espécie (Strier *et al.*, 2006).

### **Fontes dos dados**

Dados demográficos e da história de vida dos miquis foram compilados dos estudos que se iniciaram em 2002 pelo Projeto Miqui – ES, realizado pelo Instituto de Pesquisa da Mata Atlântica (IPEMA) em SMJ. Outros parâmetros, que se tornam mais robustos em estudos de longo prazo e com maior tamanho amostral (e.g., taxa de mortalidade), foram pesquisados na literatura referente ao monitoramento da espécie na Reserva Particular do Patrimônio Natural - Feliciano Miguel Abdala (RPPN-FMA),

onde é monitorada desde 1982 (e.g.: Printes & Strier, 1999; Strier *et al.*, 2006; Bronikowski *et al.*, 2011; Strier & Ives, 2012).

Entre 2013 e 2014 foi feito um recenseamento dos cinco grupos de muriquis que vivem na região central de SMJ e um inventário na RBAR, em ST. Todos os indivíduos das seis áreas foram identificados, sexados e tiveram a idade estimada (Tabela 1).

Tabela 1. Grupos sociais de *B. hypoxanthus* registrados na região centro-serrana do Espírito Santo em 2013-2014. Em Santa Maria de Jetibá: Mata do Belém (MB), Rio das Pedras 1 e 2 (RP1 e RP2) e Córrego do Ouro 1 e 2 (CO1 e CO2), e em Santa Teresa: Reserva Biológica Augusto Ruschi (RBAR).

	MB		RP1		RP2		CO1		CO2		RBAR	
	M	F	M	F	M	F	M	F	M	F	M	F
Infantes	-	2	1	3	1	2	2	3	1	1	2	3
Juvenis	-	2	2	1	2	2	3	3	1	-	-	-
Sub-adultos	1	1	1	-	-	2	1	-	-	1	1	-
Adultos	6	5	5	5	6	4	5	6	4	3	12	7
Total do grupo	<b>17</b>		<b>18</b>		<b>19</b>		<b>23</b>		<b>11</b>		<b>25</b>	
Área (ha)	143		321		442		121		69		3.562	
Cap. de sup. (K)	34		77		106		29		16		854	
WGS 84	Lat.	-20,043°	-20,071°	-20,067°	-20,070°	-20,064°	-19,897°					
	Long.	-40,695°	-40,728°	-40,748°	-40,782°	-40,767°	-40,547°					

As taxas de mortalidade foram calculadas de acordo com Bronikowski *et al.*, (2011) e o desvio padrão foi calculado seguindo Strier & Ives (2012), com dados atualizados fornecidos por K. B. Strier. A análise feita com 17 intervalos de reprodução de nove fêmeas em SMJ evidenciou um intervalo médio de 3,5 anos entre nascimentos, com desvio padrão de 0,98. Também em SMJ, 45,6% dos 57 nascimentos confirmados eram machos (Tabela 2).

Tabela 2. Parâmetros da história de vida de *B. hypoxanthus* utilizados no programa Vortex para modelagem do cenário Base:

Parâmetros	Valor	
Sistema reprodutivo	Polígamo <sup>a</sup>	
Machos adultos no pool reprodutivo (%)	100 <sup>b</sup>	
Idade reprodutiva de machos/fêmeas (anos)	7 <sup>b</sup> /8,82 <sup>e</sup>	
Número máximo de nascimento por ano	1 <sup>c</sup>	
Número máximo de filhotes por ano	2 <sup>f</sup>	
Fêmeas produzindo filhotes por ano (%)	28,6 (± 11,4) <sup>f</sup>	
Mortalidade anual com idade entre 0 e 1 ano (%)	♀ 6,11 (± 1,5) <sup>d</sup>	♂ 13,56 (± 1,5) <sup>d</sup>
Mortalidade anual com idade entre 1 e 2 anos (%)	♀ 12,68 (± 2) <sup>d</sup>	♂ 10,42 (± 2) <sup>d</sup>
Mortalidade anual com idade entre 2 e 3 anos (%)	♀ 12,15 (± 2,2) <sup>d</sup>	♂ 6,06 (± 2,5) <sup>d</sup>
Mortalidade anual com idade entre 3 e 4 anos (%)	♀ 4,14 (± 2) <sup>d</sup>	♂ 9,09 (± 2,2) <sup>d</sup>
Mortalidade anual com idade entre 4 e 5 anos (%)	♀ 1,45 (± 1,2) <sup>d</sup>	♂ 3,31 (± 1,2) <sup>d</sup>
Mortalidade anual com idade entre 5 e 6 anos (%)	♀ 6,02 (± 0,8) <sup>d</sup>	♂ 0,0 (± 0,7) <sup>d</sup>
Mortalidade anual com idade entre 6 e 7 anos (%)	♀ 4,23 (± 0,8) <sup>d</sup>	♂ 1,8 (± 0,7) <sup>d</sup>
Mortalidade anual com idade entre 7 e 8 anos (%)	♀ 0,0 (± 1) <sup>d</sup>	-
Mortalidade anual com idade entre 8 e 9 anos (%)	♀ 0,0 (± 1) <sup>d</sup>	-
Mortalidade anual adultos (%)	♀ 1,25 (± 1,1) <sup>d</sup>	♂ 1,23 (± 0,9) <sup>d</sup>
Idade reprodutiva máxima (anos)	35 <sup>b</sup>	
Razão sexual (machos)	45,6% <sup>f</sup>	
Densidade dependente	Não <sup>b</sup>	
Variação ambiental, sobrevivência e reprodução	Concordante <sup>f</sup>	
Idade de dispersão de fêmeas (anos)	6 <sup>c</sup>	

<sup>a</sup> Strier (1987); <sup>b</sup> Strier (1993/1994), atualizado por Strier em Rylands et al. (1998); <sup>c</sup> STRIER et al. (2006); <sup>d</sup> Mortalidade em BRONIKOWSKI *et al.* (2011) e SD em <sup>e</sup> STRIER & IVES (2012); <sup>f</sup> Projeto Muriqui – ES.

Nos cenários que simulam a fragmentação do habitat, foram utilizadas informações da paisagem relacionadas à área disponível para cada grupo e a possibilidade de passagem de muriquis nas conexões entre fragmentos. Valores registrados no monitoramento de 12 anos dos muriquis no grupo Mata do Belém (MB) foram adaptados para simularem o sucesso na dispersão de fêmeas em idade de migração. Para o cálculo da capacidade de suporte (K) dos fragmentos, foi multiplicado o

tamanho dos fragmentos pela maior densidade já registrada no monitoramento em SMJ (0,24 ind./ha). Em alguns cenários, o valor de K foi alterado para testar o comportamento populacional.

### **Análise da Viabilidade Populacional (AVP)**

Para modelar os cenários da AVP, os dados foram adaptados aos parâmetros requeridos pelo programa Vortex (versão 9.99) (Lacy, 2012). O programa realiza simulações de Monte Carlo para prever, por exemplo, ações de forças determinísticas e estocásticas, relacionadas à demografia, variações ambientais e genéticas (Lacy, 1993, 2000, 2012; Miller & Lacy, 2005). O programa Vortex é um dos mais utilizados para AVP de espécies com taxa de crescimento lenta e pequenas populações (Lindenmayer & Lacy, 1995; Brook *et al.*, 2000), inclusive para o muriqui-do-norte (Strier, 1993-1994; Brito & Grelle, 2006; Coutinho, 2007; Brito *et al.*, 2008; Eduardo & Brito, 2012).

Alterando a influência de fatores determinísticos, como a conexão de habitat com um segundo grupo social, criamos cenários futuros para os muriquis em SMJ e ST. Principalmente na área central de SMJ, os pontos de conexão entre fragmentos foram identificados utilizando imagens de satélite e avaliados *in loco*. Diante dos resultados da AVP para os grupos isolados, na hipótese desses serem considerados inviáveis pela elevada probabilidade de extinção e baixas taxas de crescimento populacional, estratégias de manejo de indivíduos e de habitat foram testadas na modelagem.

Os grupos do Córrego do Ouro (CO1 e CO2) e de Rio das Pedras (RP1 e RP2) estão mais próximos e melhor conectados. No entanto, o grupo da Mata do Belém (MB) está isolado pela distância e por obstáculos à migração de fêmeas, como estradas, redes elétricas e áreas de cultivo não florestal (Figura 2).

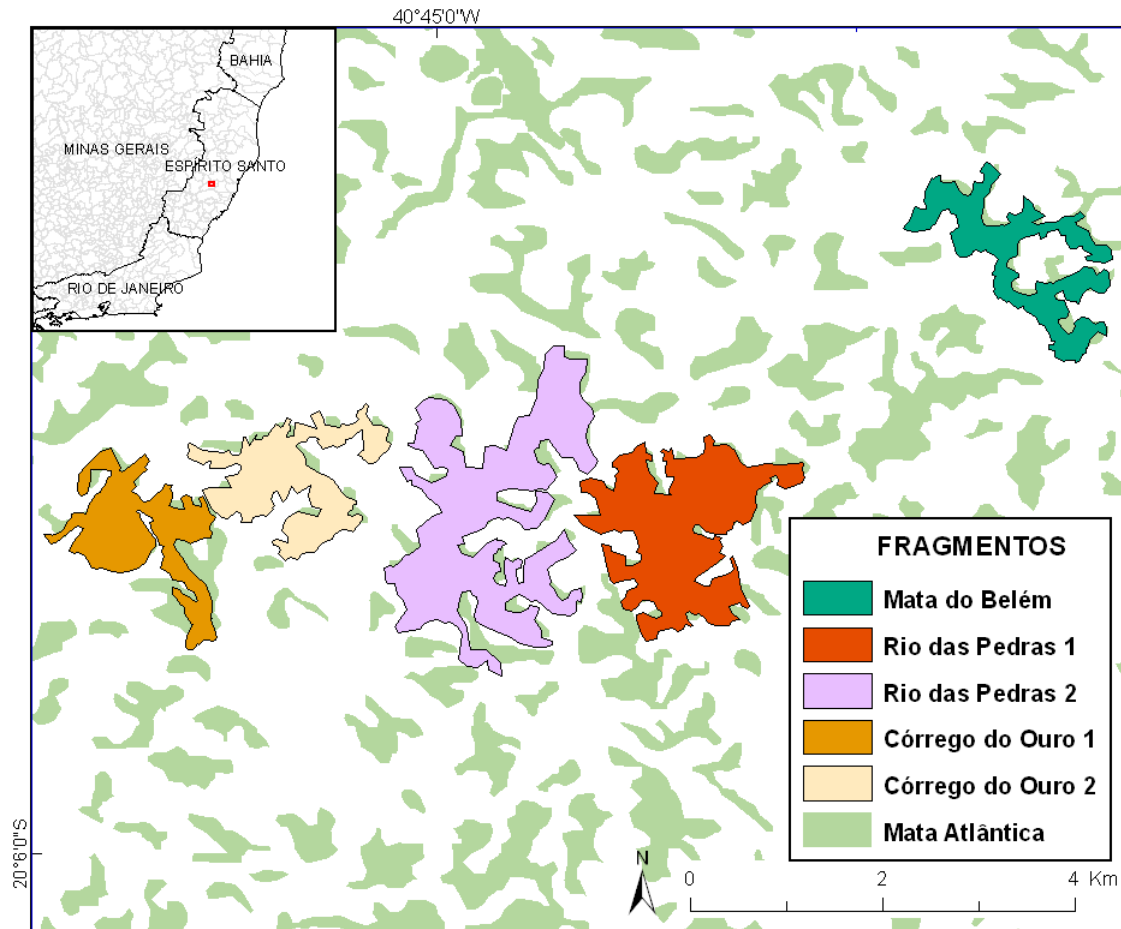


Figura 2. Cinco fragmentos com muriquis na região central de Santa Maria de Jetibá (ES). Córrego do Ouro 1 e 2 (CO1 e CO2), Rio das Pedras 1 e 2 (RP1 e RP2) e Mata do Belém (MB). Mapa: SOS Mata Atlântica & INPE, 2013; Projeto Muriqui - ES.

Para a criação do padrão de Isolamento A, utilizado no modelo, foram analisadas informações das seis fêmeas que atingiram a idade reprodutiva ao longo dos 12 anos de monitoramento do grupo MB. Dentre elas, duas permaneceram no grupo natal e se reproduzem, contrariando o mais esperado para a espécie. Outras duas se separaram do grupo, se estabeleceram em uma extremidade do fragmento e não copulam com machos do grupo natal, apesar de compartilharem a mesma área e recursos. Como não se reproduziram, no programa Vortex foram consideradas como redução na quantidade de fêmeas reproduzindo na população. A quinta fêmea emigrou e saiu do fragmento florestal. Devido ao isolamento atual do fragmento, essa fêmea pode estar em outra pequena mata sem muriquis ou não ter atingido sucesso por outros motivos. Como não continua disputando recursos e não atingiu sucesso reprodutivo, no modelo consideramos como incremento na mortalidade de fêmeas entre seis e sete anos. Por fim, a sexta fêmea foi translocada para o grupo CO1 quando atingiu a idade de migração, em 2005 (Mendes *et al.*, 2005b), manejo implementado para evitar a perda de fêmea em nível metapopulacional. Contudo, pela incerteza em relação ao futuro dessa fêmea sem ação de manejo, não consideramos ela na elaboração do padrão de



Isolamento A, que foi baseado no sucesso reprodutivo das primeiras cinco fêmeas no grupo MB.

O comportamento de permanência das fêmeas nos grupos natais pode ser considerado como raro em ambiente conectado com mais de um grupo de muriquis. Na RPPN-FMA, em Minas Gerais, apenas quatro, de 49 fêmeas monitoradas, permaneceram no grupo natal, as demais migraram para outro grupo vizinho (Strier, 2014). Baseado nestes dados, no Isolamento B simulamos um comportamento de emigração mais intenso das fêmeas jovens junto com a perda da conexão do habitat florestal entre os grupos, o que impossibilitaria a migração e o sucesso reprodutivo das fêmeas jovens. No Isolamento B estimamos em 80% a porcentagem de fêmeas que emigram e, pela fragmentação do habitat, não encontram outro grupo para reproduzirem. Essas fêmeas apresentam o mesmo comportamento dos dois casos registrados no MB, saindo do grupo sem se reproduzirem, mas continuam utilizando a mesma área e recursos.

Com os parâmetros do cenário Base, típico de locais com mais de um grupo social de muriquis, e os padrões de Isolamento A e B, realizamos análises de viabilidade populacional dos cinco grupos sociais de SMJ e do grupo isolado na RBAR, em ST. Os cenários foram rodados com 500 iterações modelando um período de 100 anos, que representam aproximadamente 5,5 gerações da espécie. Consideramos esse período com base em outros estudos para muriquis (e.g., Strier, 1993-1994; Coutinho, 2007), além de ser apropriado para comparações dos efeitos de estratégias de manejo para a espécie.

Nas simulações do programa Vortex foram gerados diferentes dados que foram utilizados na comparação entre os cenários. Dentre eles está a taxa de crescimento populacional ( $r$ ), a probabilidade de extinção da população (PE), tempo médio de extinção (TE), tamanho médio da população (N) e declínio na variabilidade genética (H). A probabilidade de extinção é a razão entre o número de simulações em que as populações seriam extintas e o número total de simulações (Lacy *et al.*, 2014).

## **Resultados**

Dentre os cenários analisados, os mais críticos para a persistência dos muriquis estão relacionados ao isolamento de grupos em pequenos fragmentos, sem capacidade de suporte para um segundo grupo de muriquis. Com a inserção de emigração de fêmeas jovens nos cenários, as populações reduzem o crescimento e, em alguns casos,

sofrem declínio populacional ( $r < 0$ ) e probabilidade de 100% de extinção em 100 anos modelados.

No cenário mais realista em relação à paisagem em SMJ, há um isolamento do grupo MB em relação aos outros quatro grupos do Córrego do Ouro e de Rio das Pedras. Os quatro cresceram ( $r = 0,035$ ) quando mantidos conectados. Eles possuem população inicial de 71 muriquis e capacidade de suporte (K) estimada em 228, que foi atingida após 40 anos, aproximadamente. Já o grupo MB, continuando no padrão de Isolamento A registrado nos 12 anos de monitoramento da área, na modelagem teve taxa de crescimento nula e 30% de chance de extinguir.

Para os quatro grupos do CO e RP, simulamos a perda de conexões de habitat nos dois padrões comportamentais de fêmeas jovens. No cenário de Isolamento A, essa população teve um leve crescimento inicial, seguido por uma longa e constante redução ao longo dos últimos 80 anos da modelagem. Com taxa de crescimento nula, a população final foi muito semelhante à inicial, com probabilidade de extinção de 1,6% nos próximos 100 anos. No isolamento B a probabilidade de extinção dos quatro grupos foi de 80%, com tempo médio de extinção de 62 anos.

O atual isolamento do grupo MB, em relação aos outros grupos, tem sido o cenário mais pessimista em relação à persistência da espécie em SMJ. Com baixa capacidade de suporte ( $K = 34$  muriquis), houve uma elevada probabilidade de extinção ( $>20\%$ ), mesmo quando todas as fêmeas apresentaram comportamento filopátricos em termos populacionais, como no cenário Base.

Para atenuar o isolamento do grupo MB, simulamos a introdução de uma fêmea jovem a cada cinco anos nos primeiros 50 anos modelados, saindo da população do CO e RP. Com a saída dessas fêmeas da população fonte, o elevado crescimento populacional foi mantido e capacidade de suporte da área foi atingida após 60 anos, 20 anos mais tarde comparada ao cenário Base. Contudo, o reforço com fêmeas no MB não reduziu a probabilidade de extinção, mas houve redução da perda de diversidade gênica, de 29 para 15% de perda. Após o fim do manejo no grupo MB, 50 anos, a população reduziu e se igualou ao cenário Base, sem manejo (Figura 3).

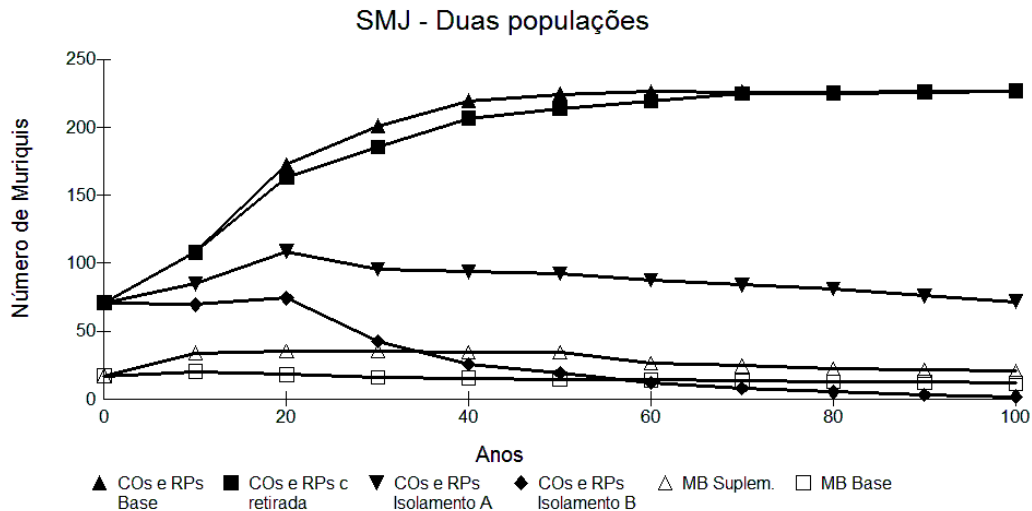


Figura 3. Simulação populacional dos quatro grupos adjacentes em Santa Maria de Jetibá (SMJ), Córrego do Ouro (CO) e Rio das Pedras (RP), e o isolamento do grupo Mata do Belém (MB). Foram analisados cenários variando as taxas de sucesso reprodutivo de fêmeas jovens e a retirada de fêmeas dos grupos COs e RPs para suplementação no grupo MB.  $K_{COs e RPs} = 228$ ;  $K_{MB} = 34$ .

Além do isolamento e da ausência de fêmeas jovens imigrantes, a viabilidade populacional do grupo MB também foi reduzida pela pequena área e a consequente baixa capacidade de suporte ( $K = 34$  muriquis). Considerando o estabelecimento do segundo grupo social, simulamos o aumento de  $K$  no grupo MB para 44 e 54 muriquis, sempre sendo acompanhado pelo aumento populacional.

Quando não houve aumento de  $K$  e as fêmeas nascidas na MB continuaram se comportando no padrão de Isolamento A, a população teve probabilidade de extinção de 30% nos 100 anos modelados, com tempo médio de extinção de 73 anos. No comportamento das fêmeas no padrão de Isolamento B, a probabilidade de extinção foi de 96%, com tempo médio de apenas 50 anos (Figura 4).

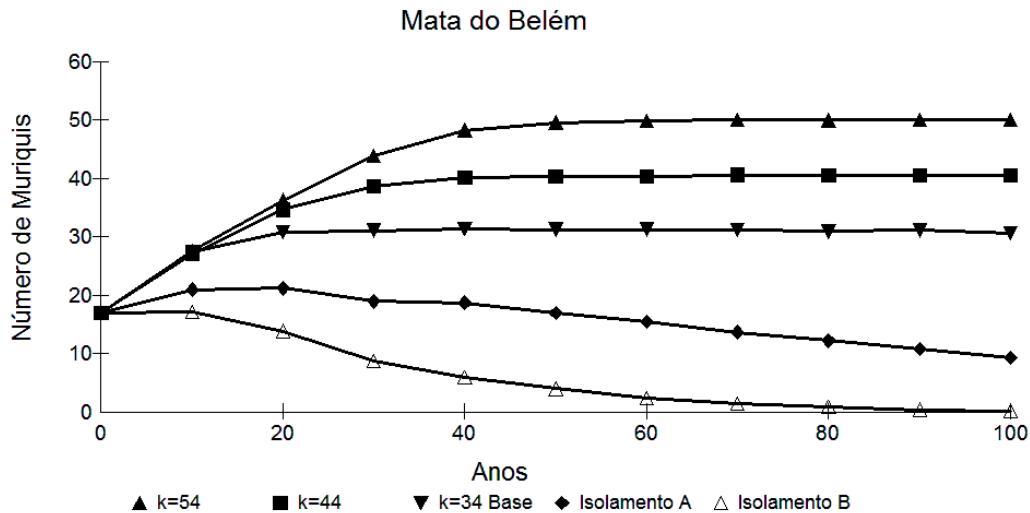


Figura 4. Simulação populacional do isolamento do grupo Mata do Belém em Santa Maria de Jetibá. No cenário Base, simulamos o aumento da capacidade de suporte da área para 54 e 44 muriquis. Também variamos o sucesso reprodutivo das fêmeas jovens nos padrões de Isolamento A e B.  $K_{base} = 34$  muriquis.

Na perda das conexões entre os quatro grupos do Rio das Pedras e Córrego do Ouro, eles funcionam como quatro populações isoladas, todas de tamanho inicial reduzido e baixo K, principalmente CO1 e CO2. No padrão de Isolamento A, as quatro populações tiveram elevada probabilidade de extinção, com população final reduzida nos grupos RP1 e RP2 e extinta nos grupos CO1 e no CO2. Já no Isolamento B, todos os quatro grupos se extinguíram no período analisado, com tempo médio sempre inferior a 60 anos (Tabela 3).

Tabela 3. Simulação populacional nos padrões de isolamento A e B dos quatro grupos de muriquis do Córrego do Ouro e de Rio das Pedras, em Santa Maria de Jetibá/ES. K = Capacidade de suporte; PE = Probabilidade de extinção; TE = Tempo médio de extinção.

Isolamento	Localidade	População inicial	Área (ha)	K	PE %	TE médio	População final
A	Rio das Pedras 1 (RP1)	18	321	77	31	72	13
	Rio das Pedras 2 (RP2)	19	442	106	25	75	18
	Córrego do Ouro 1 (CO1)	23	121	<b>29</b>	86	48	Extinta
	Córrego do Ouro 2 (CO2)	11	69	<b>16</b>	100	32	Extinta
B	Rio das Pedras 1 (RP1)	18	321	77	96	50	Extinta
	Rio das Pedras 2 (RP2)	19	442	106	95	53	Extinta
	Córrego do Ouro 1 (CO1)	23	121	<b>29</b>	100	38	Extinta
	Córrego do Ouro 2 (CO2)	11	69	<b>16</b>	100	30	Extinta

No cenário baseado no possível reestabelecimento das conexões de habitat entre todos os cinco grupos adjacentes de SMJ, eles foram tratados como uma única população. Neste, com 88 muriquis, 1.100 ha de área e K estimado em 262 indivíduos,

houve elevada taxa de crescimento ( $r=0,035$ ) e a capacidade de suporte foi atingida em aproximadamente 40 anos.

Analisando os cinco grupos como uma única população, porém com perda de conexões entre eles, investigamos o comportamento nos padrões de isolamento A e B. A taxa de crescimento populacional foi nula no Isolamento A, enquanto no Isolamento B a população reduziu até a extinção em menos de 100 anos. Nesse caso, a probabilidade de extinção foi de 77%, com tempo médio de extinção de 62 anos.

Na análise com aumento do valor de K para 350 murequis no cenário Base, houve continuidade do crescimento populacional, atingindo o novo valor após 60 anos, aproximadamente (Figura 5).

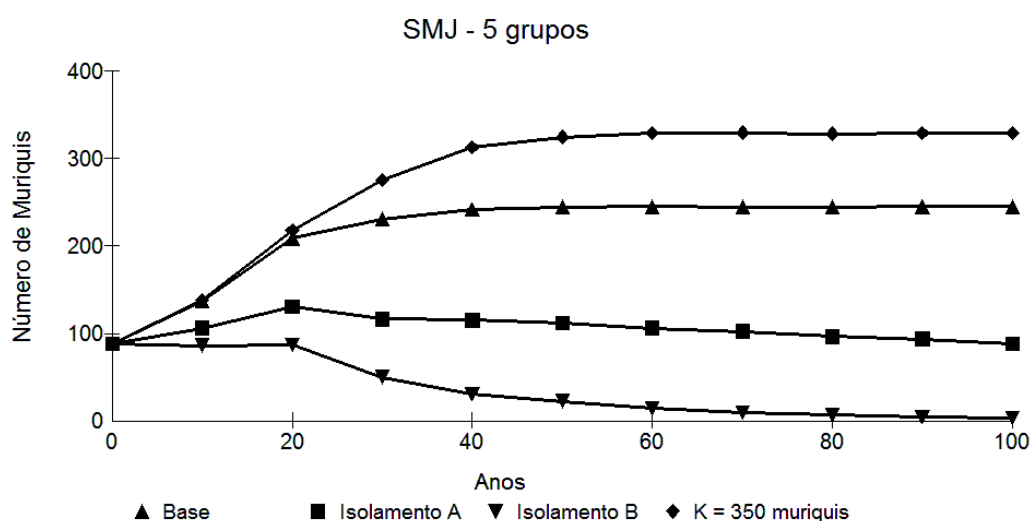


Figura 5. Simulação populacional dos murequis que vivem em cinco fragmentos florestais em Santa Maria de Jetibá (SMJ). Além do cenário Base, testamos dois padrões de isolamento, A e B, variando o sucesso reprodutivo de fêmeas jovens. A capacidade de suporte do cenário base também foi aumentada para 350. K base = 262 murequis.

Na RBAR, em Santa Teresa, com 3.562 ha de área protegida, os cenários mostraram alta probabilidade de extinção no isolamento do único grupo social de 25 murequis. Para simular as atuais condições, foram criados cenários nos padrões de isolamentos A e B. O crescimento populacional foi nulo no Isolamento A, com população final semelhante à inicial, apesar da elevada capacidade de suporte da RBAR ( $k=854$  murequis). No Isolamento B, houve extinção local da espécie em tempo médio de 50 anos.

Dentre os 25 murequis da RBAR, 12 são machos adultos e três desses estão vivendo afastados do grupo. Na hipótese de formação de um segundo grupo social, estimulado

pela introdução de uma fêmea junto aos três machos, houve uma tendência ao crescimento populacional, pois as fêmeas nascidas em um grupo migram para o outro, como no cenário Base. Assim, a população cresceu durante os 100 anos analisados, chegando a aproximadamente 600 muriquis, ainda sem atingir o K estipulado para a área (Figura 6).

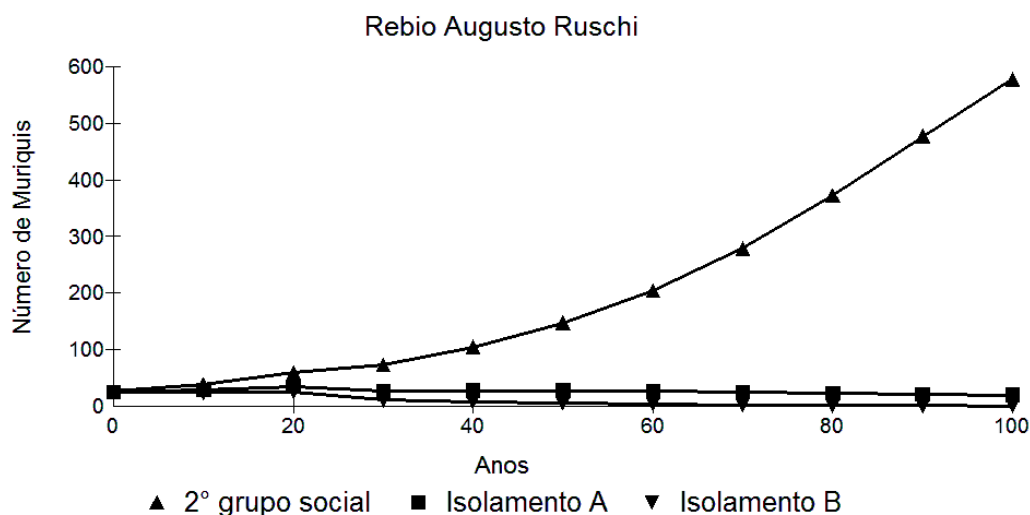


Figura 6. Simulação populacional dos muriquis na Reserva Biológica Augusto Ruschi. Considerando-se apenas um grupo social, foram simulados dois cenários de isolamento, A e B. No cenário com um segundo grupo, estimulado pela introdução de uma fêmea, mostra uma tendência ao crescimento da população ao longo dos 100 anos analisados. K = 854 muriquis.

## Discussão

A AVP é amplamente reconhecida como uma ferramenta para guiar ações de manejo de populações (Boyce, 1992; Possingham *et al.*, 1993; Brook *et al.*, 2000, 2002; Coulson *et al.*, 2001). Para isso, utilizamos principalmente o tamanho populacional nas análises e interpretações, pois a expectativa do crescimento proporciona uma visualização simples e intuitiva de comportamento da população, com fácil comparação entre os cenários (Pe'er *et al.*, 2013). Críticas já foram levantadas sobre a utilidade e eficácia da AVP, mas geralmente foram direcionadas às análises de espécies pouco estudadas, que não é o caso do muriqui, assim como quando focadas em estimativas de população mínima viável e nos efeitos de catástrofes ambientais nas populações (Coulson *et al.*, 2001; Ellstrand & Elam, 1993; Flather *et al.*, 2011a, 2011b).

Para testar a eficiência do programa Vortex com populações de muriquis, Strier (1993-1994) comparou os resultados da modelagem com o crescimento pretérito da população na RPPN-FMA e concluiu que o programa era apropriado para a espécie,

pois não houve diferença entre os valores esperados e os encontrados. Mendes *et al.*, (2005a) também sugeriram a realização de AVP para as populações de muriquis utilizando o programa Vortex.

Nas nossas análises, encontramos uma estreita relação entre o isolamento das áreas com apenas um grupo social de muriquis e a redução da viabilidade populacional nas próximas décadas. Pelo comportamento de emigração das fêmeas jovens e filopatria dos machos (Strier, 1994; Printes & Strier, 1999), foi evidenciada a necessidade de estratégias que reduzam o isolamento dos grupos sociais de muriquis, evitando assim a perda das fêmeas migrantes pelo isolamento.

No isolamento, muitas fêmeas não alcançam sucesso reprodutivo, pois emigram do grupo natal e não encontram um segundo grupo na área. Além da saída dessas fêmeas, não há chegada de fêmeas vindas de outros grupos. Assim, o comportamento filopátricos dos machos e a emigração de fêmeas fazem a proporção de machos adultos aumentar. No grupo MB foi registrado o aumento na proporção de machos em relação às fêmeas e um envelhecimento da população. A razão sexual entre adultos aumentou de 0,5 para 1,2 machos/fêmea entre 2002 e 2012 (Lanna *et al.*, 2013). Nos mesmos dez anos, a porcentagem de adultos também aumentou de 43% para 73% da população.

Ao longo do monitoramento no grupo MB, não foi registrada a chegada de nenhuma fêmea vinda de outro grupo. No mesmo período, duas das cinco fêmeas jovens permaneceram e se reproduziram no grupo natal, comportamento pouco comum da espécie na RPPN-FMA, onde há mais de um grupo social (Strier, 2014). Essa alteração comportamental pode ser benéfica em um curto intervalo de tempo. Porém, caso o comportamento seja mantido, haverá aumento da endogamia na população, influenciando criticamente a diversidade genética e a persistência devido à perda de aptidão dos indivíduos (Bijlsma *et al.*, 2000; Hedrick & Kalinowski, 2000). Corroborando essa hipótese, estudos já evidenciaram sinais de endocruzamento no grupo MB, com sinais de perda de diversidade genética quando comparado aos outros grupos de SMJ (Alvarenga, 2010).

Pequenos grupos sociais isolados de muriquis já foram relatados em outras duas áreas de ocorrência da espécie. Em Rio Casca (MG), um grupo isolado de muriqui-do-norte, que chegou a ser registrado com 18 indivíduos em 1987 (Lemos de Sá, 1991), foi extinto quando o último macho sobrevivente foi translocado em 2008 para Fundação Zoo-Botânica de Belo Horizonte (Barros *et al.*, 2011; Jerusalinsky *et al.*, 2011). Outra população que ficou isolada com apenas um grupo, em Ibitipoca (MG),

reduziu-se de 12 muriquis em 2003 (Mendes *et al.*, 2003) para apenas quatro machos adultos atualmente (Jerusalinsky *et al.*, 2011). Assim como no grupo MB, nos dois casos foram relatadas fêmeas que, após emigrarem do grupo natal, ficaram isoladas por falta de um segundo grupo de muriquis (veja Fontes *et al.*, 1996).

De forma semelhante aos casos de isolamento, os modelos mostraram um futuro pessimista para o grupo MB nas atuais condições. Além do isolamento, o grupo está restrito a uma área com capacidade de suporte para apenas 34 muriquis nos 143 ha de habitat disponível. O grupo utiliza toda a área do fragmento (Petri, 2010), o que restringe um possível estabelecimento do segundo grupo, necessário ao aumento da viabilidade populacional. A capacidade de suporte também está abaixo de 40 muriquis, que foi a população mínima viável estimada para a espécie (Brito & Grelle, 2006).

Estratégias de manejo para o grupo MB foram testadas na AVP. Porém, mesmo no cenário com introdução de 10 fêmeas ao longo dos primeiros 50 anos, não houve aumento da viabilidade deste grupo no final do período de 100 anos. Após o término do manejo, a população se igualou ao cenário Base, o que indica uma necessidade permanente da chegada de fêmeas para o grupo. Isso já foi indicado por Holsinger (2003), que recomenda um manejo constante, com suplementação, para prevenir extinções em populações com taxa de crescimento negativa em longo prazo.

Simulando o aumento da capacidade de suporte para o grupo MB e a permanência das fêmeas jovens, a população cresceu até o novo valor de K. No atual isolamento, esses cenários só seriam possíveis com o aumento da área disponível, via reflorestamento, e a formação do segundo grupo, evitando assim a perda de fêmeas emigrantes. Se for estabelecida uma conexão de habitat sobre a rodovia ES-264 e o reflorestamento de alguns trechos, a área do MB ficaria conectada com a área do grupo RP1. Assim, provavelmente as fêmeas do MB que vivem isoladas poderiam migrar para a RP1 e fêmeas dessa também migrariam para o grupo MB. A migração de fêmeas em distâncias semelhantes à existente entre os grupos MB e RP1 já foi registrada para a espécie (Tabacow *et al.*, 2009), o que justifica investimento para o estabelecimento do possível corredor de habitat entre os dois.

As conexões estão mais favoráveis à passagem de muriquis entre RP1 e os outros três fragmentos com grupos monitorados. Entre RP1 e RP2, o maior obstáculo é uma estrada não pavimentada e uma rede elétrica. Entre RP2 e CO2 está sendo reflorestado um corredor florestal de aproximadamente 300 metros. Com o crescimento da vegetação, esse ponto não será mais um obstáculo. Por fim, entre



CO2 e CO1, há um ponto de conexão onde ainda é possível passagem de muriquis, embora também fragilizado por uma estrada e uma rede elétrica.

Na atual paisagem de SMJ, os grupos que vivem em Rio das Pedras e no Córrego do Ouro estão se retroalimentando de fêmeas migrantes, havendo possível maior fluxo entre RP1 e RP2 e entre CO1 e CO2. O monitoramento dos últimos dez anos, mostra a saída e a chegada de fêmeas jovens nos quatro grupos, o que evidencia a funcionalidade das conexões. Apesar da fragmentação, esses quatro grupos ainda se comportam no cenário Base, com migrações de fêmeas entre grupos. Nesse cenário, a AVP mostrou probabilidade de extinção nula, diferente do que foi registrado para os cenários com isolamento. Assim, a modelagem indica a necessidade de manutenção das conexões entre os fragmentos, o que possibilitará a passagem de fêmeas migrantes.

Para minimizar os efeitos do isolamento e propiciar o crescimento populacional, basta haver conexão funcional entre dois grupos sociais. Contudo, pelo reduzido tamanho dos grupos, nem a população formada pelo RP1 e RP2, ou pelo CO1 e CO2, estão acima da população mínima viável estimada para a espécie, de 40 muriquis (Brito & Grelle, 2006). Segundo os autores, em termos demográficos, o mínimo de 40 indivíduos representa uma segurança a fatores como variação na razão sexual da prole e redução na porcentagem de fêmeas se reproduzindo. Em uma análise do efeito da subdivisão de populações do miqui-do-norte, Eduardo & Brito (2012) também concluíram que populações com menos de 40 indivíduos não suportam os efeitos negativos associados e ficam suscetíveis à extinção.

No cenário com todos os cinco grupos de SMJ tratados como uma única população, ou seja, com habitat conectado e sucesso na migração de fêmeas jovens, a capacidade de suporte (K) de 262 muriquis é atingida, em média, em quatro décadas. Simulando o aumento de K para 350 muriquis, houve continuidade do crescimento da população até o novo valor estipulado. Para a RPPN-FMA também foi encontrado um resultado semelhante (Strier, 1993-1994), onde um aumento de K levou ao aumento da população modelada. Mesmo sem ter havido grande incremento de habitat após duas décadas, a população da RPPN-FMA ultrapassou a capacidade de suporte estimada, sendo contabilizados 328 muriquis em 2012 (Strier, 2014). Por outro lado, nos cenários com perda das conexões entre os cinco grupos de SMJ, a população poderá reduzir e até extinguir-se nos 100 anos modelados.

Nos grandes fragmentos do município vizinho, Santa Teresa (ST), uma tradição de caça da população humana local pode explicar a ausência do miqui em quase todo o

município e a baixa densidade populacional da RBAR, com 25 muriquis em 3.562 ha de área disponível. Outras populações já foram registradas em ST, como na Estação Biológica de Santa Lúcia (Ruschi, 1964) e em uma área particular ao Norte da RBAR (Vieira & Mendes, 2005). Na Estação de Biológica de Santa Lúcia a espécie, possivelmente, foi extinta (Passamani *et al.*, 2000) e no fragmento ao Norte da RBAR não houve novo censo populacional, o que inviabiliza a inserção da população nas análises, assim como em planos de manejo.

Mesmo com a proteção de uma Reserva Biológica, os resultados da AVP indicaram que a população da RBAR tenderá à extinção caso um segundo grupo social não se estabeleça. Como ocorreu no grupo de muriquis em Rio Casca (MG) (Melo *et al.*, 2005; Jerusalinsky *et al.*, 2011), em Ibitipoca (MG) (Mendes *et al.*, 2003; Nogueira *et al.*, 2010; Jerusalinsky *et al.*, 2011) e está ocorrendo no grupo MB (Lanna *et al.*, 2013), a população da RBAR também sofre com o isolamento de apenas um grupo social. Diante da grande distância de outro grupo da espécie, a introdução de fêmeas poderá ser a melhor alternativa para a RBAR. Dentre os 25 muriquis confirmados na área, 12 são machos adultos, o que pode ser um sinal de longo período com emigração de fêmeas jovens e ausência de imigrantes. Além desse indício demográfico, o grupo já foi registrado em quase toda a RBAR, sem aparentar nenhuma segregação de área com um possível segundo grupo, como registrado onde ocorre mais de um grupo social de muriquis (Strier *et al.*, 2006).

A introdução de fêmeas jovens entre os três machos marginais que vivem na RBAR poderá ser uma estratégia promissora para o reestabelecimento de um segundo grupo, necessário à viabilidade dos muriquis. A RBAR é a única Unidade de Conservação da região centro-serrana do ES em que o muriqui ainda ocorre. Todas as outras áreas de ocorrência na região são particulares e, possivelmente, mais suscetíveis a impactos.

O manejo de grupos isolados de outras localidades no ES para a RBAR já foi sugerido por Mendes & Chiarello em 1993, mas na época recebeu críticas pela escassez de informações sobre as populações a serem manejadas (Strier, 1993). Com as novas informações adquiridas nos últimos 10 anos, o manejo de fêmeas demonstra ser uma boa estratégia, além de necessário em situações populacionais como da RBAR.

Ações de manejo já foram realizadas para atenuar o isolamento de grupos sociais de muriquis. Em 2005 uma fêmea jovem de muriqui foi translocada entre dois grupos de SMJ (Mendes *et al.*, 2005b) e em 2006 uma fêmea isolada foi capturada em MG e levada para a RPPN Mata do Sossego (Barros *et al.*, 2011). Nos dois manejos, as

fêmeas translocadas se estabeleceram no novo grupo e estão se reproduzindo há quase dez anos. Diante das experiências pretéritas bem sucedidas, o cenário com manejo proposto para a RBAR poderá ser promissor. Como os grupos de SMJ são os mais próximos da RBAR, além de habituados à presença de pesquisadores e existirem atualmente fêmeas jovens em idade de migração, consideramos essa como uma fonte adequada de fêmeas para a RBAR.

Na hipótese de estabelecimento de um segundo grupo de muriquis na RBAR, a modelagem mostra um crescimento contínuo da população durante os 100 anos analisados. Mesmo não havendo a formação imediata do segundo grupo, essas fêmeas se reproduzindo já possibilitarão um crescimento populacional, que poderá provocar uma fissão e formação de mais um grupo social, como já registrado para a espécie na RPPN-FMA (Tokuda *et al.*, 2014).

Para outra espécie de primatas, *Leontopithecus rosalia*, que estava classificada como Criticamente em Perigo até 2003, um amplo plano de manejo foi desenvolvido e executado com êxito, sendo reclassificada como Em Perigo (Kierulff *et al.*, 2012). Planos de manejo para a conservação têm sido implementados para minimizar os efeitos da perda e fragmentação do habitat em diferentes ecossistemas (veja IUCN/SSC, 2013).

A AVP indicou que a viabilidade dos cinco grupos de SMJ poderá aumentar com o reestabelecimento das conexões de habitat entre os fragmentos. Assim, os pontos de conexões funcionariam como corredores florestais, possibilitando a passagem de fêmeas migrantes, mitigando os efeitos da fragmentação para toda a biodiversidade local (Harvey *et al.*, 2014; Joly *et al.*, 2014). Porém, com o desenvolvimento socioeconômico da região, tem sido observado o alargamento e a pavimentação de estradas e o aumento da malha elétrica, que também impacta a espécie (ICMBio, 2013). Desta forma, torna-se urgente a implementação de medidas para a manutenção dos pontos onde ainda há conexão entre grupos de muriquis, assim como o restabelecimento onde a conexão florestal foi suprimida.

O monitoramento no grupo MB já mostra a redução da viabilidade pelo isolamento de um segundo grupo social e a AVP evidenciou um futuro pouco promissor nas atuais condições. Nos outros quatro grupos de SMJ, a perda de conexões florestais poderá reduzir o sucesso de fêmeas jovens migrantes.

Este estudo mostra que em fragmentos isolados os grupos de muriquis tendem à extinção, nos casos mais graves, em apenas 30 anos pela perda de fêmeas

migrantes. Para aumentar o sucesso reprodutivo de fêmeas jovens e a viabilidade populacional em SMJ, os pontos de conexões entre os fragmentos deverão ser reestabelecidos via reflorestamento. De forma distinta, na RBAR a suplementação com fêmeas é a estratégia de manejo mais promissora tendo em vista a ausência de um segundo grupo de muriquis no entorno imediato e a grande quantidade de machos adultos na área.

## Referências

- Aguirre, A., 1971. O mono *Brachyteles arachnoides* (E. Geoffroy): Situação Atual da Espécie no Brasil. Academia Brasileira de Ciência, Rio de Janeiro.
- Alvarenga, C.S., 2010. Diversidade e estruturação genética de *Brachyteles hypoxanthus* (Primates : Atelidae) em um ambiente fragmentado no município de Santa Maria de Jetibá (ES) usando DNA mitocondrial e nuclear Diversidade e estruturação genética de *Brachyteles hypoxanthus*. Universidade Federal do Espírito Santo.
- Barros, J.B.G., Vilela, D.A.R., Melo, F.R. De, 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, Í. (Eds.), *A Primatologia No Brasil* - 11. 1ed. SBPr, Belo Horizonte, pp. 175–186.
- Bekessy, S., Wintle, B., Gordon, A., Fox, J.C., Chisholm, R., Brown, B., Regan, T., Mooney, N., Read, S.M., Burgman, M., 2009. Modelling human impacts on the Tasmanian wedge-tailed eagle (*Aquila audax fleayi*). *Biol. Conserv.* 142, 2438–2448. doi:10.1016/j.biocon.2009.05.010
- Bijlsma, R., Bundgaard, J., Boerema, A.C., 2000. Does inbreeding affect the extinction risk of small populations?: predictions from *Drosophila*. *J. Evol. Biol.* 13, 502–514.
- Boyce, M.S., 1992. Population Viability Analysis. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 23, 481–506. doi:10.2307/2097297
- 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
- Brito, D., Grelle, C.E. V., Boubli, J.P., 2008. Is the Atlantic Forest protected area network efficient in maintaining viable populations of *Brachyteles hypoxanthus*? *Biodivers. Conserv.* 17, 3255–3268. doi:10.1007/s10531-008-9427-z
- Bronikowski, A.M., Altmann, J., Brockman, D.K., Cords, M., Fedigan, L.M., Pusey, A., Stoinski, T., Morris, W.F., Strier, K.B., Alberts, S.C., 2011. Aging in the natural world: comparative data reveal similar mortality patterns across primates. *Science* 331, 1325–8. doi:10.1126/science.1201571
- Brook, B.W., Burgman, M.A., Frankham, R., 2002. Differences and Congruencies between PVA Packages : the Importance of Sex Ratio for Predictions of Extinction Risk 4, 1–12.

- Brook, B.W., O'Grady, J.J., Chapman, P., Burgman, M., Akçakaya, H.R., Frankham, R., 2000. Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. *Nature* 404, 385–7. doi:10.1038/35006050
- Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J.P.W., Almond, R.E. a, Baillie, J.E.M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Carpenter, K.E., Carr, G.M., Chanson, J., Chenery, A.M., Csirke, J., Davidson, N.C., Dentener, F., Foster, M., Galli, A., Galloway, J.N., Genovesi, P., Gregory, R.D., Hockings, M., Kapos, V., Lamarque, J.-F., Leverington, F., Loh, J., McGeoch, M. a, McRae, L., Minasyan, A., Hernández Morcillo, M., Oldfield, T.E.E., Pauly, D., Quader, S., Revena, C., Sauer, J.R., Skolnik, B., Spear, D., Stanwell-Smith, D., Stuart, S.N., Symes, A., Tierney, M., Tyrrell, T.D., Vié, J.-C., Watson, R., 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* 328, 1164–1168. doi:10.1126/science.1187512
- Canale, G.R., Peres, C., Guidorizzi, C.E., Gatto, C.F., Kierulff, M.C.M., 2012. Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. *PLoS One* 7, e41671. doi:10.1371/journal.pone.0041671
- Caughley, G., Gunn, A., 1995. *Conservation biology in theory and practice*. Blackwell, Cambridge.
- Collinge, S.K., 2001. Spatial ecology and biological conservation. *Biol. Conserv.* 100, 1–2. doi:10.1016/S0006-3207(00)00201-9
- Costa, L.P., Leite, Y.L.R., Mendes, S.L., Ditchfield, A.D., 2005. Mammal conservation in Brazil. *Conserv. Biol.* 19, 672–679. doi:10.1111/j.1523-1739.2005.00666.x
- Coulson, T., Mace, G.M., Hudson, E., Possingham, H., 2001. The use and abuse of population viability analysis. *Trends Ecol. Evol.* 16, 219–221.
- 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.
- Dean, W., 1995. *A ferro e fogo: a historia e a devastação da Mata Atlântica brasileira.*, Companhia . ed. São Paulo.
- Eduardo, A. a, Brito, D., 2012. The impacts of population subdivision on the viability of *Brachyteles hypoxanthus*. *Folia Primatol.* 83, 76–84. doi:10.1159/000342214
- Ellstrand, N.C., Elam, D.R., 1993. Population genetic consequences of small population size: Implications for plant conservation. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 24, 217–242.
- Flather, C.H., Hayward, G.D., Beissinger, S.R., Stephens, P., 2011a. Minimum viable populations: is there a “magic number” for conservation practitioners? *Trends Ecol. Evol.* 26, 307–16. doi:10.1016/j.tree.2011.03.001
- Flather, C.H., Hayward, G.D., Beissinger, S.R., Stephens, P.A., 2011b. A general target for MVPs : unsupported and unnecessary. *Trends Ecol. Evol.* 26, 620–622. doi:10.1016/j.tree.2011.09.006
- Fontes, M.A.L., Oliveira Filho, A.T., Galetti, M., 1996. The Muriqui in the Parque Estadual de Ibitipoca, Minas Gerais. *Neotrop. Primates*.
- Hanski, I., Moilanen, A., Pakkala, T., Kuussaari, M., 1996. The Quantitative Incidence Function Model and Persistence of an Endangered Butterfly Metapopulation. *Conserv. Biol.* 10, 578–590.

- Harvey, C. a., Chacón, M., Donatti, C.I., Garen, E., Hannah, L., Andrade, A., Bede, L., Brown, D., Calle, A., Chará, J., Clement, C., Gray, E., Hoang, M.H., Minang, P., Rodríguez, A.M., Seeberg-Elverfeldt, C., Semroc, B., Shames, S., Smukler, S., Somarriba, E., Torquebiau, E., van Etten, J., Wollenberg, E., 2014. Climate-Smart Landscapes: Opportunities and Challenges for Integrating Adaptation and Mitigation in Tropical Agriculture. *Conserv. Lett.* 7, 77–90. doi:10.1111/conl.12066
- Hedrick, P.W., Kalinowski, S.T., 2000. Inbreeding Depression in Conservation Biology. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 31, 139–162.
- Holsinger, K.E., 2003. Demography and extinction in small populations., in: Young, A. G., & G. M. Clarke. *Genetics, Demography and Viability of Fragmented Populations*. Cambridge University Press, England.
- IBAMA, 1995. Plano de Manejo da Reserva Biológica Augusto Ruschi. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- IBGE, 2013. Distribuição espacial da população, in: Atlas Do Censo Demográfico 2010. IBGE, Rio de Janeiro, p. 160.
- ICMBio, 2013. Boletim Informativo. PAN-Muriquis.
- ICMBio, 2014. Lista de espécies ameaçadas da fauna brasileira., Ministério do Meio Ambiente. Brasil.
- IUCN, 2008. *Brachyteles hypoxanthus*, The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Downloaded on 05 September 2014.
- IUCN, 2014. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 11.
- IUCN/SSC, 2013. Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations, Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission.
- Jerusalinsky, L., Talebi, M., Melo, F.R. De, 2011. Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Muriquis. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio, Brasília.
- Joly, C.A., Metzger, J.P., Tabarelli, M., 2014. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives 459–473.
- Kierulff, M.C.M., Ruiz-Miranda, C.R., de Oliveira, P.P., Beck, B.B., Martins, A., Dietz, J.M., Rambaldi, D.M., Baker, J., 2012. The Golden lion tamarin *Leontopithecus rosalia*: A conservation success story. *Int. Zoo Yearb.* 46, 36–45. doi:10.1111/j.1748-1090.2012.00170.x
- Lacy, R., 2000. Structure of the VORTEX simulation model for population viability analysis. *Ecol. Bull.* 48, 191–203.
- Lacy, R.C., 1993. Vortex: A computer simulation model for population viability analysis. *Wildl. Res.* doi:10.1071/WR9930045
- Lacy, R.C., 2012. VORTEX: Population viability analysis software. Chicago Zool. Soc. *Conserv. Breed. Spec. Gr.*
- Lacy, R.C., Miller, P.S., Traylor-Holzer, K., 2014. Vortex 10 User's Manual. IUCN SSC Conservation Breeding Specialist Group, and Chicago Zoological Society, Apple Valley, Minnesota, USA.

- Lane, F., 1977. A Hunt for “Monos” (*Brachyteles arachnoides*) in the Foothills of the Serra da Paranapiacaba, São Paulo, Brazil. *Primate Conserv.* 11, 21–25.
- Lanna, A.M., Santos, R.R., Mendes, S.L., 2013. Demografia de um pequeno grupo isolado de muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*), Anais do II Congresso Latino Americano e XV Congresso Brasileiro de Primatologia. Recife.
- Laurance, W.F., Carolina Useche, D., Rendeiro, J., Kalka, M., Bradshaw, C.J. a., Sloan, S.P., Laurance, S.G., Campbell, M., Abernethy, K., Alvarez, P., Arroyo-Rodriguez, V., Ashton, P., Benítez-Malvido, J., Blom, A., Bobo, K.S., Cannon, C.H., Cao, M., Carroll, R., Chapman, C., Coates, R., Cords, M., Danielsen, F., De Dijn, B., Dinerstein, E., Donnelly, M. a., Edwards, D., Edwards, F., Farwig, N., Fashing, P., Forget, P.-M., Foster, M., Gale, G., Harris, D., Harrison, R., Hart, J., Karpanty, S., John Kress, W., Krishnaswamy, J., Logsdon, W., Lovett, J., Magnusson, W., Maisels, F., Marshall, A.R., McClearn, D., Mudappa, D., Nielsen, M.R., Pearson, R., Pitman, N., van der Ploeg, J., Plumptre, A., Poulsen, J., Quesada, M., Rainey, H., Robinson, D., Roetgers, C., Rovero, F., Scatena, F., Schulze, C., Sheil, D., Struhsaker, T., Terborgh, J., Thomas, D., Timm, R., Nicolas Urbina-Cardona, J., Vasudevan, K., Joseph Wright, S., Carlos Arias-G., J., Arroyo, L., Ashton, M., Auzel, P., Babaasa, D., Babweteera, F., Baker, P., Banki, O., Bass, M., Bila-Isia, I., Blake, S., Brockelman, W., Brokaw, N., Brühl, C. a., Bunyavejchewin, S., Chao, J.-T., Chave, J., Chellam, R., Clark, C.J., Clavijo, J., Congdon, R., Corlett, R., Dattaraja, H.S., Dave, C., Davies, G., de Mello Beisiegel, B., de Nazaré Paes da Silva, R., Di Fiore, A., Diesmos, A., Dirzo, R., Doran-Sheehy, D., Eaton, M., Emmons, L., Estrada, A., Ewango, C., Fedigan, L., Feer, F., Fruth, B., Giacalone Willis, J., Goodale, U., Goodman, S., Guix, J.C., Guthiga, P., Haber, W., Hamer, K., Herbinger, I., Hill, J., Huang, Z., Fang Sun, I., Ickes, K., Itoh, A., Ivanauskas, N., Jackes, B., Janovec, J., Janzen, D., Jiangming, M., Jin, C., Jones, T., Justiniano, H., Kalko, E., Kasangaki, A., Killeen, T., King, H., Klop, E., Knott, C., Koné, I., Kudavidanage, E., Lahoz da Silva Ribeiro, J., Lattke, J., Laval, R., Lawton, R., Leal, M., Leighton, M., Lentino, M., Leonel, C., Lindsell, J., Ling-Ling, L., Eduard Linsenmair, K., Losos, E., Lugo, A., Lwanga, J., Mack, A.L., Martins, M., Scott McGraw, W., McNab, R., Montag, L., Myers Thompson, J., Nabe-Nielsen, J., Nakagawa, M., Nepal, S., Norconk, M., Novotny, V., O'Donnell, S., Opiang, M., Ouboter, P., Parker, K., Parthasarathy, N., Pisciotta, K., Prawiradilaga, D., Pringle, C., Rajathurai, S., Reichard, U., Reinartz, G., Renton, K., Reynolds, G., Reynolds, V., Riley, E., Rödel, M.-O., Rothman, J., Round, P., Sakai, S., Sanaiotti, T., Savini, T., Schaab, G., Seidensticker, J., Siaka, A., Silman, M.R., Smith, T.B., de Almeida, S.S., Sodhi, N., Stanford, C., Stewart, K., Stokes, E., Stoner, K.E., Sukumar, R., Surbeck, M., Tobler, M., Tscharrntke, T., Turkalo, A., Umapathy, G., van Weerd, M., Vega Rivera, J., Venkataraman, M., Venn, L., Vereá, C., Volkmer de Castilho, C., Waltert, M., Wang, B., Watts, D., Weber, W., West, P., Whitacre, D., Whitney, K., Wilkie, D., Williams, S., Wright, D.D., Wright, P., Xiankai, L., Yonzon, P., Zamzani, F., 2012. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature* 489, 290–294. doi:10.1038/nature11318
- 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.
- Lindenmayer, D.B., Lacy, R.C., 1995. A simulation study of the impacts of population subdivision on the mountain brushtail possum *Trichosurus caninus* Ogilby (Phalangeridae: Marsupialia) in south-eastern Australia. I. Demographic stability and population persistence. *Biol. Conserv.* 73, 119–129. doi:10.1016/0006-3207(95)90035-7
- 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. *Neotrop. Primates* 13, 10–14. doi:10.1896/1413-4705.13.1.10
- Mendes, S.L., Chiarello, A.G., 1993. A proposal for the conservation of the muriqui in the state of Espírito Santo, Southeastern Brazil. *Neotrop. Primates* 1, 2–4.

- Mendes, S.L., Melo, F.R. De, Boubli, J.P., Dias, L.G., Strier, K.B., Pinto, L.P.S., Fagundes, V., Cosenza, B., Jr, P.D.M., 2005a. Directives for the conservation of the northern muriqui, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae). *Neotrop. Primates* 13, 7–18.
- 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., Santos, R.R., Carmo, L.P., 2005b. Conserving the northern muriqui in Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo. *Neotrop. Primates* 13, 31–35.
- Miller, P.S., Lacy, R.C., 2005. VORTEX: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 9.50 User's Manual. Apple Val. MN Conserv. Breed. Spec. Gr. (SSC/IUCN).
- Mittermeier, R.A., Valle, C., Alves, M.C., Santos, I.B., C.A.M.Pinto, Strier, K.B., Young, A.L., Veado, E.M., Constable, I.D., Paccagnella, S.G., Sá, R.M.L. de, 1987. Current distribution of the muriqui in the Atlantic Forest region of Eastern Brazil. *Primate Conserv.* 8, 143–148.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities 403, 853–858.
- Nogueira, D., Ferraz, S., Tabacow, F.P., Melo, F.R. De, 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 Ecol. Evol.* (Personal Ed. 8, 234–239. doi:10.1016/0169-5347(93)90197-W
- Passamani, M., Mendes, S.L., Chiarello, A.G., 2000. Non-volant mammals of the Estação Biológica de Santa Lúcia and adjacent areas of Santa Teresa, Espírito Santo, Brazil. *Bol. Mus. Biol. Mello Leitão* 11, 201–214.
- Pe'er, G., Matsinos, Y.G., Johst, K., Franz, K.W., Turlure, C., Radchuk, V., Malinowska, A.H., Curtis, J.M.R., Naujokaitis-Lewis, I., Wintle, B. a, Henle, K., 2013. A protocol for better design, application, and communication of population viability analyses. *Conserv. Biol.* 27, 644–656. doi:10.1111/cobi.12076
- Petri, M., 2010. Estratégias de forrageamento do muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) em um fragmento florestal em Santa Maria de Jetibá, ES. Universidade Federal do Espírito Santo.
- Pinto, L.P.S., Costa, C.M.R., Strier, K.B., Fonseca, G.A.B., 1993. Habitat, density and group size of primates in a brazilian tropical forest. *Folia Primatol.* 61, 135–143.
- Possingham, H.P., Lindenmayer, D.B., Norton, T.W., 1993. A framework for the improved management of threatened species based on Population Viability Analysis (PVA). *Pacific Conserv. Biol.* 1, 39–45.
- Printes, R.C., Strier, K.B., 1999. Behavioral Correlates of Dispersal in Female Muriquis (*Brachyteles arachnoides*). *Int. J. Primatol.* 20, 941–960.
- Reed, J.M., Mills, L.S., Jr, J.B.D., Menges, E.S., Kelvey, K.S.M.C., Frye, R., Beissinger, S.R., Anstett, M., Miller, P., 2002. Emerging Issues in Population Viability Analysis 16, 7–19.



- 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. Conserv.* 142, 1141–1153. doi:10.1016/j.biocon.2009.02.021
- Rizzini, C.T., 1979. *Tratado de fitogeografia do Brasil*. HUCITEC/Edusp, São Paulo.
- Rosenberger, A.L., Strier, K.B., 1989. Adaptive radiation of the ateline primates. *J. Hum. Evol.* 18, 717–750. doi:10.1016/0047-2484(89)90102-4
- Ruschi, A., 1964. Macacos do Estado do Espírito Santo. *Bol. do Mus. Biologia Profr. Mello Leitão* 23, 24.
- Rylands, A.B., Strier, K.B., Mittermeier, R.A., Borovansky, J., Seal, U.S., 1998. Population and Habitat Viability Assessment (PHVA) for the muriqui (*Brachyteles arachnoides*), CBSG. Belo Horizonte.
- Shaffer, M.L., 1981. Minimum population sizes for species conservation. *Bioscience*.
- Shaffer, M., L.H., Watchman, W.J., Snape, Latchis, I.K., 2002. Population viability analysis and conservation policy, in: S. R. Beissinger and D. R. McCullough, Editors. *Population Viability Analysis*. University of Chicago Press, Chicago. pp. 123–146.
- SOS, M.A., INPE, 2013. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica – Período de 2011-2012. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo.
- Strier, K.B., 1987. Reprodução de *Brachyteles arachnoides*, in: Mello, M.T. de (Ed.), *A Primatologia No Brasil 2*. Sociedade Brasileira de Primatologia, Brasília, pp. 163–175.
- Strier, K.B., 1993. Viability analyses of an isolated population of Muriqui monkeys: Implications for primate conservation and demography. *Primate Conserv.*
- Strier, K.B., 1993. Conservation of the muriqui in the state of Espírito Santo, Southeastern Brazil. *Neotrop. Primates* 1, 1–2.
- Strier, K.B., 1994. Myth of the typical primate. *Am. J. Phys. Anthropol.* 37, 233–271. doi:10.1002/ajpa.1330370609
- Strier, K.B., 2014. Chapter 12 Northern Muriqui Monkeys: Behavior , Demography , and Conservation, in: Yamagiwa, J., Karczmarski, L. (Eds.), *Primates and Cetaceans: Field Research and Conservation of Complex Mammalian Societies*, Primatology Monographs. Springer Japan, Tokyo, pp. 233–247. doi:10.1007/978-4-431-54523-1
- Strier, K.B., Boubli, J.P., Possamai, C.B., Mendes, 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 237, 227–237. doi:10.1002/ajpa
- Strier, K.B., Ives, A.R., 2012. Unexpected demography in the recovery of an endangered primate population. *PLoS One* 7, e44407. doi:10.1371/journal.pone.0044407
- Tabacow, F.P., Possamai, C.B., Melo, F.R., Mendes, S.L., Strier, K.B., 2009. New Sightings of Northern Muriqui Forest Fragments Surrounding the Estação Biológica De Caratinga-Rppn Feliciano Miguel Abdala , Minas Gerais , Brasil. *Neotrop. Primates* 16, 67–69.
- Tokuda, M., Boubli, J.P., Mourthé, I., Izar, P., Possamai, C.B., Strier, K.B., 2014. Males follow females during fissioning of a group of northern muriquis. *Am. J. Primatol.* 76, 529–538. doi:10.1002/ajp.22244

Vié, J.C., Hilton-taylor, C., Stuart, S.N., 2009. Wildlife in a changing world – An Analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species., Gland Switzerland. IUCN.  
doi:10.2305/IUCN.CH.2009.17.en

Vieira, L.A., Mendes, S.L., 2005. Presence of the muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*) in a rural property in the vicinity of the Augusto Ruschi Biological Reserve, Santa Teresa, Espírito Santo. *Neotrop. Primates* 13, 37–39.