

**Universidade Federal do Espírito Santo
Centro de Ciências Humanas e Naturais
Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas**

**Análise de viabilidade populacional do miquiqui,
Brachyteles hypoxanthus (Primates: Atelidae), em
fragmentos de Mata Atlântica de Santa Maria de
Jetibá - Espírito Santo**

Bruno Rocha Coutinho

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

**Vitória, ES
Março, 2007**

**Universidade Federal do Espírito Santo
Centro de Ciências Humanas e Naturais
Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas**

**Análise de viabilidade populacional do miqui,
Brachyteles hypoxanthus (Primates: Atelidae), em
fragmentos de Mata Atlântica de Santa Maria de
Jetibá - Espírito Santo**

Bruno Rocha Coutinho

Sérgio Lucena Mendes

(orientador)

**Vitória, ES
Março, 2007**

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)
(Biblioteca Central da Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

C871a Coutinho, Bruno Rocha, 1981-
Análise de viabilidade populacional do miqui, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates: Atelidae), em fragmentos de Mata Atlântica de Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo / Bruno Rocha Coutinho. – 2007.
118 f. : il.

Orientador: Sérgio Lucena Mendes.
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Espírito Santo,
Centro de Ciências Humanas e Naturais.

1. Miqui – Populações. 2. Primata – Populações. 3. Mata Atlântica.
4. Santa Maria de Jetibá (ES). I. Mendes, Sérgio Lucena. II. Universidade
Federal do Espírito Santo. Centro de Ciências Humanas e Naturais. III.
Título.

CDU: 57



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
MESTRADO EM BIOLOGIA ANIMAL

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

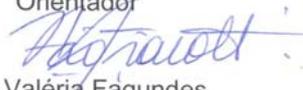
TÍTULO: "Análise de viabilidade populacional do miqui, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates: Atelidae), em fragmentos de mata Atlântica de Santa Maria de Jetibá - Espírito Santo"

AUTOR: BRUNO ROCHA COUTINHO

ORIENTADOR: Prof. Dr. Sérgio Lucena Mendes

Aprovada como parte das exigências para obtenção do título de MESTRE EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS, ÁREA DE CONCENTRAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL, pela comissão examinadora:

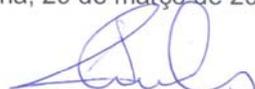

Dr. Sérgio Lucena Mendes
Orientador


Dra. Valéria Fagundes
Membro Interno


Dr. Yuri Luiz Reis Leite
Membro Interno


Dr. Daniel de Brito Cândido da Silva
Membro Externo

DATA DA REALIZAÇÃO: Vitória, 29 de março de 2007.


Presidente da Comissão Examinadora
Prof. Dr. Sérgio Lucena Mendes

“Rendidos por novas direções,
Restritos por novas decisões”

(Noção de Nada)

Dedico a minha mãe, Elza,
por sempre acreditar em mim.

AGRADECIMENTOS

É difícil trabalhar sozinho, numa dissertação acredito que seja quase impossível, embora este não tenha sido o meu caso. Se esta dissertação está pronta hoje é devido a grande ajuda de muitas pessoas (amigos, parentes, colegas, professores e até desconhecidos, podem acreditar!). Aqui vão os meus mais sinceros agradecimentos: a toda a minha família, em especial a minha mãe (Elza Rocha) que todos os dias me dá força para seguir em frente (mãe, eu te amo!). Danielle Moreira, a quem devo esta dissertação, por tudo o que me ensinou até hoje e pela ajuda imensurável de sempre com este trabalho. Ao grande amigo Daniel Brito, pela inestimável ajuda (conexão Serra/BRA – Washington/USA) de horas e horas, pelas idéias e explicações sempre tão relevantes, mas principalmente pela enorme amizade que foi crescendo ao longo desse tempo. Aos amigos do Laboratório de Biologia da Conservação de Vertebrados - UFES, onde estou a uns quatro anos (já perdi a conta), que me ensinaram muito durante todo esse tempo (Pedro Peloso, Mariana Zanon, Bertha Nicolaevsky, Valdemir de Sousa, Maria Alice Costa, Vagner de Souza, Cláudia Ferreira e Lara Tragino). Ao amigo “ouricólogo” Rivelino Galvão pela força de sempre e pelas lições em campo. Ao amigo Thiago Soares pela ajuda com as tabelas e gráficos desta dissertação. A Hélio Carreço, geógrafo do Projeto Muriqui, pela ajuda com diversas informações. Ao meu primo, quase irmão, Gustavo Rocha, que sempre vem me ajudando e ensinando durante anos. Quem diria que iríamos estudar juntos um dia! A todos os colegas da minha turma de mestrado. Ao secretário do PPGBAN, Bruno Greggio, pelo eficiente trabalho e esclarecimentos ao longo do período de mestrado. A todos os professores com quem tive o prazer de cursar disciplinas durante o mestrado (Leonora Pires, Celso Azevedo, Paulo De Marco Jr., Agnaldo Martins, Eliana Zandonadi e Karen Strier). Aos amigos do IPEMA, sempre prontos a ajudar. A amiga Andressa Gatti por me ensinar os passos iniciais do programa que trabalhei durante os últimos dois anos. A maior pesquisadora de muriquis, Karen B. Strier, pelas valiosas sugestões e por fornecer dados inéditos do seu trabalho em Caratinga – MG, o que enriqueceu enormemente esta dissertação. Ao meu orientador, Sérgio Lucena Mendes, pelas grandes idéias, ajuda, compreensão e confiança em disponibilizar todos os dados coletados pelo Projeto Muriqui – ES, durante anos de trabalho árduo em campo, necessários para a realização desta dissertação e, também, pela grande oportunidade de participar deste projeto maravilhoso. Sinto-me honrado.

Preciso agradecer também a todos os integrantes do Projeto Muriqui (técnicos de campo, biólogos, geógrafos, veterinários, educadores...) que tornaram tal projeto possível, assim como a minha dissertação. Aos participantes da banca de defesa (Valéria Fagundes, Yuri Leite e Daniel Brito, como membros titulares e Fabiano de Melo, como suplente). Suas sugestões e correções foram de grande importância. Esta dissertação teve suporte através do PROBIO/MMA que financiou o Projeto Muriqui – Espírito Santo e me concedeu uma bolsa de auxiliar técnico de nível superior em 2005 e pela CAPES, que me concedeu uma bolsa de mestrado durante 2006/2007.

SUMÁRIO

Lista de Figuras	vi
Lista de Tabelas	vii
Apresentação	10
Referências Bibliográficas	12
CAPÍTULO 1: Sobrevivendo em um mundo em pedaços: o caso de <i>Brachyteles hypoxanthus</i> em Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo	15
Resumo	16
Abstract	17
Introdução	18
Metodologia	20
Objeto de estudo	20
Área de estudo	22
Modelando com o VORTEX	25
Fonte dos dados	25
Cenários e análise de sensibilidade.....	29
Análise dos dados gerados.....	30
Resultados	31
Discussão	58
Referências bibliográficas	61
CAPÍTULO 2: Viabilidade metapopulacional do miquiqui, <i>Brachyteles hypoxanthus</i> (Primates, Atelidae), em fragmentos de Mata Atlântica	72
Resumo	73
Abstract	74
Introdução	75
Metodologia	77
Horizonte de tempo	78
Estrutura metapopulacional	78
Cenários e análise de sensibilidade	83
Interpretação dos dados gerados	86
Resultados	86
Discussão	101
Estrutura metapopulacional	101

Fatores determinísticos	103
Fatores estocásticos	105
Referências Bibliográficas	107

Lista de Figuras

Figura 1.1. Fragmentação florestal da Mata Atlântica no município de Santa Maria de Jetibá - Espírito Santo	23
Figura 1.2. Remanescentes de Mata Atlântica onde se encontram as nove subpopulações de <i>B. hypoxanthus</i> em Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo	24
Figura 1.3. Análise de regressão logística simples: associação da dispersão e probabilidade de sobrevivência de subpopulações de <i>B. hypoxanthus</i>	33
Figura 1.4. Probabilidade de extinção de nove subpopulações de <i>B. hypoxanthus</i> em fragmentos de Mata Atlântica em Santa Maria de Jetibá, considerando quatro diferentes taxas de dispersão de fêmeas	48
Figura 1.5. Probabilidade de extinção de nove subpopulações de <i>B. hypoxanthus</i> considerando a razão sexual	49
Figura 1.6. Probabilidade de extinção de nove subpopulações de <i>B. hypoxanthus</i> considerando a reprodução de fêmeas	50
Figura 1.7. Probabilidade de extinção de nove subpopulações de <i>B. hypoxanthus</i> considerando a mortalidade de jovens	51
Figura 1.8. Probabilidade de extinção de nove subpopulações de <i>B. hypoxanthus</i> considerando a mortalidade de adultos	52
Figura 1.9. Probabilidade de extinção de nove subpopulações de <i>B. hypoxanthus</i> considerando o fogo	53
Figura 1.10. Probabilidade de extinção de nove subpopulações de <i>B. hypoxanthus</i> considerando a capacidade suporte (k)	54
Figura 1.11. Probabilidade de extinção de nove subpopulações de <i>B. hypoxanthus</i> considerando a caça de fêmeas adultas.....	55
Figura 1.12. Probabilidade de extinção de nove subpopulações de <i>B. hypoxanthus</i> considerando a caça de fêmeas jovens.....	56
Figura 1.13. Probabilidade de extinção de nove subpopulações de <i>B. hypoxanthus</i> considerando a endogamia	57

Figura 2.1. Subpopulações de <i>B. hypoxanthus</i> no município de Santa Maria de Jetibá estruturadas em três níveis diferentes de conectividade	80
Figura 2.2. Função exponencial utilizada para estimativa das taxas de dispersão entre as subpopulações de <i>B. hypoxanthus</i>	82
Figura 2.3. Subpopulações de <i>B. hypoxanthus</i> utilizadas como cenário-base para a AVP	85
Figura 2.4. Efeito da variação da razão sexual sobre a probabilidade de extinção de uma metapopulação (cenário-base) de <i>B. hypoxanthus</i>	93
Figura 2.5. Efeitos da variação na porcentagem de fêmeas que se reproduzem a cada ano sobre a probabilidade de extinção de uma metapopulação de <i>B. hypoxanthus</i>	94
Figura 2.6. Efeito da variação da sobrevivência de fêmeas dispersoras sobre a probabilidade de extinção de uma metapopulação de <i>B. hypoxanthus</i>	95
Figura 2.7. Efeito da variação do parâmetro mortalidade de jovens e adultos sobre a probabilidade de extinção de uma metapopulação de <i>B. hypoxanthus</i>	96
Figura 2.8. Efeito de catástrofes sobre a probabilidade de extinção de uma metapopulação (cenário-base) de <i>B. hypoxanthus</i>	97
Figura 2.9. Efeito da variação da capacidade suporte (K) sobre a probabilidade de extinção de uma metapopulação (cenário-base) de <i>B. hypoxanthus</i>	98
Figura 2.10. Efeito da caça de fêmeas sobre a probabilidade de extinção de uma metapopulação (cenário-base) de <i>B. hypoxanthus</i>	99
Figura 2.11. Efeito da endogamia sobre a probabilidade de extinção de uma metapopulação (cenário-base) de <i>B. hypoxanthus</i>	100

Lista de Tabelas

Tabela 1.1. Subpopulações de <i>B. hypoxanthus</i> encontradas em Santa Maria de Jetibá utilizadas na AVP	27
Tabela 1.2. Análise de sensibilidade: mudança no parâmetro “taxa de dispersão” e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação A	28
Tabela 1.3. Área total e quantidade de unidades de planejamento (análise 2)	34
Tabela 1.4. Análise de sensibilidade: mudança no parâmetro “taxa de dispersão” e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação B	34
Tabela 1.5. Análise de sensibilidade: mudança no parâmetro “taxa de dispersão” e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação C	35

Tabela 1.6. Análise de sensibilidade: mudança no parâmetro “taxa de dispersão” e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação D	35
Tabela 1.7. Análise de sensibilidade: mudança no parâmetro “taxa de dispersão” e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação E	36
Tabela 1.8. Análise de sensibilidade: mudança no parâmetro “taxa de dispersão” e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação F.....	36
Tabela 1.9. Análise de sensibilidade: mudança no parâmetro “taxa de dispersão” e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação G	37
Tabela 1.10. Análise de sensibilidade: mudança no parâmetro “taxa de dispersão” e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação H.....	37
Tabela 1.11. Análise de sensibilidade: mudança no parâmetro “taxa de dispersão” e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação I.....	38
Tabela 1.12. Análise de sensibilidade: mudanças nos parâmetros e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação A	39
Tabela 1.13. Análise de sensibilidade: mudanças nos parâmetros e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação B	40
Tabela 1.14. Análise de sensibilidade: mudanças nos parâmetros e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação C	41
Tabela 1.15. Análise de sensibilidade: mudanças nos parâmetros e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação D	42
Tabela 1.16. Análise de sensibilidade: mudanças nos parâmetros e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação E.....	43
Tabela 1.17. Análise de sensibilidade: mudanças nos parâmetros e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação F.....	44
Tabela 1.18. Análise de sensibilidade: mudanças nos parâmetros e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação G	45
Tabela 1.19. Análise de sensibilidade: mudanças nos parâmetros e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação H	46
Tabela 1.20. Análise de sensibilidade: mudanças nos parâmetros e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação I.....	47
Tabela 2.1. Análise de sensibilidade: mudanças nos parâmetros e o resultado dos efeitos do modelo para a metapopulação (cenário-base)	88
Tabela 2.2. Resultados da AVP para as subpopulações que formam diferentes sistemas metapopulacionais de <i>B. hypoxanthus</i>	90

Tabela 2.3. Análise de sensibilidade: níveis de conectividade baixo (DE e GH) e alto (BCDEF) comparados à metapopulação (cenário-base) de <i>B. hypoxanthus</i>	92
--	----

APRESENTAÇÃO

As comunidades biológicas que levaram milhões de anos para se desenvolver vêm sendo devastadas pelo homem em toda a terra e a lista de transformações de sistemas naturais que estão diretamente relacionadas às atividades humanas é longa (Primack e Rodrigues, 2001). Entre os processos que atuam para tal devastação destacam-se a perda e a fragmentação de habitats (Laurance & Laurance 1999; Ritters et al. 1999; Colinge 2001). A degradação ambiental, embora ocorra por todo o planeta, é mais acentuada nos trópicos (Myers 1988), onde as taxas de desmatamento crescem a uma velocidade assustadora.

De acordo com Fahrig (2003), a fragmentação, pode ser dividida, conceitualmente, em dois processos: (1) redução da área de habitat, onde a perda de habitat pode excluir imediatamente algumas espécies se as mesmas forem raras ou estiverem distribuídas em manchas e (2) fragmentação *sensu strictu* que se refere à subdivisão do habitat, de forma que este isolamento pode diminuir ou até mesmo eliminar a colonização por espécies presentes em áreas vizinhas, assim como o fluxo gênico, além de impedir que as espécies tenham acesso a recursos localizados fora da mancha de habitat (Shaffer 1990). Desse modo, o tamanho de cada área de remanescente, o tempo de isolamento e o grau de conectividade entre elas (que inclui a distância entre áreas remanescentes e o tipo de ambiente que as envolve) estão entre os principais fatores que influenciam a resposta em longo prazo das espécies à fragmentação (Pires et al. 2006). Nestes processos, diversos componentes que se inter-relacionam são determinantes para a persistência ou não das espécies originais, sendo eles: o tamanho dos fragmentos, a matriz de habitats do entorno, a conectividade entre os fragmentos e o efeito de borda (Rolstad 1991; Fahrig 2003).

Normalmente, populações pequenas e isoladas tendem a apresentar uma capacidade menor de persistência devido a processos estocásticos. Gilpin & Soulé (1986) categorizaram quatro diferentes processos estocásticos que ameaçam pequenas populações: (1) aleatoriedade demográfica que se refere a variações ao acaso nas características demográficas de uma população, como a taxa de crescimento, razão sexual, tamanho de prole e outros; (2) aleatoriedade ambiental que está relacionada a variações ao acaso nas condições ambientais, normalmente subdividida em dois

grupos (flutuações ambientais e catástrofes), onde as flutuações referem-se a pequenas variações na precipitação, temperatura, umidade do solo, etc. que caracterizam anos bons ou ruins para uma determinada espécie, enquanto que as catástrofes referem-se a eventos pouco freqüentes, imprevisíveis e de forte impacto, como furacões, tempestades e inundações, por exemplo; (3) aleatoriedade genética, que pode levar a uma redução da variabilidade fenotípica através de processos como deriva genética, efeitos gargalo e diminuição da heterozigosidade por endocruzamentos. Este processo possui um agravante, pois está relacionado ao tamanho efetivo da população (N_e) e não ao tamanho populacional apenas (N). N_e é o número de indivíduos que efetivamente estão passando seus genes para a geração seguinte; levando-se em conta a variação entre indivíduos na passagem de seus genes, assim, N_e depende não somente de quantos indivíduos estão reproduzindo em uma dada população, mas também do fato da reprodução ser ou não concentrada em poucos indivíduos. (4) Perda de flexibilidade evolutiva, onde ocorre a perda da habilidade de uma população de responder adaptativamente as futuras mudanças ambientais, devido à perda de variabilidade genética.

Além dos processos estocásticos, ainda pode-se levar em conta um outro processo, denominado como determinístico, que neste caso, não se trata de aleatoriedade, mas sim de fatores que envolvem relações de causa e efeito, que podem ser previstos e controlados até certo ponto. Eles são causados por atividades antrópicas, na maioria das vezes, como a destruição e fragmentação de habitats, caça, introdução de fauna e flora exótica (Brito & Fernandez 2002). De maneira geral pode-se dizer que os processos determinísticos diminuem o tamanho das populações, enquanto os estocásticos ocasionam a extinção da população (Brito & Fernandez 2000).

Existe uma demanda cada vez maior por estimativas quantitativas e cientificamente confiáveis que informem se a sobrevivência de populações isoladas de interesse é viável ou não (Paglia et al. 2006). Este tipo de demanda, associado ao interesse recente pelos processos de extinção, levou ao surgimento da Análise de Viabilidade Populacional (AVP) a partir de Soulé (1987). AVP é a avaliação quantitativa dos fatores e suas interações que agem sobre populações e contribuem para seu declínio em curto e longo-prazo ou para sua extinção (Boyce 1992; Lacy 2006). Tal análise é considerada uma excelente ferramenta para se integrar fatores determinísticos e

estocásticos (Hedrik et al. 1996) fornecendo assim uma visão mais ampla das forças que podem atuar sobre a persistência das populações.

Neste contexto, o presente trabalho foi dividido em dois capítulos, o primeiro aborda uma AVP em um sistema fragmentado considerando nove pequenas populações de muriquis-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) sem interações demográficas entre si, enquanto o segundo trata de uma abordagem teórica, com interações mais complexas, sobre estruturas metapopulacionais e sua importância para a persistência desta espécie em longo-prazo em um sistema fragmentado. De maneira geral, esta contribuição visa fornecer subsídios para a conservação e manejo do muriqui-do-norte em uma paisagem fragmentada.

Referências bibliográficas:

Boyce, M.S. 1992. Population viability analysis. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 481-506.

Brito, D., & F.A.S. Fernandez. 2000. Dealing with extinction is forever: Understanding the risks faced by small populations. *Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science* 52 (3): 161-170.

Brito D., & F.A.S. Fernandez. 2002. Patch relative importance to metapopulation viability: the Neotropical marsupial *Micoureus demerarae* as a case study. *Animal Conservation* 5: 45-51.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology And Systematics*. 34: 487-515.

Gilpin, M. E. & M. E. Soulé. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. Páginas 19-34 in Soulé, M. E. editor. *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, MA.

Hedrick P.W.; Lacy R.C.; Allendorf F.W. & Soulé M.E. 1996. Directions in conservation biology: comments on Caughley. *Conservation Biology* 10: 1312-1320.

Lacy, R.C.; Borbat, M.; Pollak, J.P. 2006. *Vortex: A stochastic simulation of extinction processes*. Version 9.61. Chicago Zoological Society, Brookfield, Illinois.

Laurance, S.G. & Laurance, W.F., 1999. Tropical wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal mammals. *Biological Conservation* 91: 231-239.

Myers, N. 1988. Tropical Forests: Much more than stocks of wood. *Journal of Tropical Ecology* 4: 209-211.

Paglia, A.P. 2003. Análises de viabilidade populacional: Quantos indivíduos? Serão eles suficientes? Estudo de caso para espécies ameaçadas da Mata Atlântica do sul da Bahia. In: Prado P.I., Landau E.C., Moura R.T., Pinto L.P.S., Fonseca G.A.B., Alger K. (orgs.) *Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia*. Publicação e CD-ROM, Ilhéus, IESB / CI / CABS / UFMG / UNICAMP.

Pires, A.S., Fernandez, F.A.S. & Barros, C.S. 2006. Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos de fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais. In: *Biologia da Conservação: Essências*. (Rocha, C.F.D, Bergallo, H.G., Sluys, M.V. & Alves, M.A.S). São Carlos: RiMa.

Primack, R. B.; Rodrigues, E. *Biologia da Conservação*. Londrina: E. Rodrigues, 2001. 327 p.

Ritters, K.; Wickham, J.; O'Neill, R.; Jones, B. e Smith, E. (1999). Global-scale patterns of forest fragmentation. *Conservation Ecology* 4 (2): 3. Disponível em: <http://www.consecol.org/vol4/iss2/art3>.

Rolstald, J. 1991. Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations: conceptual issues and the evidence. In: Gilpin, M.E. & Soulé (eds). *Metapopulation dynamics: empirical and theoretical investigations*. Academic Press, London. 149-163.

Shafer, C. L. 1990. Nature reserves: island theory and conservation practice. Smithsonian Institution Press, Washington and London.

Soulé, M. E. 1987. Viable Populations for Conservation. Cambridge University Press, Cambridge.

Capítulo 1

**Sobrevivendo em um mundo em pedaços: o caso do
muriqui-do-norte em Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo**

RESUMO

A perda e a fragmentação de habitats estão entre os processos mais importantes relacionados à perda de espécies e que conduzem à atual crise de extinção. Tais processos podem reduzir o tamanho de populações e modificar a distribuição espacial de subpopulações restantes através do seu isolamento em fragmentos de habitats, como é o caso do muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*). Esse primata é um dos 25 mais ameaçados de extinção do planeta. A extinção desta espécie em grande parte de seu território está associada à destruição de seu habitat e ao fato de que, devido ao seu porte grande, tem sido historicamente abatido por caçadores. No município de Santa Maria de Jetibá (SMJ), região serrana do estado do Espírito Santo, há várias subpopulações de muriquis-do-norte que sobrevivem em pequenos fragmentos florestais parcialmente isolados, onde algumas fêmeas que dispersam tornam-se solitárias por falta de alternativa. Os objetivos deste trabalho foram de verificar: (1) o quão vulneráveis estão as subpopulações na ausência de interações demográficas entre si; (2) a influência da dispersão de fêmeas sobre a viabilidade das populações; (3) quais fatores estocásticos (demográficos, ambientais e genéticos) são críticos quanto à persistência da espécie em uma paisagem fragmentada; e (4) estimar o risco relativo enfrentado pelas subpopulações frente a processos extrínsecos à biologia da espécie, tais como a caça. Para isso, utilizou-se uma análise de viabilidade populacional (AVP) através do programa VORTEX. Os dados demográficos utilizados na parametrização do programa foram coletados pelo Projeto Muriqui – Espírito Santo em SMJ durante cerca de quatro anos de monitoramento em campo e os dados sobre a biologia da espécie foram utilizados dos trabalhos de Karen B. Strier realizados na Estação Biológica de Caratinga que vem desde 1982 fazendo um monitoramento sistemático daquela população. Os resultados da AVP indicaram que todas as nove subpopulações apresentaram alta probabilidade de extinção e uma perda de pelo menos 25% de heterozigosidade em um período de 50 anos. A análise também sugere que seis das nove subpopulações estudadas estão em declínio por apresentarem taxas de crescimento negativas ($r < 0$). O tempo médio de extinção das subpopulações variou entre 21 a 34 anos e o tamanho populacional final variou entre sete e oito indivíduos por subpopulação. A dispersão de fêmeas foi o fator mais crítico na sobrevivência da espécie para a região de SMJ. Outros fatores que também aumentaram a probabilidade de extinção quando adicionados ao modelo foram: o desvio da razão sexual no nascimento para machos, incêndio e a caça de fêmeas adultas. A alta vulnerabilidade à extinção e o declínio das subpopulações de muriquis em SMJ deve-se principalmente ao isolamento das subpopulações que faz com que as fêmeas jovens que dispersam não alcancem outras subpopulações. Dessa forma, pode-se afirmar a necessidade urgente de medidas que minimizem o efeito do isolamento dessas fêmeas com o objetivo de aumentar a viabilidade das subpopulações em longo prazo.

ABSTRACT

Habitat lost and habitat fragmentation are in the most important processes related to species extinction around the world. Because of isolation in habitats fragments, those processes can reduce the population size and modify remaining subpopulations' spatial distribution. This situation is occurring with the northern miqui (*Brachyteles hypoxanthus*), one of the most 25 most endangered primates of the world. This species have been hunted for centuries because of this great size. In a region of Espírito Santo state, Southern Brazil, there are many northern miqui subpopulations that survive in small isolated fragmented habitats where some females became lonely after they disperse because they can't find another group to disperse. This research focused on: (1) subpopulations vulnerability on absent of demography interactions, (2) dispersal fluency of females on the populations' viability, (3) stochastic factors (demographic, environmental, and genetics) that are critical for the species persistence in a fragmented landscape, and (4) relative risk estimation faced by the subpopulations due species biological extrinsic processes, like hunting. I conducted a population viability analysis (PVA) using the computer package VORTEX. I used four years of demographic data from Espírito Santo's Miqui Project (Projeto Miqui) and biological data from Karen B. Strier's researches. PVA's results demonstrated that all nine subpopulations showed high probability of extinction, and at least 25% heterozygosity lost for 50 years. The results also demonstrated that six of nine subpopulations are in decline. These subpopulations presented negatives growing rates ($r < 0$). 21 and 34 years were the subpopulations' median extinction time, and seven and eight individuals/subpopulations were the final size. Female dispersal was the most critical factor on species survivorship. There were other factors that increased the species extinction probability when they were added to model: males' sexual rate deviation, burning and adults female's hunting. Young females can't disperse because of the subpopulations isolation which cause high extinction vulnerability and northern miquis subpopulations' decline in a region of Espírito Santo. It's necessary to arrange actions that minimize the isolation effects to increase the subpopulations viability in long term.

INTRODUÇÃO

A perda e a fragmentação de habitats estão entre os processos mais importantes relacionados à perda de espécies ao redor do mundo e que conduzem à atual crise de extinção (Laurance & Laurance 1999; Ritters et al. 1999; Colinge 2001). Tais processos podem reduzir o tamanho de populações e modificar a distribuição espacial de subpopulações restantes através do seu isolamento em fragmentos de habitats (Saunders et al. 1991; Lindenmayer & Peakall 2000). Populações pequenas e isoladas, por sua vez, correm riscos maiores de extinção devido aos seguintes processos estocásticos: aleatoriedade demográfica, ambiental e genética, e também a perda de flexibilidade evolutiva (Shaffer 1981; Gilpin & Soulé 1986; Soulé 1987; Nunney & Campbell 1993; Caughley & Gunn 1996). O conjunto desses processos atua sobre a dinâmica populacional como vórtices de extinção (Soulé 1986; Gilpin & Soulé 1986; Lacy 1997). Uma vez que a população se encontra sob influência de um vórtice, ela tende a ser levada à extinção (Brito & Fernandez 2000a).

A Mata Atlântica está entre os ecossistemas que mais sofrem com a perda e fragmentação de habitat no mundo, sendo reduzida a um conjunto de fragmentos florestais pequenos (IPEMA 2005), o que leva a uma redução contínua da cobertura florestal, que é estimada em aproximadamente 7% de sua área original (Morellato & Haddad 2000; Myers et al. 2000). Este ecossistema é um dos mais ricos em termos de endemismo e riqueza de espécies (Fonseca et al. 2005) e considerado um dos 34 *hotspots* de biodiversidade do planeta (Mittermeyer et al. 2005), sendo o sexto em importância (Myers et al. 2000). A Mata Atlântica abriga 24 espécies de primatas, das quais 20 são endêmicas e 15 estão ameaçadas de extinção (Costa et al. 2005). Entre esses primatas, destaca-se o miquiqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*), que está entre as 25 espécies de primatas mais ameaçadas de extinção em todo o mundo (Mittermeier et al. 2006). A extinção do miquiqui-do-norte em grande parte de seu território está associada à destruição de seu habitat e ao fato de que, devido ao seu porte grande, tem sido historicamente abatido por caçadores como fonte de carne (Mittermeier et al. 1987; Aguirre 1971; veja também Strier 1992a).

Os machos desta espécie permanecem nos grupos onde nasceram e as fêmeas dispersam na puberdade (Printes & Strier 1999; Strier & Ziegler 2000). No

município de Santa Maria de Jetibá (SMJ), região serrana do estado do Espírito Santo, há várias subpopulações de muriquis-do-norte que sobrevivem em pequenos fragmentos florestais parcialmente isolados, onde algumas fêmeas que dispersam tornam-se solitárias por falta de alternativa (Mendes et al. 2005). A sobrevivência da espécie nessa região se deve, aparentemente, à população humana da região (descendentes de pomeranos) que não tem tradição de caçar primatas e não permite que outros o façam (Mendes et al. no prelo a).

A análise de viabilidade populacional (AVP) é a avaliação quantitativa dos fatores e suas interações que agem sobre populações e contribuem para seu declínio ou extinção (Boyce 1992; Lacy 2006). Embora existam críticas quanto ao uso da AVP (veja Coulson et al. 2001; Ellner et al. 2002), tal ferramenta tem se mostrado válida e acurada para nortear ações em manejo e conservação de espécies (Reed et al. 1998, 2002; Brook et al. 2000; Burgman 2000). Já foram conduzidas AVP's para as seguintes espécies da Mata Atlântica: *Leontopithecus rosalia* (Seal et al. 1990; Kierulff 1993), *Leontopithecus chrysopygus* (Seal et al. 1990; Valladares-Pádua et al. 1994; 1999; Valladares-Pádua 1997), *Leontopithecus chrysomelas* (Seal et al. 1990), *Leontopithecus caissara* (Seal et al. 1990), *Brachyteles arachnoides* (Rylands et al. 1998), *Brachyteles hypoxanthus* (Strier 1993/1994, 2000; Rylands et al. 1998; Brito & Grelle 2006), *Micoureus paraguayanus* (Brito & Fernandez 2000b, 2002; Brito & Grelle 2004; Brito & Fonseca 2006; Brito & Fonseca 2007), *Trinomys eliasi* (Brito & Figueiredo 2003) e *Tapirus terrestris* (Gatti 2005).

Ainda que uma AVP preliminar tenha sido rodada para as populações de muriquis em SMJ e sugerido uma probabilidade alta de persistência para os próximos 100 anos, alguns parâmetros não foram considerados na construção do modelo, como a dispersão de fêmeas (Mendes et al. no prelo b), mas que são de fundamental importância para uma estimativa mais acurada da viabilidade populacional. É importante determinar as melhores estratégias possíveis de manejo para assegurar a viabilidade da espécie no futuro. Talvez a melhor ferramenta disponível para auxiliar nesta tarefa seja a AVP (Molur et al. 2005). O objetivo deste trabalho foi de responder as seguintes questões: (1) O quão vulneráveis à extinção local estão as subpopulações pequenas e fragmentadas de *Brachyteles hypoxanthus* na ausência de interações demográficas entre si? (2) Qual a influência da dispersão de fêmeas sobre

a persistência das subpopulações? (3) Quais fatores estocásticos (demográficos, ambientais e genéticos) são críticos quanto à persistência da espécie em uma paisagem fragmentada? (4) Qual é o risco relativo enfrentado pelas subpopulações frente a processos extrínsecos à biologia da espécie, tais como a caça?

METODOLOGIA

Objeto de estudo

Considerado anteriormente como um gênero monotípico, *Brachyteles* é tratado agora como o gênero de duas espécies: *B. hypoxanthus* (Kuhl 1820) (muriqui-do-norte) e *B. arachnoides* Geoffroy 1806 (muriqui-do-sul), baseado em características tais como diferenças na pigmentação da face e presença ou ausência de polegares vestigiais (Mendes et al. no prelo *a*). Sugere-se que os muriquis-do-norte diferem dos muriquis-do-sul por possuir um polegar vestigial e uma face parcialmente despigmentada quando se tornam adultos (veja Vieira 1944; Lemos de Sá et al. 1990, 1993; Leigh & Jungers 1994). Possuem cauda preênsil e são altamente adaptados à locomoção arbóreo-braquitério-quadrípala (Silveira 1991).

A distribuição geográfica do muriqui-do-norte é conhecida desde o sul do estado da Bahia, próximo a Salvador, até o sul do estado de Minas Gerais, embora não existam registros de sua presença nas florestas de planície do extremo sul da Bahia e norte do estado do Espírito Santo (Aguirre 1971). De acordo com Mendes et al. (no prelo *a*), a distribuição histórica e atual de *B. hypoxanthus* no Espírito Santo está basicamente restrita às florestas montanhosas do sul.

Os muriquis ocorrem em grupos formados por vários machos e várias fêmeas (Strier 1987). A agressão entre muriquis é excepcionalmente rara e quando ocorre é moderada (Milton 1985*a*, 1985*b*; Strier 1992*b*), sendo que no acasalamento, é possível que a disputa entre machos ocorra via competição espermática (Nishura et al. 1988). Ao macho adolescente cabe a missão de ser aceito pelo subgrupo seletivo de machos adultos (Strier, 1992*c*), ao passo que à fêmea adolescente cabe a tarefa difícil

de sair do grupo de nascimento e ser aceita por um grupo novo (Lemos de Sá 1988; Strier 1990, 1993, 1994).

As fêmeas dispersam rotineiramente de seus grupos natais quando adolescentes entre cinco e sete anos de idade antes de se tornarem ativas sexualmente (Strier 1996; Printes & Strier 1999; Strier & Ziegler 2000), primariamente devido ao interesse sexual (Strier 1987, 1991a), enquanto os machos permanecem nos grupos onde nasceram. A migração parece ser estressante para as fêmeas jovens, pois mesmo quando as fêmeas imigrantes são toleradas pelos membros do seu novo grupo elas tendem a permanecer periféricas por alguns meses, interagindo primeiro com machos ao invés de adultos de ambos os sexos (Rowe 1996; Strier 1996). Não existem evidências de hierarquia de dominâncias entre fêmeas (Dias & Strier 2003).

A reprodução de *B. hypoxanthus* é regulada por múltiplas interações entre variáveis ecológicas, sociais e fisiológicas (Strier 1996). Os machos tornam-se sexualmente ativos entre 5,5 e 9,5 anos de idade e as fêmeas entre cinco e sete anos (Strier 2000). As fêmeas possuem sistema de acasalamento promíscuo (Strier 1987). Há o nascimento de um filhote por gestação, mas já foi observado o nascimento de gêmeos (Strier 1991a). O intervalo médio de nascimento para mães com infantes que sobrevivem ao segundo ano é de 36 meses (Strier et al. 2003), e algumas fêmeas com 30 anos ou mais continuam reprodutivamente ativas. O miqui pode chegar aos 35 anos de idade (Strier 1993/1994) e alcançar 15 kg quando adulto (Aguirre 1971).

Os miquis são diurnos e arborícolas (Rowe 1996), foli-frugívoros, com adaptações morfológicas para a dieta baseada em folhas, com pequenos incisivos, grandes molares e mandíbulas robustas, além de um trato digestivo longo (Strier 1991b), apresentando preferência por frutas maduras, flores, brotos de folhas ao invés de folhas maduras (Strier 1990, 1991b). Embora muitos outros aspectos de sua ecologia comportamental sejam consistentes com frugivoria (Strier 1992c), Dias & Strier (2003) mostraram que os miquis da Estação Biológica de Caratinga – RPPN Feliciano Miguel Abdala (EBC / RPPN-FMA) dedicam mais de 50% do seu tempo de alimentação anual comendo folhas. Dados comparativos também mostraram que a dieta varia consideravelmente em diferentes florestas (Strier 1992c). Todos os membros do grupo viajam juntos e se separam rotineiramente em grupos alimentares

menores (Strier et al. 1993). A pouca agressividade, as relações igualitárias entre os sexos e seu sistema de dispersão por fêmeas são características que destacam os miquis dos outros primatas (Strier 1992c).

Área de estudo

Este trabalho foi conduzido com foco em uma escala regional, o município de SMJ (Figura 1.1) no estado do Espírito Santo, região de atuação do Projeto Miqui – Espírito Santo. O município está situado na formação geomorfológica do Complexo Cristalino, com altitudes variando entre 600 a 1200 m, situado no domínio fitogeográfico de Mata Atlântica Sub-Montana a Montana (SEBRAE 1998). O clima da região é classificado como tropical subquente superúmido com subseca (Cfa de acordo com a classificação de Köppen). A precipitação média anual é de cerca de 1.250 mm, com a estação chuvosa entre os meses de outubro a maio, e seca entre junho e setembro. A temperatura média anual é de 18,7° C, sendo a área classificada como Zona de temperaturas amenas (SEBRAE 1998).

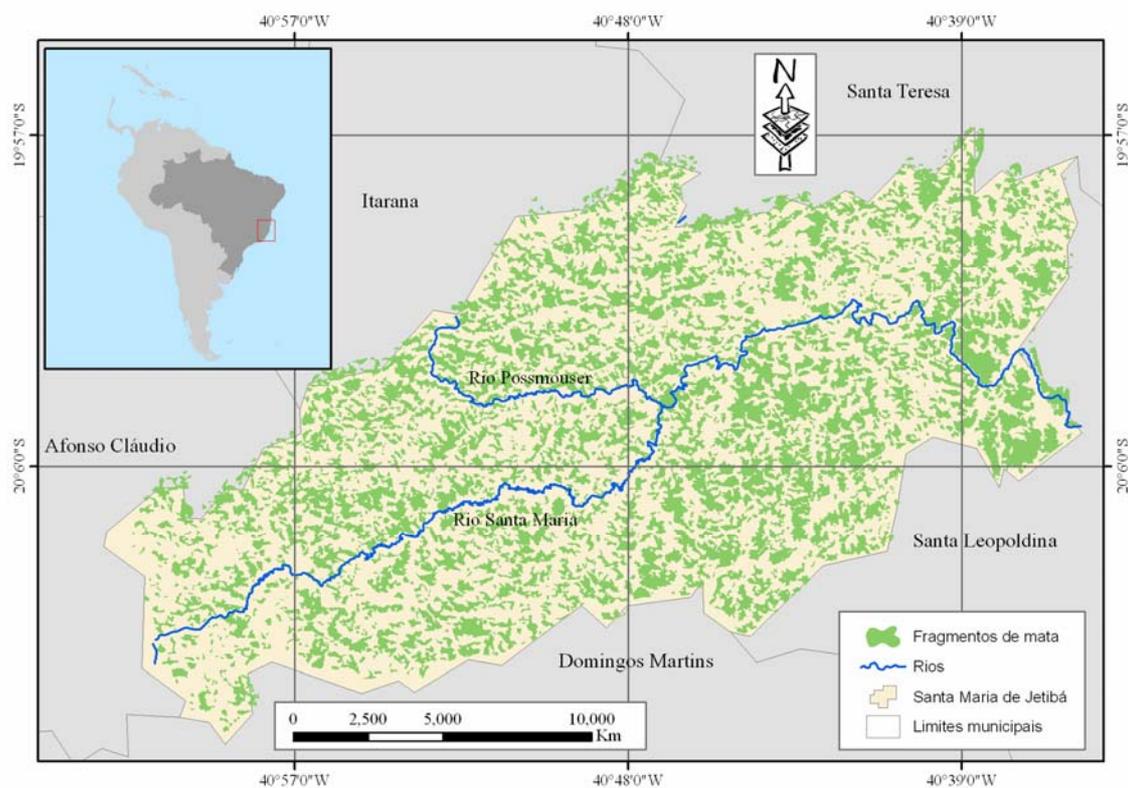


Figura 1.1 – Fragmentação florestal da Mata Atlântica no município de Santa Maria de Jetibá, estado do Espírito Santo. Fonte: modelo de fragmentação construído por Carreço (2006) baseado em imagens de satélite Landsat 7 de 2002 (resolução de 15 m) e SPOT de 2005 (resolução de 5 m).

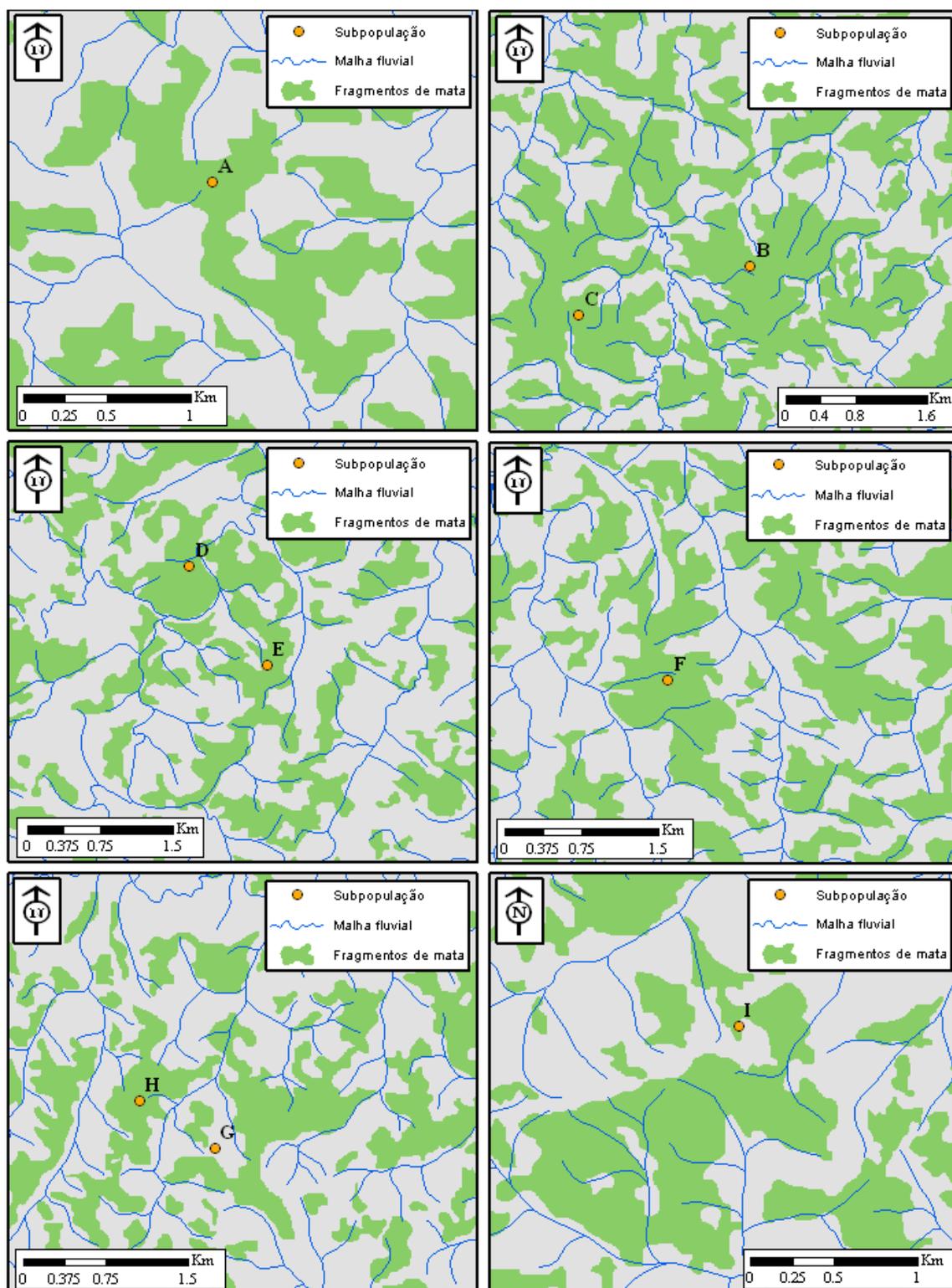


Figura 1.2 – Remanescentes de Mata Atlântica onde se encontram as nove subpopulações de *B. hypoxanthus* em Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo.

Modelando com o VORTEX

Para a AVP deste trabalho foi utilizado o pacote de simulação computacional VORTEX versão 9.61 (Lacy et al. 2006). VORTEX é uma simulação Monte Carlo dos efeitos de forças determinísticas como fragmentação do habitat e dos eventos estocásticos, tais como demográfico, ambiental, genético e catástrofes, que influenciam as dinâmicas das populações naturais (Lacy 1993; Miller & Lacy 1999). Este programa gera modelos baseados em indivíduos, criando em sua memória a informação de cada indivíduo e o acompanha através do tempo. Eventos demográficos (tais como determinação do sexo ao nascimento, dispersão, acasalamento e morte) são modelados determinando-os para cada animal em cada ano ao longo de todo o período de simulação. A estocasticidade demográfica é a flutuação aleatória observada nas taxas de nascimento, morte e razão sexual de uma população resultante de processos de amostragens estocásticas. Já a variabilidade ambiental é a flutuação anual nas probabilidades de nascimento e morte originadas de flutuações aleatórias no ambiente (como o tempo, abundância de predadores e presas, predomínio de locais de ninhos, etc.) (Lacy 1993, 2000).

Esse programa é especialmente voltado para modelar populações locais pequenas que possuam baixa fecundidade (Lacy 1993; Miller & Lacy 1999), sendo um dos mais utilizados para AVP's em *workshops* que enfocam as populações de espécies ameaçadas e por outras atividades que incluam práticas conservacionistas (Lindenmayer et al. 1995). Brook et al. (2000), utilizando dados reais de dinâmica de espécies ameaçadas, mostraram que o programa VORTEX foi um dos mais eficientes em modelar a persistência de populações, sugerindo que a abordagem das AVP's é confiável para a análise de opções para a conservação de espécies em uma paisagem fragmentada.

Fonte dos dados

A Tabela 1.1 mostra com detalhes os dados das nove subpopulações utilizados nos modelos AVP deste trabalho. Os dados foram coletados e disponibilizados pelo Projeto Muriqui – Espírito Santo coordenado pelo Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica (IPEMA), que vem há quatro anos fazendo o monitoramento demográfico

de muriquis em SMJ. Informações complementares sobre a biologia da espécie, assim como alguns parâmetros populacionais que dependem de estudos de longo prazo foram baseados em pesquisas de campo conduzidas por Karen B. Strier e colaboradores em EBC / RPPN-FMA, que vem monitorando de forma sistemática uma população de muriquis-do-norte desde 1982 (Tabela 1.2).

O cálculo da área dos fragmentos em que as subpopulações se encontram (Figura 1.2) foi feito com base em um modelo de classificação da cobertura florestal para o município de SMJ de Carreço (2006). Os valores obtidos são apresentados na Tabela 1.1. Para o cálculo da capacidade de suporte (K) foi considerada uma densidade de 0,24 ind/ha, a maior encontrada para *B. hypoxanthus* em SMJ com base nos dados de campo do Projeto Muriqui – ES. Este valor foi estimado dividindo-se o número de indivíduos da subpopulação D (17) por sua área utilizada (71,51 ha). As subpopulações D e E aparentemente estariam ocupando o mesmo fragmento, entretanto, tais subpopulações se encontram isoladas parcialmente por um rio que percorre o fragmento em questão (veja Figura 1.2).

Tabela 1.1 – Subpopulações de *Brachyteles hypoxanthus* encontradas em Santa Maria de Jetibá utilizadas como dados de entrada no programa VORTEX para modelagem dos cenários:

Área	Nome da área	Área (ha)	Longitude	Latitude	Tabela de Classificação Etário-sexual										Total
					Adulto		Juvenil				Infante				
					M	F	I		II		I		II		
							M	F	M	F	M	F	M	F	
A	Belém	115,84	-40.6937	-20.0431	3	4	1	1	1	0	0	0	2	1	13
B	Rio das Pedras 1	320,75	-40.7274	-20.0689	5	2	0	1	1	1	1*	0	1*	0	12
C	Rio das Pedras 2	442,31	-40.7460	-20.0737	4	2	0	0	0	1	0	1	1	0	9
D	Vila Berger 1	71,51	-40.7813	-20.0686	4	6	1	1	1	0	1	1	1	1	17
E	Vila Berger 2	137,47	-40.7738	-20.0779	2**	2	0	0	0	1	0	0	0	0	5
F	Seresino	175,33	-40.7796	-20.1166	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	3
G	Alto Santa Maria 1	130,74	-40.8241	-20.0897	1	2	0	0	1	0	0	0	0	1	5
H	Alto Santa Maria 2	76,99	-40.8306	-20.0857	3	3	1	0	0	1	0	0	0	2	10
I	Córrego Simão	150,39	-40.9099	-20.1076	2	1	0	0	1	0	0	0	0	1	5

M = macho. F = fêmea. * Infantes não identificados dentro de sua faixa etária; portanto, optou-se por fazer uma escolha aleatorizada para definir o sexo de cada um dos dois indivíduos. ** Indivíduo não identificado; portanto, optou-se por fazer uma escolha aleatorizada para definir o sexo de cada um dos dois indivíduos. Todas as informações apresentadas na tabela acima foram coletadas e disponibilizadas pelo Projeto Muriqui – Espírito Santo (dados de maio de 2006).

Tabela 1.2 - Parâmetros da história de vida de *Brachyteles hypoxanthus* usados como dados de entrada no programa VORTEX para modelagem dos cenários-base:

Parâmetros	Valor	
Sistema reprodutivo	Polígamo ^a	
Machos adultos em pool reprodutivo (%)	100 ^b	
Idade reprodutiva de machos/fêmeas (anos)	7/9 ^b	
Número máximo de filhotes por ano	1 ^b	
Fêmeas produzindo filhotes por ano (%)	26,5 (± 12,4) ^b	
Mortalidade anual com idade entre 0 e 1 ano (%)	♀ 2,0 (± 1,0) ^b	♂ 4,8 (± 2,4) ^b
Mortalidade anual com idade entre 1 e 2 anos (%)	♀ 5,7 (± 2,8) ^b	♂ 5,6 (± 2,8) ^b
Mortalidade anual com idade entre 2 e 3 anos (%)	♀ 1,0 (± 1,0) ^b	♂ 11,8 (± 5,9) ^b
Mortalidade anual com idade entre 3 e 4 anos (%)	♀ 3,6 (± 1,8) ^b	♂ 1,0 (± 1,0) ^b
Mortalidade anual com idade entre 4 e 5 anos (%)	♀ 1,0 (± 1,0) ^b	♂ 1,0 (± 1,0) ^b
Mortalidade anual com idade entre 5 e 6 anos (%)	♀ 1,0 (± 1,0) ^b	♂ 1,0 (± 1,0) ^b
Mortalidade anual com idade entre 6 e 7 anos (%)	♀ 1,0 (± 1,0) ^b	♂ 1,0 (± 1,0) ^b
Mortalidade anual com idade entre 7 e 8 anos (%)	♀ 1,0 (± 1,0) ^b	
Mortalidade anual com idade entre 8 e 9 anos (%)	♀ 1,0 (± 1,0) ^b	
Mortalidade anual adultos (%)	♀ 1,0 (± 1,0) ^b	♂ 1,52 (± 1,5) ^b
Idade reprodutiva máxima (anos)	35 ^b	
Razão sexual (machos)	50% ^d	
Densidade dependente	Não ^b	
Variação ambiental, sobrevivência e reprodução	Concordante ^d	
Idade de dispersão de fêmeas (anos)	5 a 7 ^c	

^a Strier (1987); ^b Strier (1993/1994), atualizado por Strier in Rylands et al. (1998); ^c Strier (1996), Printes e Strier (1999), Strier e Ziegler (2000); ^d Valores assumidos para o cenário-base neste trabalho.

Cenários e análise de sensibilidade

Foram simuladas as dinâmicas de nove subpopulações de *B. hypoxanthus* com as estruturas populacionais conhecidas (Tabela 1.1). Inicialmente, a fim de se avaliar a influência da taxa de dispersão sobre a viabilidade dessas subpopulações foram rodados cenários com 500 iterações e um período de 100 anos para cada uma das nove subpopulações. Ao cenário-base foi atribuída uma taxa de dispersão de 50% e quatro cenários alternativos foram rodados com as seguintes taxa de dispersão: 10%, 25%, 75% e 90%. Depois, a fim de se avaliar a influência de fatores demográficos, ambientais e genéticos foram rodados cenários com 500 iterações e um período de tempo de 50 anos. Neste caso, foi necessário utilizar um período de tempo menor para que as variações entre dois cenários (base e alternativo) pudessem ser detectadas, já que em um período de tempo maior, como 100 anos, a probabilidade de extinção (PE) do cenário-base ficaria muito próximo de 100% o que faria com que cenários alternativos que aumentassem a PE não poderiam ser mensurados, pois levariam a subpopulação à extinção (PE = 1) e não seria detectado pela análise estatística descrita abaixo.

A sensibilidade é geralmente medida variando-se um parâmetro por uma quantidade pequena de seu valor estimado, onde a mudança resultante na variável do estado fornece um índice da sensibilidade do modelo para aquele parâmetro (Possingham et al. 2001). O uso da AVP com cenários alternativos e uma análise de sensibilidade pode ser muito mais útil que a simples previsão da probabilidade de extinção da população (McCarthy et al. 1995; Hanski 1999).

Os cenários alternativos modelados foram: (1) caça de fêmeas imaturas (uma fêmea retirada da população a cada 1, 5 e 10 anos) e (2) caça de fêmeas adultas (uma fêmea retirada da população a cada 1, 5 e 10 anos); (3) variação da capacidade suporte ao longo dos 30 primeiros anos da simulação (aumento de 1% ao ano, redução de 1% ao ano, aumento de 2% ao ano e redução de 2% ao ano) advindo do aumento do habitat disponível; (4) incêndio (frequência de ocorrência anual de 1%, 5% e 10%); (5) variação na mortalidade de jovens (+10%, -10%, +20%, -20%); (6) variação na mortalidade de adultos (+10%, -10%, +20%, -20%); (7) variação na razão sexual (38%, 43%, 56% e 64% para machos); (8) variações na percentagem de fêmeas que se reproduzem por ano (20% e 33%); (9) endogamia, assumindo-se um valor mediano de

3,14 para o equivalente letal, encontrado por Ralls et al. (1988) em estudo com mamíferos.

Todos os cenários alternativos descritos acima foram comparados ao cenário-base. A significância da diferença no resultado entre o cenário-base e os cenários alternativos foi testada utilizando-se o teste-t de Student bicaudal. A influência da taxa de dispersão sobre a persistência das subpopulações foi verificada com uma análise de regressão logística simples.

Análise dos dados gerados

Os dados derivados das análises das simulações usando VORTEX são taxa de crescimento populacional (r) ($\pm 1DP$); probabilidade de extinção da população (PE) ($\pm 1DP$); tempo médio de extinção (TE) ($\pm 1DP$); tamanho médio da população (N) ($\pm 1DP$) e declínio na variabilidade genética (H) ($\pm 1DP$) expresso como a heterozigosidade esperada ou diversidade genética. A probabilidade de extinção é o número de simulações em que as populações seriam extintas, dividido pelo número total de simulações rodado (Ballou 1992).

Populações extintas não foram incluídas nos cálculos da média do crescimento da população, do tamanho da população, do tempo de extinção ou dos níveis de heterozigosidade esperada. Uma população isolada foi considerada demograficamente viável quando apresentou uma probabilidade de 90% ou mais de persistência ($PE \leq 10\%$) durante o período de tempo simulado (Hilton-Taylor 2000) e viável geneticamente quando apresentou um decréscimo de 10% ou menos na heterozigosidade esperada (Foose et al. 1986; Foose 1993).

RESULTADOS

De acordo com o cenário-base, todas as nove subpopulações (Figura 1.2) apresentaram alta probabilidade de extinção (entre 62 e 91%) e uma perda de pelo menos 20% de heteroziguidade no período de 50 anos. O modelo também sugere que seis das nove subpopulações estudadas (A, B, C, D, H e I) estão em declínio por apresentarem taxas de crescimento negativas ($r < 0$). O tempo médio de extinção das subpopulações variou entre 21 a 34 anos e o tamanho populacional final variou entre sete e oito indivíduos por subpopulação. Os resultados apresentados acima encontram-se nas Tabelas de 1.12 a 1.20.

A análise de regressão (Figura 1.3) indicou uma alta significância na associação entre taxa de dispersão e a sobrevivência das subpopulações, considerando que as fêmeas que saíram da sua área natal ficaram isoladas e não contribuíram com a dinâmica populacional. Esta análise indica que 1% de aumento na taxa de dispersão reduz 12,1% a chance de sobrevivência da espécie na paisagem de SMJ. A dispersão de fêmeas foi o fator mais crítico na sobrevivência da espécie para a região de Santa Maria de Jetibá (Tabelas de 1.3 a 1.11; Figura 1.4). A análise de sensibilidade para este parâmetro indicou que sua variação (10%, 25%, 75% e 90%) em relação ao cenário-base (com taxa de dispersão de 50%) causou influência significativa em todos os parâmetros analisados (r , N , PE , TE e H).

Além da dispersão de fêmeas, foram identificados mais três fatores principais que sensibilizaram o modelo (Tabelas de 1.12 a 1.20) e aumentaram a probabilidade de extinção de todas as subpopulações: desvio da razão sexual no nascimento para machos, incêndio e caça de fêmeas. A razão sexual quando desviada para machos (64% ao nascimento) afetou significativamente seis subpopulações, ocasionando o aumento da probabilidade de extinção e da taxa de crescimento (Figura 1.5).

A adição de incêndios ao sistema em uma frequência de ocorrência de 5% e 10% ao ano aumentou significativamente a probabilidade de extinção de todas as subpopulações, enquanto uma frequência de 1% ao ano, causou efeitos significativos em apenas duas delas (H e I) (Figura 1.9). A caça de fêmeas adultas em intervalos de cinco anos, simulando a maior pressão de caça, levou todas as populações à extinção, exceto a

subpopulação H (PE = 99%). Os outros cenários incorporando a caça de fêmeas adultas também ocasionaram efeitos profundos ao modelo para todas as nove subpopulações. Assumindo um cenário com caça de fêmeas imaturas (Figura 1.12), apenas o cenário mais pessimista (uma fêmea de cada subpopulação caçada a cada cinco anos) afetou significativamente o modelo, enquanto que os outros dois cenários (caça a cada 10 e 20 anos) tiveram pouca e nenhuma influência, respectivamente.

A probabilidade de extinção das subpopulações foi reduzida quando assumiu-se um desvio da razão sexual para fêmeas (Figura 1.5) e um acréscimo de 6,5% no parâmetro reprodução (proporção de fêmeas que se acasalam a cada ano; Figura 1.6), em especial para D, B, G e H. Mas, uma redução (-6,5%) no parâmetro reprodução não causou nenhum efeito significativo sobre a probabilidade de extinção. Variações na mortalidade de jovens (Figura 1.7) e adultos (Figura 1.8) não se mostraram críticas em relação à sobrevivência dos muriquis em SMJ. Variações na capacidade de suporte (Figura 1.10) apresentaram importância para as subpopulações D e H, enquanto a adição de endogamia (Figura 1.13) foi importante somente para H.

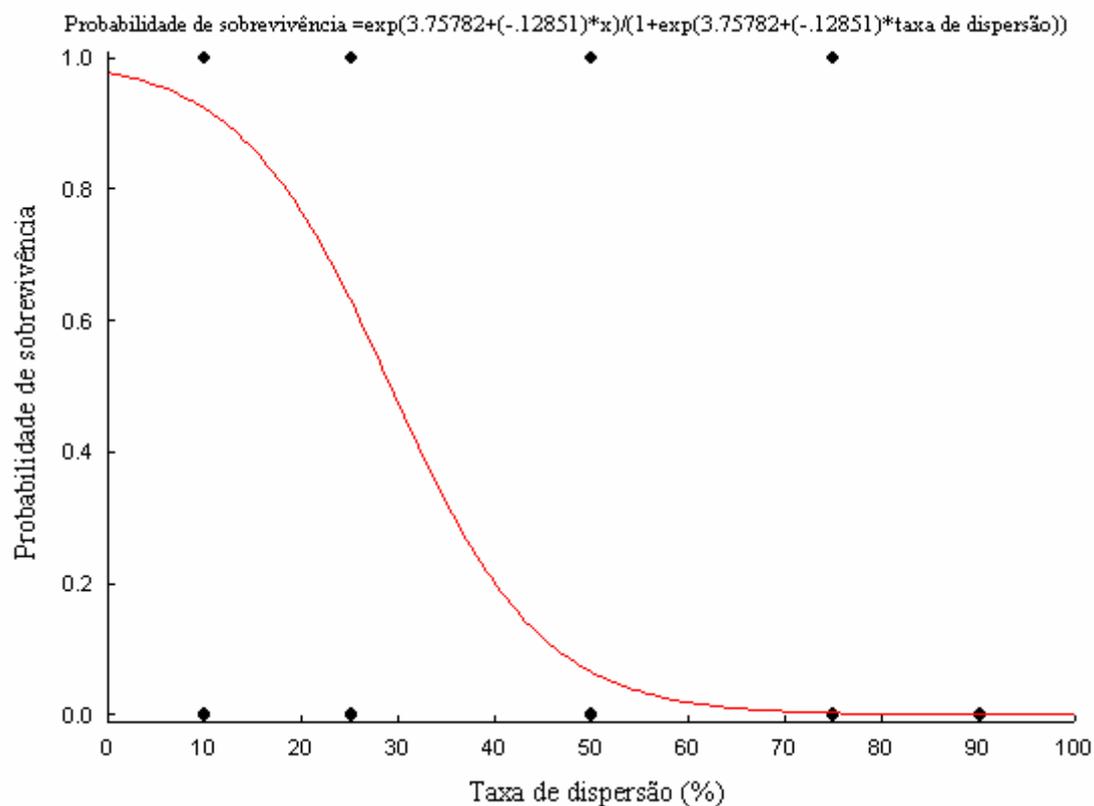


Figura 1.3 – Análise de regressão logística simples: associação da dispersão (saída de fêmeas de sua subpopulação natal) e probabilidade de sobrevivência de subpopulações de *Brachyteles hypoxanthus*, em um período de 100 anos, em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica em Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo. ($W = 4.288,330$; $p < 0,001$; $OR = 0,879$).

Tabela 1.3 – Análise de sensibilidade: mudança no parâmetro “taxa de dispersão” e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação A, no período de 100 anos, encontrada nos fragmentos de Mata Atlântica em Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo. †

Cenário	Taxa de crescimento da população (r) [média (EP)]	Tamanho médio da população (N) [média (EP)]	Probabilidade de extinção [média (EP)]	Tempo médio (em anos) para extinção [média (EP)]	Heterozigosidade esperada [média (EP)]
Cenário base (taxa de dispersão 50%)	-0.0222 (0.0009)	7.40 (2.42)	0.9900 (0.0044)	31.01 (0.85)	0.5447 (0.0570)
Dispersão (10%)	0.0246 (0.0004) **	25.96 (0.14)**	0.0340 (0.0081) **	31.01 (0.85) ^{ns}	0.7762 (0.0036)**
Dispersão (25%)	0.0001 (0.0005)**	17.66 (0.43)**	0.3860 (0.0218)**	42.18 (5.75)**	0.6874 (0.0086)**
Dispersão (75%)	-0.0296 (0.0012)**	4.00 (0.00)	0.9980 (0.0020)**	48.46 (1.87)**	0.2188 (0.0000)
Dispersão (90%)	-0.0301 (0.0012)**	0.00 (0.00)	1.0000 (0.0000)	16.02 (0.24)**	0.0000 (0.0000)

Tabela 1.4 – Análise de sensibilidade: mudança no parâmetro “taxa de dispersão” e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação B, no período de 100 anos, encontrada nos fragmentos de Mata Atlântica em Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo. †

Cenário	Taxa de crescimento da população (r) [média (EP)]	Tamanho médio da população (N) [média (EP)]	Probabilidade de extinção [média (EP)]	Tempo médio (em anos) para extinção [média (EP)]	Heterozigosidade esperada [média (EP)]
Cenário base (taxa de dispersão 50%)	-0.0128 (0.0007)	7.88 (1.18)	0.9680 (0.0079)	43.52 (0.82)	0.6332 (0.0278)
Dispersão (10%)	0.0278 (0.0003) **	71.89 (0.55) **	0.0160 (0.0056) **	41.63 (6.44) ^{ns}	0.8400 (0.0031)**
Dispersão (25%)	0.0042 (0.0004)**	31.98 (1.12)**	0.2620 (0.0197)**	55.10 (1.85)**	0.7378 (0.0070)**
Dispersão (75%)	-0.0124 (0.0008) ^{ns}	0.00 (0.00)	1.0000 (0.0000)	30.01 (0.31)**	0.0000 (0.0000)
Dispersão (90%)	-0.0118 (0.0008) ^{ns}	0.00 (0.00)	1.0000 (0.0000)	28.09 (0.15)**	0.0000 (0.0000)

†: A significância das diferenças nos resultados entre os modelos base e alterados foi testada usando o teste-T Students bicaudado. ^{ns} não significativo * p < 0.05 ** p < 0.005.

Tabela 1.5 – Análise de sensibilidade: mudança no parâmetro “taxa de dispersão” e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação C, no período de 100 anos, encontrada nos fragmentos de Mata Atlântica em Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo. †

Cenário	Taxa de crescimento da população (r) [média (EP)]	Tamanho médio da população (N) [média (EP)]	Probabilidade de extinção [média (EP)]	Tempo médio (em anos) para extinção [média (EP)]	Heterozigosidade esperada [média (EP)]
Cenário base (taxa de dispersão 50%)	-0.0140 (0.0009)	5.58 (0.48)	0.9760 (0.0068)	36.63 (0.79)	0.4354 (0.0691)
Dispersão (10%)	0.0250 (0.0004) **	86.96 (1.30) **	0.0780 (0.012) **	44.33 (3.89) *	0.7665 (0.0051) **
Dispersão (25%)	0.0025 (0.0005) **	27.14 (1.23) **	0.4660 (0.0223) **	44.82 (1.57) **	0.6502 (0.0110) **
Dispersão (75%)	-0.0204 (0.0011) **	0.00 (0.00)	1.0000 (0.0000)	26.12 (0.34) **	0.0000 (0.0000)
Dispersão (90%)	-0.0214 (0.0011) **	0.00 (0.00)	1.0000 (0.0000)	25.41 (0.29) **	0.0000 (0.0000)

Tabela 1.6 – Análise de sensibilidade: mudança no parâmetro “taxa de dispersão” e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação D, no período de 100 anos, encontrada nos fragmentos de Mata Atlântica em Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo. †

Cenário	Taxa de crescimento da população (r) [média (EP)]	Tamanho médio da população (N) [média (EP)]	Probabilidade de extinção [média (EP)]	Tempo médio (em anos) para extinção [média (EP)]	Heterozigosidade esperada [média (EP)]
Cenário base (taxa de dispersão 50%)	-0.0093 (0.0007)	7.53 (0.52)	0.9660 (0.0081)	43.81 (0.83)	0.4668 (0.0391)
Dispersão (10%)	0.0287 (0.0004) **	14.87 (0.13) **	0.0400 (0.0088) **	74.15 (4.11) **	0.6942 (0.0049) **
Dispersão (25%)	0.0059 (0.0005) **	11.36 (0.23) **	0.3440 (0.0212) **	64.48 (1.60) **	0.6504 (0.0074) **
Dispersão (75%)	-0.0116 (0.0009) *	0.00 (0.00)	1.0000 (0.0000)	28.65 (0.37) **	0.0000 (0.0000)
Dispersão (90%)	-0.0093 (0.0009) ^{ns}	0.00 (0.00)	1.0000 (0.0000)	25.92 (0.15) **	0.0000 (0.0000)

†: A significância das diferenças nos resultados entre os modelos base e alterados foi testada usando o teste-T Students bicaudado. ^{ns} não significativo * p < 0.05 ** p < 0.005.

Tabela 1.7 – Análise de sensibilidade: mudança no parâmetro “taxa de dispersão” e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação E, no período de 100 anos, encontrada nos fragmentos de Mata Atlântica em Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo. †

Cenário	Taxa de crescimento da população (r) [média (EP)]	Tamanho médio da população (N) [média (EP)]	Probabilidade de extinção [média (EP)]	Tempo médio (em anos) para extinção [média (EP)]	Heterozigosidade esperada [média (EP)]
Cenário base (taxa de dispersão 50%)	0.0000 (0.0010)	7.18 (1.82)	0.9780 (0.0066)	37.05 (0.80)	0.4659 (0.0777)
Dispersão (10%)	0.0311 (0.0004) **	30.53 (0.22)**	0.1180 (0.0144) **	23.36 (2.51)**	0.6846 (0.0054)**
Dispersão (25%)	0.0102 (0.0006)**	20.03 (0.6)**	0.4800 (0.0223)**	42.75 (1.62)**	0.6120 (0.0097)**
Dispersão (75%)	0.0001 (0.0013) ^{ns}	0.00 (0.00)	1.0000 (0.0000)	27.14 (0.40)**	0.0000 (0.0000)
Dispersão (90%)	0.0016 (0.0014) ^{ns}	0.00 (0.00)	1.0000 (0.0000)	26.16 (0.29)**	0.0000 (0.0000)

Tabela 1.8 – Análise de sensibilidade: mudança no parâmetro “taxa de dispersão” e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação F, no período de 100 anos, encontrada nos fragmentos de Mata Atlântica em Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo. †

Cenário	Taxa de crescimento da população (r) [média (EP)]	Tamanho médio da população (N) [média (EP)]	Probabilidade de extinção [média (EP)]	Tempo médio (em anos) para extinção [média (EP)]	Heterozigosidade esperada [média (EP)]
Cenário base (taxa de dispersão 50%)	0.0090 (0.0016)	9.00 (2.08)	0.9940 (0.0035)	23.88 (0.70)	0.5052 (0.0974)
Dispersão (10%)	0.0326 (0.0005) **	37.46 (0.42) **	0.2640 (0.0197) **	22.93 (1.72) ^{ns}	0.6367 (0.0069)**
Dispersão (25%)	0.0141 (0.0008)**	20.35 (0.88)**	0.6400 (0.0215)**	31.25 (1.34)**	0.5613 (0.0127)**
Dispersão (75%)	0.0064 (0.0021) ^{ns}	0.00 (0.00)	1.0000 (0.0000)	17.27 (0.33)**	0.0000 (0.0000)
Dispersão (90%)	0.0046 (0.0022) ^{ns}	0.00 (0.00)	1.0000 (0.0000)	16.40 (0.27)**	0.0000 (0.0000)

†: A significância das diferenças nos resultados entre os modelos base e alterados foi testada usando o teste-T Students bicaudado. ^{ns} não significativo * p < 0.05 ** p < 0.005.

Tabela 1.9 – Análise de sensibilidade: mudança no parâmetro “taxa de dispersão” e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação G, no período de 100 anos, encontrada nos fragmentos de Mata Atlântica em Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo. †

Cenário	Taxa de crescimento da população (r) [média (EP)]	Tamanho médio da população (N) [média (EP)]	Probabilidade de extinção [média (EP)]	Tempo médio (em anos) para extinção [média (EP)]	Heterozigosidade esperada [média (EP)]
Cenário base (taxa de dispersão 50%)	0.0016 (0.0010)	8.17 (1.59)	0.9760 (0.0068)	37.14 (0.80)	0.4928 (0.0421)
Dispersão (10%)	0.0324 (0.0004) **	29.14 (0.15)**	0.0680 (0.0113) **	40.06 (4.31) ^{ns}	0.7159 (0.0047)**
Dispersão (25%)	0.0103 (0.0005)**	19.04 (0.52)**	0.4360 (0.0222)**	50.17 (1.71)**	0.6301 (0.0093)**
Dispersão (75%)	0.0031 (0.0012) ^{ns}	0.00 (0.00)	1.0000 (0.0000)	26.30 (0.30)**	0.0000 (0.0000)
Dispersão (90%)	0.0035 (0.0013) ^{ns}	0.00 (0.00)	1.0000 (0.0000)	25.63 (0.20)**	0.0000 (0.0000)

Tabela 1.10 – Análise de sensibilidade: mudança no parâmetro “taxa de dispersão” e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação H, no período de 100 anos, encontrada nos fragmentos de Mata Atlântica em Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo. †

Cenário	Taxa de crescimento da população (r) [média (EP)]	Tamanho médio da população (N) [média (EP)]	Probabilidade de extinção [média (EP)]	Tempo médio (em anos) para extinção [média (EP)]	Heterozigosidade esperada [média (EP)]
Cenário base (taxa de dispersão 50%)	-0.0084 (0.0007)	8.33 (0.83)	0.9640 (0.0083)	47.07 (0.83)	0.5061 (0.0380)
Dispersão (10%)	0.0303 (0.0004) **	15.98 (0.12)**	0.0240 (0.0068) **	71.33 (7.58)**	0.6966 (0.0046)**
Dispersão (25%)	0.0086 (0.0005)**	12.54 (0.24)**	0.3160 (0.0208)**	70.92 (1.70)**	0.6525 (0.0069)**
Dispersão (75%)	-0.0105 (0.0009)*	0.00 (0.00)	1.0000 (0.0000)	30.33 (0.31)**	0.0000 (0.0000)
Dispersão (90%)	-0.0101 (0.0010) ^{ns}	0.00 (0.00)	1.0000 (0.0000)	28.58 (0.17)**	0.0000 (0.0000)

†: A significância das diferenças nos resultados entre os modelos base e alterados foi testada usando o teste-T Students bicaudado. ^{ns} não significativo * p < 0.05 ** p < 0.005.

Tabela 1.11 – Análise de sensibilidade: mudança no parâmetro “taxa de dispersão” e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação I, no período de 100 anos, encontrada nos fragmentos de Mata Atlântica em Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo. †

Cenário	Taxa de crescimento da população (r) [média (EP)]	Tamanho médio da população (N) [média (EP)]	Probabilidade de extinção [média (EP)]	Tempo médio (em anos) para extinção [média (EP)]	Heterozigosidade esperada [média (EP)]
Cenário base (taxa de dispersão 50%)	-0.0032 (0.0011)	10.33 (5.04)	0.9940 (0.0035)	28.50 (0.73)	0.4829 (0.0091)
Dispersão (10%)	0.0272 (0.0004)**	32.65 (0.29)**	0.1800 (0.0172)**	32.18 (2.36) ^{ns}	0.6861 (0.0059)**
Dispersão (25%)	0.0067 (0.0007)**	18.74 (0.74)**	0.6060 (0.0219)**	38.48 (1.37)**	0.5865 (0.0142)**
Dispersão (75%)	-0.0029 (0.0013) ^{ns}	0.00 (0.00)	1.0000 (0.0000)	21.24 (0.38)**	0.0000 (0.0000)
Dispersão (90%)	-0.0032 (0.0014) ^{ns}	0.00 (0.00)	1.0000 (0.0000)	21.02 (0.27)**	0.0000 (0.0000)

†: A significância das diferenças nos resultados entre os modelos base e alterados foi testada usando o teste-T Students bicaudado. ^{ns} não significativo * p < 0.05 ** p < 0.005.

Tabela 1.12 – Análise de sensibilidade: mudanças nos parâmetros e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação A, no período de 50 anos, em Santa Maria de Jetibá. †

Cenário	Taxa de crescimento da população (r) [média (EP)]	Tamanho médio da população (N) [média (EP)]	Probabilidade de extinção [média (EP)]	Tempo médio (anos) para extinção [média (EP)]	Heterozigosidade esperada [média (EP)]
Cenário base	-0.0231 (0.0009)	7.14 (0.37)	0.8400 (0.0164)	24.89 (0.60)	0.7262 (0.0124)
Mortalidade adultos (-10%)	-0.0216 (0.0009) ^{ns}	7.99 (0.49) ^{ns}	0.8360 (0.0166) ^{ns}	23.76 (0.60) ^{ns}	0.7256 (0.0121) ^{ns}
Mortalidade adultos (+10%)	-0.0245 (0.0009) ^{ns}	7.47 (0.52) ^{ns}	0.8640 (0.0153) ^{ns}	25.17 (0.61) ^{ns}	0.7170 (0.0122) ^{ns}
Mortalidade adultos (-20%)	-0.0218 (0.0009) ^{ns}	6.54 (0.34) ^{ns}	0.8620 (0.0154) ^{ns}	24.10 (0.59) ^{ns}	0.7175 (0.0116) ^{ns}
Mortalidade adultos (+20%)	-0.0225 (0.0009) ^{ns}	6.04 (0.36) ^{**}	0.8540 (0.0158) ^{ns}	25.11 (0.61) ^{ns}	0.6929 (0.0127) [*]
Mortalidade jovens (-10%)	-0.0223 (0.0009) ^{ns}	6.45 (0.33) [*]	0.8840 (0.0162) [*]	25.48 (0.62) ^{ns}	0.7038 (0.0136) ^{ns}
Mortalidade jovens (+10%)	-0.0234 (0.0009) ^{ns}	6.86 (0.38) ^{ns}	0.8720 (0.0149) [*]	24.91 (0.60) ^{ns}	0.7185 (0.0135) ^{ns}
Mortalidade jovens (-20%)	-0.0223 (0.0009) ^{ns}	7.42 (0.41) ^{ns}	0.8660 (0.0152) ^{ns}	25.15 (0.63) ^{ns}	0.7138 (0.0138) ^{ns}
Mortalidade jovens (+20%)	-0.0245 (0.0009) ^{ns}	6.55 (0.36) ^{ns}	0.8680 (0.0151) ^{ns}	23.88 (0.57) ^{ns}	0.7078 (0.0137) ^{ns}
Razão sexual p/ machos (36%)	-0.0265 (0.001) ^{**}	6.74 (0.33) ^{ns}	0.7880 (0.0183) ^{**}	26.73 (0.66) [*]	0.7281 (0.0094) ^{ns}
Razão sexual p/ machos (43%)	-0.0250 (0.0009) [*]	6.63 (0.37) ^{ns}	0.7960 (0.018) [*]	26.16 (0.65) ^{ns}	0.6833 (0.0137) ^{**}
Razão sexual p/ machos (57%)	-0.0195 (0.0009) ^{**}	7.29 (0.44) ^{ns}	0.8680 (0.0151) ^{ns}	23.47 (0.59) [*]	0.7131 (0.0161) ^{ns}
Razão sexual p/ machos (64%)	-0.0183 (0.0009) ^{**}	7.58 (0.51) ^{ns}	0.8800 (0.0145) [*]	23.89 (0.58) ^{ns}	0.7274 (0.0132) ^{ns}
Varição na reprodução (20%)	-0.0219 (0.0009) ^{ns}	7.17 (0.43) ^{ns}	0.8480 (0.0161) ^{ns}	25.13 (0.60) ^{ns}	0.7086 (0.0116) ^{ns}
Varição na reprodução (33%)	-0.0159 (0.0008) ^{**}	9.75 (0.50) ^{**}	0.7820 (0.0185) ^{**}	25.42 (0.63) ^{ns}	0.7500 (0.0091) [*]
Endogamia	-0.0241 (0.0009) ^{ns}	5.97 (0.36) ^{**}	0.8680 (0.0151) ^{ns}	25.41 (0.60) ^{ns}	0.6954 (0.0156) [*]
Caça (adultos) intervalo de 5 anos	-0.0280 (0.0011) ^{**}	0.00 (0.00)	1.0000 (0.0000)	16.28 (0.20) ^{**}	0.0000 (0.0000)
Caça (adultos) intervalo de 10 anos	-0.0259 (0.0011) [*]	0.00 (0.00)	1.0000 (0.0000)	18.50 (0.36) ^{**}	0.0000 (0.0000)
Caça (adultos) intervalo de 20 anos	-0.0236 (0.001) ^{ns}	6.04 (0.57) ^{ns}	0.9540 (0.0094)^{**}	21.95 (0.50) ^{**}	0.7365 (0.0203) ^{ns}
Caça (imatuos) intervalo de 5 anos	-0.0221 (0.0009) ^{ns}	6.48 (0.37) ^{ns}	0.8700 (0.015) [*]	23.92 (0.58) ^{ns}	0.7214 (0.0133) ^{ns}
Caça (imatuos) intervalo de 10 anos	-0.0225 (0.0009) ^{ns}	6.8 (0.41) ^{ns}	0.8520 (0.0159) ^{ns}	24.94 (0.59) ^{ns}	0.7057 (0.0145) ^{ns}
Caça (imatuos) intervalo de 20 anos	-0.0214 (0.0009) ^{ns}	7.49 (0.39) ^{ns}	0.8300 (0.0168) ^{ns}	23.65 (0.61) [*]	0.7457 (0.0083) [*]
Incêndio (1%)	-0.0238 (0.001) ^{ns}	6.45 (0.38) [*]	0.8620 (0.0154) ^{ns}	24.39 (0.58) ^{ns}	0.6996 (0.0137) ^{ns}
Incêndio (5%)	-0.0321 (0.0012) ^{**}	5.09 (0.37) ^{**}	0.9100 (0.0128) ^{**}	21.80 (0.55) ^{**}	0.6822 (0.0170) [*]
Incêndio (10%)	-0.0402 (0.0015) ^{**}	5.91 (0.63) ^{ns}	0.9540 (0.0094) ^{**}	20.76 (0.52) ^{**}	0.6878 (0.0225) ^{ns}
Varição em K (-1% em 30 anos)	-0.0221 (0.0009) ^{ns}	7.10 (0.37) ^{ns}	0.8540 (0.0158) ^{ns}	24.85 (0.61) ^{ns}	0.7230 (0.0151) ^{ns}
Varição em K (+1% em 30 anos)	-0.0227 (0.0009) ^{ns}	7.13 (0.39) ^{ns}	0.8740 (0.0148) [*]	25.10 (0.60) ^{ns}	0.7373 (0.0099) ^{ns}
Varição em K (-2% em 30 anos)	-0.0225 (0.0009) ^{ns}	5.61 (0.24) ^{**}	0.8420 (0.0163) ^{ns}	24.81 (0.60) ^{ns}	0.6830 (0.0119) ^{**}
Varição em K (+2% em 30 anos)	-0.0226 (0.0009) ^{ns}	7.39 (0.44) ^{ns}	0.8460 (0.0161) ^{ns}	24.92 (0.61) ^{ns}	0.7116 (0.0169) ^{ns}

†: A significância das diferenças nos resultados entre os modelos base e alterados foi testada usando o teste-T Students bicaudado. ^{ns} não significativo * p < 0.05 ** p < 0.005.

Tabela 1.13 – Análise de sensibilidade: mudanças nos parâmetros e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação B, no período de 50 anos, em Santa Maria de Jetibá. †

Cenário	Taxa de crescimento da população (r) [média (EP)]	Tamanho médio da população (N) [média (EP)]	Probabilidade de extinção [média (EP)]	Tempo médio (em anos) para extinção [média (EP)]	Heterozigosidade esperada [média (EP)]
Cenário base	-0.0110 (0.0007)	8.92 (0.36)	0.6480 (0.0214)	33.35 (0.43)	0.7638 (0.0089)
Mortalidade adultos (-10%)	-0.0101 (0.0007) ^{ns}	9.16 (0.31) ^{ns}	0.6440 (0.0214) ^{ns}	33.62 (0.44) ^{ns}	0.7962 (0.0059)**
Mortalidade adultos (+10%)	-0.0117 (0.0007) ^{ns}	8.37 (0.34) ^{ns}	0.6420 (0.0214) ^{ns}	33.21 (0.43) ^{ns}	0.7688 (0.0069) ^{ns}
Mortalidade adultos (-20%)	-0.0091 (0.0007)*	8.99 (0.29) ^{ns}	0.5860 (0.0220)*	33.28 (0.45) ^{ns}	0.7785 (0.0650) ^{ns}
Mortalidade adultos (+20%)	-0.0111 (0.0007) ^{ns}	8.37 (0.29) ^{ns}	0.5960 (0.0219)*	32.78 (0.43) ^{ns}	0.7681 (0.0069) ^{ns}
Mortalidade jovens (-10%)	-0.0100 (0.0007) ^{ns}	9.52 (0.38) ^{ns}	0.6500 (0.0213) ^{ns}	33.82 (0.44) ^{ns}	0.7887 (0.0067)**
Mortalidade jovens (+10%)	-0.0121 (0.0007) ^{ns}	8.42 (0.34) ^{ns}	0.6700 (0.2100) ^{ns}	33.21 (0.43) ^{ns}	0.7832 (0.0064)**
Mortalidade jovens (-20%)	-0.0098 (0.0007) ^{ns}	8.41 (0.29) ^{ns}	0.6240 (0.0217) ^{ns}	32.84 (0.42) ^{ns}	0.7676 (0.0063) ^{ns}
Mortalidade jovens (+20%)	-0.0130 (0.0008)*	7.65 (0.32)**	0.6860 (0.0208) ^{ns}	32.54 (0.40)*	0.7624 (0.0090) ^{ns}
Razão sexual p/ machos (36%)	-0.0147 (0.0008)**	8.36 (0.32) ^{ns}	0.5420 (0.0223)**	34.45 (0.49)*	0.7599 (0.0074) ^{ns}
Razão sexual p/ machos (43%)	-0.0116 (0.0007) ^{ns}	9.12 (0.31) ^{ns}	0.5660 (0.0222)**	34.13 (0.48) ^{ns}	0.7852 (0.0056)**
Razão sexual p/ machos (57%)	-0.0084 (0.0007)**	9.29 (0.36) ^{ns}	0.7080 (0.0203)**	32.96 (0.41) ^{ns}	0.7889 (0.0066)**
Razão sexual p/ machos (64%)	-0.0062 (0.0007)**	9.76 (0.47) ^{ns}	0.7820 (0.0185)**	32.42(0.39)*	0.7872 (0.0082)**
Varição na reprodução (20%)	-0.0108 (0.0007) ^{ns}	8.62 (0.34) ^{ns}	0.6560 (0.0212) ^{ns}	33.95(0.43) ^{ns}	0.7830 (0.0063)**
Varição na reprodução (33%)	-0.0063 (0.0007)**	11.14 (0.40)**	0.5700 (0.0221)**	33.76 (0.49) ^{ns}	0.7896 (0.0056)**
Endogamia	-0.0131 (0.0007)**	7.16 (0.24)**	0.6240 (0.0217) ^{ns}	33.20 (0.44) ^{ns}	0.7801 (0.0056)**
Caça (adultos) intervalo de 5 anos	-0.0139 (0.0009)**	0.00 (0.00)	1.0000 (0.0000)	23.18 (0.26)**	0.0000 (0.0000)
Caça (adultos) intervalo de 10 anos	-0.0131 (0.0008)*	7.50 (1.07) ^{ns}	0.9840 (0.0056)**	27.20 (0.34)**	0.7499 (0.0126) ^{ns}
Caça (adultos) intervalo de 20 anos	-0.0149 (0.0008)**	6.98 (0.58)**	0.8860 (0.0142)**	30.43 (0.36)**	0.7318 (0.0146)*
Caça (imatuross) intervalo de 5 anos	-0.0123 (0.0007) ^{ns}	7.53 (0.31)**	0.6920 (0.0206)*	33.23 (0.42) ^{ns}	0.7655 (0.0069) ^{ns}
Caça (imatuross) intervalo de 10 anos	-0.0117 (0.0007) ^{ns}	8.25 (0.35) ^{ns}	0.6560 (0.0212) ^{ns}	32.78 (0.43) ^{ns}	0.7755 (0.0065) ^{ns}
Caça (imatuross) intervalo de 20 anos	-0.0113 (0.0007) ^{ns}	8.19 (0.31)*	0.6700 (0.0210) ^{ns}	33.54 (0.44) ^{ns}	0.7651 (0.0072) ^{ns}
Incêndio (1%)	-0.0125 (0.0008) ^{ns}	8.04 (0.30)**	0.6760 (0.0209) ^{ns}	32.47 (0.41)*	0.7783 (0.0066)*
Incêndio (5%)	-0.0209 (0.0010)**	6.92 (0.30)**	0.7940 (0.0181)**	30.63 (0.42)**	0.7297 (0.0107)**
Incêndio (10%)	-0.0297 (0.0013)**	5.40 (0.40)**	0.9200 (0.0121)**	27.69 (0.45)**	0.6993 (0.0210)**
Varição em K (-1% em 30 anos)	-0.0109 (0.0007) ^{ns}	8.57 (0.28) ^{ns}	0.5980 (0.0219)*	33.13 (0.44) ^{ns}	0.7700 (0.0063) ^{ns}
Varição em K (+1% em 30 anos)	-0.0105 (0.0007) ^{ns}	8.67 (0.29) ^{ns}	0.6520 (0.0213) ^{ns}	32.95 (0.42) ^{ns}	0.7787 (0.0067)*
Varição em K (-2% em 30 anos)	-0.0115 (0.0007) ^{ns}	8.37 (0.31) ^{ns}	0.6420 (0.0214) ^{ns}	33.62 (0.43) ^{ns}	0.7714 (0.0061) ^{ns}
Varição em K (+2% em 30 anos)	-0.0105 (0.0007) ^{ns}	8.71 (0.32) ^{ns}	0.6460 (0.0214) ^{ns}	33.57 (0.44) ^{ns}	0.7842 (0.0065)**

†: A significância das diferenças nos resultados entre os modelos base e alterados foi testada usando o teste-T Students bicaudado. ^{ns} não significativo * p < 0.05 ** p < 0.005.

Tabela 1.14 – Análise de sensibilidade: mudanças nos parâmetros e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação C, no período de 50 anos, em Santa Maria de Jetibá. †

Cenário	Taxa de crescimento da população (r) [média (EP)]	Tamanho médio da população (N) [média (EP)]	Probabilidade de extinção [média (EP)]	Tempo médio (em anos) para extinção [média (EP)]	Heterozigosidade esperada [média (EP)]
Cenário base	-0.0148 (0.0010)	7.57 (0.40)	0.8120 (0.0175)	28.63 (0.51)	0.6988 (0.0122)
Mortalidade adultos (-10%)	-0.0133 (0.0009) ^{ns}	7.23 (0.33) ^{ns}	0.7520 (0.0193) ^{**}	29.39 (0.47) ^{ns}	0.6895 (0.0099) ^{ns}
Mortalidade adultos (+10%)	-0.0160 (0.0010) ^{ns}	6.66 (0.37) [*]	0.8200 (0.0172) ^{ns}	28.54 (0.50) ^{ns}	0.6587 (0.0143) [*]
Mortalidade adultos (-20%)	-0.0131 (0.0009) ^{ns}	7.5 (0.36) ^{ns}	0.7640 (0.0190) [*]	29.18 (0.46) ^{ns}	0.7052 (0.0090) ^{ns}
Mortalidade adultos (+20%)	-0.0159 (0.0010) ^{ns}	7.29 (0.37) ^{ns}	0.8360 (0.0166) ^{ns}	29.05 (0.48) ^{ns}	0.6817 (0.0124) ^{ns}
Mortalidade jovens (-10%)	-0.0144 (0.0009) ^{ns}	7.59 (0.37) ^{ns}	0.7920 (0.0182) ^{ns}	29.72 (0.47) [*]	0.6978 (0.0106) ^{ns}
Mortalidade jovens (+10%)	-0.0149 (0.0010) ^{ns}	7.75 (0.42) ^{ns}	0.8460 (0.0161) [*]	28.26 (0.47) ^{ns}	0.6872 (0.0138) ^{ns}
Mortalidade jovens (-20%)	-0.0143 (0.0010) ^{ns}	6.81 (0.29) [*]	0.7980 (0.0180) ^{ns}	28.70 (0.47) ^{ns}	0.6745 (0.0127) ^{ns}
Mortalidade jovens (+20%)	-0.0172 (0.0010) [*]	6.13 (0.33) ^{**}	0.8320 (0.0167) ^{ns}	29.04 (0.45) ^{ns}	0.6774 (0.0121) ^{ns}
Razão sexual p/ machos (36%)	-0.0184 (0.0010) ^{**}	7.19 (0.36) ^{ns}	0.7600 (0.0191) [*]	29.96 (0.52) [*]	0.6715 (0.0121) [*]
Razão sexual p/ machos (43%)	-0.0177 (0.0010) ^{**}	6.26 (0.28) ^{**}	0.7620 (0.0190) [*]	29.55 (0.50) ^{ns}	0.6780 (0.0123) ^{ns}
Razão sexual p/ machos (57%)	-0.0127 (0.0009) [*]	7.12 (0.4) ^{ns}	0.8300 (0.0168) ^{ns}	29.23 (0.44) ^{ns}	0.6847 (0.0146) ^{ns}
Razão sexual p/ machos (64%)	-0.0122 (0.0009) ^{**}	6.92 (0.36) ^{ns}	0.8220 (0.0171) ^{ns}	28.41 (0.44) ^{ns}	0.6874 (0.0114) ^{ns}
Varição na reprodução (20%)	-0.0156 (0.0010) ^{ns}	7.26 (0.42) ^{ns}	0.7820 (0.0185) ^{ns}	28.94 (0.45) ^{ns}	0.6828 (0.0122) ^{ns}
Varição na reprodução (33%)	-0.0098 (0.0009) ^{**}	8.48 (0.38) [*]	0.7520 (0.0193) ^{**}	29.45 (0.50) ^{ns}	0.7010 (0.0103) ^{ns}
Endogamia	-0.0177 (0.0010) ^{**}	5.51 (0.26) ^{**}	0.8280 (0.0169) ^{ns}	29.07 (0.48) ^{ns}	0.6799 (0.0120) ^{ns}
Caça (adultos) intervalo de 5 anos	-0.0285 (0.0016) ^{**}	0.00 (0.00)	1.0000 (0.0000)	13.42 (0.18) ^{**}	0.0000 (0.0000)
Caça (adultos) intervalo de 10 anos	-0.0272 (0.0015) ^{**}	3.00 (0.00)	0.9980 (0.0020)^{**}	15.07 (0.31) ^{**}	0.7222 (0.0000) ^{ns}
Caça (adultos) intervalo de 20 anos	-0.0237 (0.0014) ^{**}	8.06 (0.95) ^{ns}	0.9680 (0.0079)^{**}	17.33 (0.48) ^{**}	0.6700 (0.0520) ^{ns}
Caça (imatuross) intervalo de 5 anos	-0.0159 (0.0010) ^{ns}	6.41 (0.36) ^{**}	0.8500 (0.0160) [*]	29.32 (0.43) ^{ns}	0.6887 (0.0135) ^{ns}
Caça (imatuross) intervalo de 10 anos	-0.1061 (0.0010) ^{**}	6.57 (0.31) ^{**}	0.8180 (0.0173) ^{ns}	28.93 (0.45) ^{ns}	0.6716 (0.0156) ^{ns}
Caça (imatuross) intervalo de 20 anos	-0.0172 (0.0010) [*]	5.77 (0.29) ^{**}	0.8380 (0.0165) ^{ns}	29.20 (0.46) ^{ns}	0.6825 (0.0119) ^{ns}
Incêndio (1%)	-0.0176 (0.0010) [*]	6.69 (0.41) [*]	0.8380 (0.0165) ^{ns}	27.63 (0.48) [*]	0.6681 (0.0149) [*]
Incêndio (5%)	-0.0260 (0.0013) ^{**}	5.80 (0.49) ^{**}	0.9020 (0.0133) ^{**}	24.78 (0.54) ^{**}	0.6635 (0.0159) [*]
Incêndio (10%)	-0.0332 (0.0016) ^{**}	4.78 (0.48) ^{**}	0.9460 (0.0101) ^{**}	21.89 (0.50) ^{**}	0.6009 (0.0267) ^{**}
Varição em K (-1% em 30 anos)	-0.0161 (0.0010) ^{ns}	7.42 (0.40) ^{ns}	0.8160 (0.0173) ^{ns}	28.92 (0.47) ^{ns}	0.6847 (0.0143) ^{ns}
Varição em K (+1% em 30 anos)	-0.0151 (0.0010) ^{ns}	7.05 (0.42) ^{ns}	0.7840 (0.0184) ^{ns}	28.27 (0.50) ^{ns}	0.6861 (0.0116) ^{ns}
Varição em K (-2% em 30 anos)	-0.0155 (0.0010) ^{ns}	6.85 (0.33) [*]	0.8260 (0.0170) ^{ns}	28.42 (0.47) ^{ns}	0.6791 (0.0123) ^{ns}
Varição em K (+2% em 30 anos)	-0.0158 (0.0010) ^{ns}	6.41 (0.30) ^{**}	0.8020 (0.0178) ^{ns}	29.41 (0.46) ^{ns}	0.6919 (0.0129) ^{ns}

†: A significância das diferenças nos resultados entre os modelos base e alterados foi testada usando o teste-T Students bicaudado. ^{ns} não significativo * p < 0.05 ** p < 0.005.

Tabela 1.15 – Análise de sensibilidade: mudanças nos parâmetros e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação D, no período de 50 anos, em Santa Maria de Jetibá. †

Cenário	Taxa de crescimento da população (r) [média (EP)]	Tamanho médio da população (N) [média (EP)]	Probabilidade de extinção [média (EP)]	Tempo médio (em anos) para extinção [média (EP)]	Heterozigosidade esperada [média (EP)]
Cenário base	-0.0093 (0.0007)	7.46 (0.26)	0.6720 (0.0210)	32.86 (0.51)	0.7700 (0.0066)
Mortalidade adultos (-10%)	-0.0067 (0.0007)**	8.32 (0.23)**	0.6480 (0.0214) ^{ns}	34.34 (0.51)**	0.7866 (0.0058)**
Mortalidade adultos (+10%)	-0.0083 (0.0007)*	7.79 (0.26) ^{ns}	0.6520 (0.0213) ^{ns}	33.04 (0.50) ^{ns}	0.7682 (0.0071) ^{ns}
Mortalidade adultos (-20%)	-0.0077 (0.0007)*	7.75 (0.26) ^{ns}	0.6520 (0.0213) ^{ns}	33.38 (0.47) ^{ns}	0.7627 (0.0068) ^{ns}
Mortalidade adultos (+20%)	-0.0084 (0.0007) ^{ns}	7.68 (0.23) ^{ns}	0.6460 (0.0214) ^{ns}	34.04 (0.50)*	0.7720 (0.0059) ^{ns}
Mortalidade jovens (-10%)	-0.0078 (0.0007)*	7.92 (0.25) ^{ns}	0.6460 (0.0214) ^{ns}	34.23 (0.52)*	0.7606 (0.0078) ^{ns}
Mortalidade jovens (+10%)	-0.0096 (0.0007) ^{ns}	7.47 (0.22) ^{ns}	0.6300 (0.0216) ^{ns}	33.84 (0.52) ^{ns}	0.7629 (0.0068) ^{ns}
Mortalidade jovens (-20%)	-0.0073 (0.0007)**	7.95 (0.23)*	0.6280 (0.0216)*	34.47 (0.52)**	0.7630 (0.0077) ^{ns}
Mortalidade jovens (+20%)	-0.0094 (0.0008) ^{ns}	7.63 (0.24) ^{ns}	0.6660 (0.0211) ^{ns}	33.23 (0.48) ^{ns}	0.7655 (0.0065) ^{ns}
Razão sexual p/ machos (36%)	-0.0131 (0.0008)**	7.31 (0.21) ^{ns}	0.5520 (0.0220)**	34.73 (0.57)**	0.7584 (0.0055)*
Razão sexual p/ machos (43%)	-0.0111 (0.0008)*	7.45 (0.24) ^{ns}	0.6200 (0.0217)*	34.75 (0.52)**	0.6200 (0.0217)**
Razão sexual p/ machos (57%)	-0.0060 (0.0007)**	8.01 (0.26)*	0.6700 (0.0210) ^{ns}	32.92 (0.49) ^{ns}	0.7696 (0.0063) ^{ns}
Razão sexual p/ machos (64%)	-0.0034 (0.0007)**	7.97 (0.28) ^{ns}	0.7600 (0.0191)**	31.50 (0.45)**	0.7696 (0.0101) ^{ns}
Variação na reprodução (20%)	-0.0089 (0.0007) ^{ns}	7.72 (0.23) ^{ns}	0.6320 (0.0216) ^{ns}	34.05 (0.51)*	0.7621 (0.0056) ^{ns}
Variação na reprodução (33%)	-0.0022 (0.0007)**	8.90 (0.27)**	0.6320 (0.0216) ^{ns}	33.14 (0.52) ^{ns}	0.7643 (0.0073) ^{ns}
Endogamia	-0.0102 (0.0007) ^{ns}	7.03 (0.24) ^{ns}	0.6560 (0.0212) ^{ns}	33.13 (0.49) ^{ns}	0.7669 (0.0072) ^{ns}
Caça (adultos) intervalo de 5 anos	-0.0124 (0.0009)**	0.00 (0.00)	1.0000 (0.0000)	24.64 (0.25)**	0.0000 (0.0000)
Caça (adultos) intervalo de 10 anos	-0.0114 (0.0008)*	8.50 (1.01) ^{ns}	0.9760 (0.0068) **	29.56 (0.35)**	0.7807 (0.0247) ^{ns}
Caça (adultos) intervalo de 20 anos	-0.0105 (0.0008) ^{ns}	7.63 (0.40) ^{ns}	0.8740 (0.0148)**	31.98 (0.42)*	0.7671 (0.0116) ^{ns}
Caça (imatuross) intervalo de 5 anos	-0.0096 (0.0007) ^{ns}	7.80 (0.27) ^{ns}	0.7240 (0.0200)*	33.66 (0.48) ^{ns}	0.7701 (0.0075) ^{ns}
Caça (imatuross) intervalo de 10 anos	-0.0080 (0.0007) ^{ns}	8.01 (0.26)*	0.7320 (0.0198)**	32.75 (0.49) ^{ns}	0.7833 (0.0057)*
Caça (imatuross) intervalo de 20 anos	-0.0094 (0.0007) ^{ns}	7.51 (0.25) ^{ns}	0.6780 (0.0209) ^{ns}	33.15 (0.5) ^{ns}	0.7625 (0.0073) ^{ns}
Incêndio (1%)	-0.0119 (0.0008)**	7.39 (0.27) ^{ns}	0.6960 (0.0206) ^{ns}	32.72 (0.47) ^{ns}	0.7476 (0.0078)**
Incêndio (5%)	-0.0185 (0.0010)**	6.51 (0.30)**	0.7680 (0.0189)**	31.03 (0.46)**	0.7306 (0.0091)**
Incêndio (10%)	-0.0288 (0.0013)**	6.09 (0.35)**	0.8720 (0.0149)**	28.57 (0.43)**	0.6828 (0.0154)**
Variação em K (-1% em 30 anos)	-0.0058 (0.0008)**	6.41 (0.18)**	0.7120 (0.0203)*	32.83 (0.46) ^{ns}	0.7271 (0.0081)**
Variação em K (+1% em 30 anos)	-0.0092 (0.0007) ^{ns}	8.90 (0.28)**	0.6360 (0.0215) ^{ns}	34.52 (0.49)**	0.7925 (0.0061)**
Variação em K (-2% em 30 anos)	-0.0015 (0.0009)**	4.45 (0.13)**	0.8140 (0.0174)**	30.31 (0.44)**	0.6720 (0.0096)**
Variação em K (+2% em 30 anos)	-0.0103 (0.0007) ^{ns}	8.96 (0.28)**	0.6060 (0.0219)**	34.62 (0.52)**	0.7921 (0.0051)**

†: A significância das diferenças nos resultados entre os modelos base e alterados foi testada usando o teste-T Students bicaudado. ^{ns} não significativo * p < 0.05 ** p < 0.005.

Tabela 1.16 – Análise de sensibilidade: mudanças nos parâmetros e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação E, no período de 50 anos, em Santa Maria de Jetibá. †

Cenário	Taxa de crescimento da população (r) [média (EP)]	Tamanho médio da população (N) [média (EP)]	Probabilidade de extinção [média (EP)]	Tempo médio (em anos) para extinção [média (EP)]	Heterozigosidade esperada [média (EP)]
Cenário base	0.0026 (0.0011)	8.18 (0.38)	0.7760 (0.0186)	29.04 (0.54)	0.6812 (0.0125)
Mortalidade adultos (-10%)	0.0036 (0.0011) ^{ns}	7.08 (0.32)*	0.7580 (0.0192) ^{ns}	30.28 (0.51)*	0.6665 (0.0091) ^{ns}
Mortalidade adultos (+10%)	0.0020 (0.0011) ^{ns}	7.33 (0.38)*	0.7800 (0.0185) ^{ns}	28.11 (0.56) ^{ns}	0.6716 (0.0092) ^{ns}
Mortalidade adultos (-20%)	0.0035 (0.0011) ^{ns}	7.20 (0.27)**	0.7120 (0.0203)**	29.63 (0.52) ^{ns}	0.6559 (0.0115)*
Mortalidade adultos (+20%)	0.0029 (0.0011) ^{ns}	7.73 (0.36) ^{ns}	0.7400 (0.0196) ^{ns}	29.62 (0.55) ^{ns}	0.6875 (0.0084) ^{ns}
Mortalidade jovens (-10%)	0.0044 (0.0010) ^{ns}	7.80 (0.30) ^{ns}	0.7440 (0.0195) ^{ns}	30.19 (0.49)*	0.6772 (0.0087) ^{ns}
Mortalidade jovens (+10%)	0.0015 (0.0011) ^{ns}	7.06 (0.27)**	0.7540 (0.0193) ^{ns}	28.66 (0.48) ^{ns}	0.6508 (0.0128)*
Mortalidade jovens (-20%)	0.0036 (0.0011) ^{ns}	8.13 (0.40) ^{ns}	0.7720 (0.0188) ^{ns}	29.06 (0.50) ^{ns}	0.6613 (0.0123) ^{ns}
Mortalidade jovens (+20%)	-0.0001 (0.0012)*	6.63 (0.36)**	0.8120 (0.0175)*	28.38 (0.54) ^{ns}	0.6639 (0.0113) ^{ns}
Razão sexual p/ machos (36%)	-0.0020 (0.0012)**	7.17 (0.32)**	0.7020 (0.0205)**	28.27 (0.63) ^{ns}	0.6475 (0.0108)**
Razão sexual p/ machos (43%)	-0.0005 (0.0012)*	6.87 (0.29)**	0.7340 (0.0198)*	28.62 (0.54) ^{ns}	0.6652 (0.0086) ^{ns}
Razão sexual p/ machos (57%)	0.0057 (0.0010)**	8.09 (0.43) ^{ns}	0.7860 (0.0183) ^{ns}	30.33 (0.47)*	0.6832 (0.0093) ^{ns}
Razão sexual p/ machos (64%)	0.0067 (0.0010)**	7.17 (0.36)*	0.8100 (0.0175) ^{ns}	29.82 (0.41) ^{ns}	0.6644 (0.0128) ^{ns}
Varição na reprodução (20%)	0.0019 (0.0011) ^{ns}	7.44 (0.29)*	0.7720 (0.0188) ^{ns}	28.70 (0.50) ^{ns}	0.6658 (0.0123) ^{ns}
Varição na reprodução (33%)	0.0088 (0.0010)**	9.74 (0.45)**	0.7000 (0.0205)**	29.55 (0.57) ^{ns}	0.6791 (0.0106) ^{ns}
Endogamia	-0.0006 (0.0011)**	6.27 (0.28)**	0.8060 (0.0177) ^{ns}	30.09 (0.51)*	0.6886 (0.0090) ^{ns}
Caça (adultos) intervalo de 5 anos	-0.0114 (0.0019)**	0.00 (0.00)	1.0000 (0.0000)	16.75 (0.24)**	0.0000 (0.0000)
Caça (adultos) intervalo de 10 anos	-0.0095 (0.0016)**	11.00 (0.00)	0.9980 (0.0020) **	11.00 (0.00)	0.7521 (0.0000)
Caça (adultos) intervalo de 20 anos	-0.0051 (0.0014)**	6.17 (0.57)**	0.9420 (0.0105) **	24.92 (0.44)**	0.6295 (0.0218)*
Caça (imatuross) intervalo de 5 anos	0.0012 (0.0011) ^{ns}	6.28 (0.27)**	0.7960 (0.0180) ^{ns}	29.25 (0.51) ^{ns}	0.6717 (0.0103) ^{ns}
Caça (imatuross) intervalo de 10 anos	0.0017 (0.0011) ^{ns}	7.17 (0.31)**	0.7760 (0.0186) ^{ns}	29.13 (0.48) ^{ns}	0.6696 (0.0120) ^{ns}
Caça (imatuross) intervalo de 20 anos	0.0019 (0.0011) ^{ns}	6.74 (0.31)**	0.7920 (0.0182) ^{ns}	28.74 (0.54) ^{ns}	0.6505 (0.0120)*
Incêndio (1%)	0.0002 (0.0012)*	6.67 (0.32)**	0.7940 (0.0181) ^{ns}	28.29 (0.56) ^{ns}	0.6392 (0.0128)**
Incêndio (5%)	-0.0054 (0.0015)**	5.48 (0.35)**	0.8720 (0.0149)**	24.67 (0.52)**	0.6026 (0.0214)**
Incêndio (10%)	-0.0127 (0.0018)**	5.29 (0.62)**	0.9580 (0.0090)**	21.23 (0.52)**	0.6336 (0.0241)*
Varição em K (-1% em 30 anos)	0.0031 (0.0011) ^{ns}	7.70 (0.29) ^{ns}	0.7680 (0.0189) ^{ns}	28.36 (0.52) ^{ns}	0.6712 (0.0093) ^{ns}
Varição em K (+1% em 30 anos)	0.0025 (0.0011) ^{ns}	7.03 (0.35)**	0.7680 (0.0189) ^{ns}	28.89 (0.51) ^{ns}	0.6574 (0.0115)*
Varição em K (-2% em 30 anos)	0.0031 (0.0110) ^{ns}	6.44 (0.26)**	0.7840 (0.0184) ^{ns}	29.3 (0.52) ^{ns}	0.6572 (0.0125) ^{ns}
Varição em K (+2% em 30 anos)	0.0022 (0.0011) ^{ns}	6.84 (0.31)**	0.7580 (0.0192) ^{ns}	29.14 (0.53) ^{ns}	0.6468 (0.0117)**

†: A significância das diferenças nos resultados entre os modelos base e alterados foi testada usando o teste-T Students bicaudado. ^{ns} não significativo * p < 0.05 ** p < 0.005.

Tabela 1.17 – Análise de sensibilidade: mudanças nos parâmetros e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação F, no período de 50 anos, em Santa Maria de Jetibá. †

Cenário	Taxa de crescimento da população (r) [média (EP)]	Tamanho médio da população (N) [média (EP)]	Probabilidade de extinção [média (EP)]	Tempo médio (em anos) para extinção [média (EP)]	Heterozigiosidade esperada [média (EP)]
Cenário base	0.0103 (0.0016)	7.24 (0.50)	0.9180 (0.0123)	20.88 (0.52)	0.6158 (0.0211)
Mortalidade adultos (-10%)	0.0100 (0.0016) ^{ns}	7.55 (0.55) ^{ns}	0.9120 (0.0127) ^{ns}	20.47 (0.50) ^{ns}	0.5974 (0.0237) ^{ns}
Mortalidade adultos (+10%)	0.0091 (0.0016) ^{ns}	6.56 (0.40) ^{ns}	0.8900 (0.0140)*	21.23 (0.51) ^{ns}	0.5708 (0.0211)*
Mortalidade adultos (-20%)	0.0091 (0.0016) ^{ns}	6.13 (0.37)**	0.8920 (0.0139) ^{ns}	21.57 (0.53) ^{ns}	0.5871 (0.0203) ^{ns}
Mortalidade adultos (+20%)	0.0073 (0.0017) ^{ns}	6.17 (0.40)*	0.9300 (0.0114) ^{ns}	20.39 (0.50) ^{ns}	0.5637 (0.0265)*
Mortalidade jovens (-10%)	0.0096 (0.0016) ^{ns}	7.10 (0.54) ^{ns}	0.9180 (0.0123) ^{ns}	21.19 (0.50) ^{ns}	0.5779 (0.0252) ^{ns}
Mortalidade jovens (+10%)	0.0082 (0.0017) ^{ns}	6.88 (0.52) ^{ns}	0.9140 (0.0125) ^{ns}	20.37 (0.49) ^{ns}	0.6003 (0.0258) ^{ns}
Mortalidade jovens (-20%)	0.0095 (0.0016) ^{ns}	6.35 (0.46) ^{ns}	0.9020 (0.0133) ^{ns}	20.72 (0.52) ^{ns}	0.5921 (0.0205) ^{ns}
Mortalidade jovens (+20%)	0.0069 (0.0017)*	5.40 (0.40)**	0.9200 (0.0121) ^{ns}	20.64 (0.50) ^{ns}	0.5865 (0.0243) ^{ns}
Razão sexual p/ machos (36%)	0.0043 (0.0017)**	6.17 (0.46)*	0.8920 (0.0139) ^{ns}	20.87 (0.52) ^{ns}	0.5778 (0.0231) ^{ns}
Razão sexual p/ machos (43%)	0.0060 (0.0016)*	5.85 (0.40)**	0.9060 (0.0131) ^{ns}	21.43 (0.51) ^{ns}	0.5471 (0.0229)**
Razão sexual p/ machos (57%)	0.0117 (0.0016) ^{ns}	7.95 (0.59) ^{ns}	0.9160 (0.0124) ^{ns}	20.54 (0.49) ^{ns}	0.6463 (0.0162) ^{ns}
Razão sexual p/ machos (64%)	0.0143 (0.0016)*	6.92 (0.56) ^{ns}	0.9280 (0.0116) ^{ns}	20.62 (0.48) ^{ns}	0.6611 (0.0155)*
Varição na reprodução (20%)	0.0089 (0.0016) ^{ns}	6.97 (0.56) ^{ns}	0.9300 (0.0114) ^{ns}	21.22 (0.50) ^{ns}	0.5324 (0.0293)*
Varição na reprodução (33%)	0.0136 (0.0016)*	7.73 (0.48) ^{ns}	0.8800 (0.0145)*	20.98 (0.53) ^{ns}	0.6023 (0.0146) ^{ns}
Endogamia	0.0069 (0.0017)*	4.6 (0.34)**	0.9400 (0.0106)*	20.35 (0.49) ^{ns}	0.6107 (0.0236) ^{ns}
Caça (adultos) intervalo de 5 anos	-0.0014 (0.0025)**	0.00 (0.00)	1.0000 (0.0000)	12.86 (0.24)**	0.0000 (0.0000)
Caça (adultos) intervalo de 10 anos	0.0024 (0.0024)**	0.00 (0.00)	1.0000 (0.0000)	12.95 (0.30)**	0.0000 (0.0000)
Caça (adultos) intervalo de 20 anos	0.0013 (0.0021)**	6.25 (0.86) ^{ns}	0.9840 (0.0056)**	15.14 (0.44)**	0.6305 (0.0394) ^{ns}
Caça (imaturos) intervalo de 5 anos	0.0086 (0.0017) ^{ns}	5.45 (0.40)**	0.9420 (0.0105)*	19.89 (0.46)*	0.6258 (0.0237) ^{ns}
Caça (imaturos) intervalo de 10 anos	0.0086 (0.0016) ^{ns}	6.12 (0.43)*	0.9160 (0.0124) ^{ns}	21.53 (0.53) ^{ns}	0.5857 (0.0189) ^{ns}
Caça (imaturos) intervalo de 20 anos	0.0087 (0.0016) ^{ns}	6.02 (0.38)**	0.9180 (0.0123) ^{ns}	20.48 (0.50) ^{ns}	0.6103 (0.0249) ^{ns}
Incêndio (1%)	0.0088 (0.0017) ^{ns}	6.93 (0.44) ^{ns}	0.9180 (0.0123) ^{ns}	20.34 (0.52) ^{ns}	0.5921 (0.0241) ^{ns}
Incêndio (5%)	0.0031 (0.0020)**	4.50 (0.55)**	0.9680 (0.0079)**	17.41 (0.52)**	0.6170 (0.0206) ^{ns}
Incêndio (10%)	0.0000 (0.0022)**	4.44 (0.90)**	0.9820 (0.0059)**	15.37 (0.48)**	0.3877 (0.0856)*
Varição em K (-1% em 30 anos)	0.0095 (0.0016) ^{ns}	7.21 (0.53) ^{ns}	0.9140 (0.0125) ^{ns}	21.17 (0.51) ^{ns}	0.6174 (0.0199) ^{ns}
Varição em K (+1% em 30 anos)	0.0099 (0.0016) ^{ns}	6.05 (0.29)**	0.8800 (0.0145)*	20.6 (0.50) ^{ns}	0.5854 (0.0156) ^{ns}
Varição em K (-2% em 30 anos)	0.0089 (0.0016) ^{ns}	5.80 (0.44)**	0.9080 (0.0129) ^{ns}	21.31 (0.50) ^{ns}	0.5687 (0.0210)*
Varição em K (+2% em 30 anos)	0.0090 (0.0016) ^{ns}	6.62 (0.53) ^{ns}	0.9060 (0.0131) ^{ns}	20.34 (0.50) ^{ns}	0.5713 (0.0180)*

†: A significância das diferenças nos resultados entre os modelos base e alterados foi testada usando o teste-T Students bicaudado. ^{ns} não significativo * p < 0.05 ** p < 0.005.

Tabela 1.18 – Análise de sensibilidade: mudanças nos parâmetros e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação G, no período de 50 anos, em Santa Maria de Jetibá. †

Cenário	Taxa de crescimento da população (r) [média (EP)]	Tamanho médio da população (N) [média (EP)]	Probabilidade de extinção [média (EP)]	Tempo médio (em anos) para extinção [média (EP)]	Heterozigosidade esperada [média (EP)]
Cenário base	0.0035 (0.0010)	7.13 (0.34)	0.7700 (0.0188)	29.29 (0.45)	0.6718 (0.0110)
Mortalidade adultos (-10%)	0.0045 (0.0010) ^{ns}	7.32 (0.37) ^{ns}	0.7320 (0.0198) [*]	30.04 (0.47) ^{ns}	0.6743 (0.0100) ^{ns}
Mortalidade adultos (+10%)	0.0030 (0.0011) ^{ns}	7.12 (0.32) ^{ns}	0.7760 (0.0186) ^{ns}	29.06 (0.44) ^{ns}	0.6518 (0.0139) ^{ns}
Mortalidade adultos (-20%)	0.0041 (0.0010) ^{ns}	7.13 (0.36) ^{ns}	0.7960 (0.0180) ^{ns}	29.96 (0.42) ^{ns}	0.6800 (0.0123) ^{ns}
Mortalidade adultos (+20%)	0.0040 (0.0010) ^{ns}	7.12 (0.28) ^{ns}	0.7520 (0.0193) ^{ns}	28.88 (0.44) ^{ns}	0.6640 (0.0123) ^{ns}
Mortalidade jovens (-10%)	0.0042 (0.0010) ^{ns}	7.55 (0.42) ^{ns}	0.7640 (0.0190) ^{ns}	30.25 (0.51) ^{ns}	0.6671 (0.0107) ^{ns}
Mortalidade jovens (+10%)	0.0020 (0.0011) ^{ns}	6.00 (0.28) ^{**}	0.8040 (0.0178) ^{ns}	29.17 (0.43) ^{ns}	0.6533 (0.0133) ^{ns}
Mortalidade jovens (-20%)	0.0041 (0.0010) ^{ns}	7.08 (0.33) ^{ns}	0.7800 (0.0185) ^{ns}	29.68 (0.47) ^{ns}	0.6712 (0.0111) ^{ns}
Mortalidade jovens (+20%)	0.0027 (0.0010) ^{ns}	6.43 (0.30) [*]	0.7700 (0.0188) ^{ns}	29.74 (0.45) ^{ns}	0.6624 (0.0110) ^{ns}
Razão sexual p/ machos (36%)	-0.0021 (0.0011) ^{**}	6.46 (0.27) [*]	0.6980 (0.0205) ^{**}	31.19 (0.49) ^{**}	0.6621 (0.0095) ^{ns}
Razão sexual p/ machos (43%)	0.0010 (0.0011) [*]	6.89 (0.31) ^{ns}	0.7320 (0.0198) ^{ns}	29.95 (0.50) ^{ns}	0.6534 (0.0110) ^{ns}
Razão sexual p/ machos (57%)	0.0063 (0.0010) [*]	7.21 (0.36) ^{ns}	0.7960 (0.0180) ^{ns}	29.55 (0.42) ^{ns}	0.6601 (0.0142) ^{ns}
Razão sexual p/ machos (64%)	0.0096 (0.0010) ^{**}	7.40 (0.37) ^{ns}	0.8660 (0.0152) ^{**}	28.15 (0.41) [*]	0.6897 (0.0146) ^{ns}
Varição na reprodução (20%)	0.0027 (0.0010) ^{ns}	6.41 (0.31) [*]	0.7660 (0.0189) ^{ns}	29.37 (0.44) ^{ns}	0.6634 (0.0116) ^{ns}
Varição na reprodução (33%)	0.0090 (0.0010) ^{**}	9.30 (0.45) ^{**}	0.7000 (0.0205) ^{**}	29.87 (0.49) ^{ns}	0.6997 (0.0085) ^{**}
Endogamia	0.0018 (0.0010) ^{ns}	6.08 (0.31) ^{**}	0.7980 (0.0180) ^{ns}	30.07 (0.47) ^{ns}	0.6903 (0.0105) ^{ns}
Caça (adultos) intervalo de 5 anos	-0.0018 (0.0016)^{**}	0.00 (0.00)	1.0000 (0.0000)	17.06 (0.19) ^{**}	0.0000 (0.0000)
Caça (adultos) intervalo de 10 anos	-0.0016 (0.0014)^{**}	0.00 (0.00)	1.0000 (0.0000)	20.99 (0.31) ^{**}	0.0000 (0.0000)
Caça (adultos) intervalo de 20 anos	-0.0006 (0.0013)^{**}	7.24 (0.91)^{ns}	0.9500 (0.0097)^{**}	24.51 (0.41) ^{**}	0.6527 (0.0245) ^{ns}
Caça (imatuross) intervalo de 5 anos	0.0032 (0.0011) ^{ns}	6.78 (0.32) ^{ns}	0.8360 (0.0166) ^{**}	28.6 (0.38) ^{ns}	0.6753 (0.0149) ^{ns}
Caça (imatuross) intervalo de 10 anos	0.0030 (0.0011) ^{ns}	7.37 (0.34) ^{ns}	0.8180 (0.0173) [*]	29.15 (0.41) ^{ns}	0.673 (0.0135) ^{ns}
Caça (imatuross) intervalo de 20 anos	0.0036 (0.0010) ^{ns}	6.89 (0.33) ^{ns}	0.7720 (0.0188) ^{ns}	29.84 (0.46) ^{ns}	0.6826 (0.0097) ^{ns}
Incêndio (1%)	0.0016 (0.0011) ^{ns}	6.56 (0.35) ^{ns}	0.7720 (0.0188) ^{ns}	29.29 (0.47) ^{ns}	0.6431 (0.0117) [*]
Incêndio (5%)	-0.0032 (0.0014)^{**}	6.34 (0.43) ^{ns}	0.8880 (0.0141)^{**}	25.98 (0.51) ^{**}	0.6108 (0.0200) ^{**}
Incêndio (10%)	-0.0104 (0.0016)^{**}	4.53 (0.33)^{**}	0.9400 (0.0106)^{**}	22.65 (0.46) ^{**}	0.6138 (0.0268) [*]
Varição em K (-1% em 30 anos)	0.0029 (0.0010) ^{ns}	6.75 (0.31) ^{ns}	0.7920 (0.0182) ^{ns}	30.00 (0.47) ^{ns}	0.6928 (0.0108) ^{ns}
Varição em K (+1% em 30 anos)	0.0034 (0.0011) ^{ns}	7.20 (0.38) ^{ns}	0.7920 (0.0182) ^{ns}	28.19 (0.40) [*]	0.6808 (0.0109) ^{ns}
Varição em K (-2% em 30 anos)	0.0047 (0.0010) ^{ns}	6.56 (0.23) [*]	0.7760 (0.0186) ^{ns}	29.78 (0.42) ^{ns}	0.6682 (0.0112) ^{ns}
Varição em K (+2% em 30 anos)	0.0037 (0.0010) ^{ns}	7.13 (0.33) ^{ns}	0.7540 (0.0193) ^{ns}	29.37 (0.44) ^{ns}	0.6682 (0.0110) ^{ns}

†: A significância das diferenças nos resultados entre os modelos base e alterados foi testada usando o teste-T Students bicaudado. ^{ns} não significativo * p < 0.05 ** p < 0.005.

Tabela 1.19 – Análise de sensibilidade: mudanças nos parâmetros e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação H, no período de 50 anos, em Santa Maria de Jetibá., †

Cenário	Taxa de crescimento da população (r) [média (EP)]	Tamanho médio da população (N) [média (EP)]	Probabilidade de extinção [média (EP)]	Tempo médio (em anos) para extinção [média (EP)]	Heterozigosidade esperada [média (EP)]
Cenário base	-0.0065 (0.0008)	7.59 (0.24)	0.6220 (0.0217)	34.29 (0.47)	0.7469 (0.0072)
Mortalidade adultos (-10%)	-0.0055 (0.0007) ^{ns}	8.21 (0.22)*	0.5860 (0.0220) ^{ns}	34.93 (0.49) ^{ns}	0.7650 (0.0059)**
Mortalidade adultos (+10%)	-0.0072 (0.0008) ^{ns}	7.51 (0.24) ^{ns}	0.6300 (0.0216) ^{ns}	35.12 (0.43) ^{ns}	0.7400 (0.0070) ^{ns}
Mortalidade adultos (-20%)	-0.0047 (0.0008)*	8.15 (0.23)*	0.6180 (0.0217) ^{ns}	34.71 (0.46) ^{ns}	0.7585 (0.0067) ^{ns}
Mortalidade adultos (+20%)	-0.0056 (0.0008) ^{ns}	8.39 (0.25)**	0.5880 (0.0220) ^{ns}	34.27 (0.47) ^{ns}	0.7647 (0.0060)**
Mortalidade jovens (-10%)	-0.0054 (0.0008) ^{ns}	8.13 (0.26)*	0.6060 (0.0219) ^{ns}	34.83 (0.50) ^{ns}	0.7625 (0.0063)*
Mortalidade jovens (+10%)	-0.0080 (0.0008) ^{ns}	7.47 (0.26) ^{ns}	0.6660 (0.0211)*	34.20 (0.44) ^{ns}	0.7485 (0.0076) ^{ns}
Mortalidade jovens (-20%)	-0.0059 (0.0008) ^{ns}	8.07 (0.26) ^{ns}	0.6360 (0.0215) ^{ns}	34.86 (0.45) ^{ns}	0.7615 (0.0076) ^{ns}
Mortalidade jovens (+20%)	-0.0079 (0.0008) ^{ns}	7.74 (0.24) ^{ns}	0.6560 (0.0212) ^{ns}	35.10 (0.45) ^{ns}	0.7540 (0.0072) ^{ns}
Razão sexual p/ machos (36%)	-0.0109 (0.0008)**	7.53 (0.23) ^{ns}	0.5180 (0.0223)**	35.43 (0.53)*	0.7417 (0.0061) ^{ns}
Razão sexual p/ machos (43%)	-0.0086 (0.0008)*	8.00 (0.24) ^{ns}	0.5760 (0.0221)*	35.16 (0.50) ^{ns}	0.7565 (0.0059) ^{ns}
Razão sexual p/ machos (57%)	-0.0041 (0.0008)**	8.29 (0.26)*	0.6940 (0.0206)**	33.42 (0.41)*	0.7676 (0.0062)**
Razão sexual p/ machos (64%)	-0.0019 (0.0007)**	8.43 (0.27)**	0.7120 (0.0203)**	33.72 (0.43) ^{ns}	0.7731 (0.0060)**
Varição na reprodução (20%)	-0.0057 (0.0008) ^{ns}	8.55 (0.28)**	0.6340 (0.0215) ^{ns}	34.96 (0.45) ^{ns}	0.7556 (0.0067) ^{ns}
Varição na reprodução (33%)	0.0001 (0.0007)**	9.42 (0.24)**	0.5420 (0.0223)**	34.70 (0.51) ^{ns}	0.7691 (0.0064)**
Endogamia	-0.0087 (0.0008)*	7.03 (0.27)*	0.6980 (0.0205)**	34.07 (0.43) ^{ns}	0.7603 (0.0086) ^{ns}
Caça (adultos) intervalo de 5 anos	-0.0132 (0.0011)**	8.33 (1.86) ^{ns}	0.9940 (0.0035)**	23.17 (0.23)**	0.8003 (0.0316) ^{ns}
Caça (adultos) intervalo de 10 anos	-0.0108 (0.0010)**	8.63 (0.71) ^{ns}	0.9840 (0.0056)**	28.57 (0.35)**	0.8053 (0.0314) ^{ns}
Caça (adultos) intervalo de 20 anos	-0.0096 (0.0009)**	6.95 (0.34) ^{ns}	0.8720 (0.0149)**	31.94 (0.39)**	0.7357 (0.0129) ^{ns}
Caça (imatuross) intervalo de 5 anos	-0.0066 (0.0008) ^{ns}	7.87 (0.27) ^{ns}	0.6980 (0.0205)**	34.28 (0.44) ^{ns}	0.7500 (0.0086) ^{ns}
Caça (imatuross) intervalo de 10 anos	-0.0070 (0.0008) ^{ns}	7.91 (0.27) ^{ns}	0.6520 (0.0213) ^{ns}	33.39 (0.46) ^{ns}	0.7513 (0.0074) ^{ns}
Caça (imatuross) intervalo de 20 anos	-0.0072 (0.0008) ^{ns}	7.87 (0.26) ^{ns}	0.6620 (0.0212) ^{ns}	33.85 (0.44) ^{ns}	0.7625 (0.0082) ^{ns}
Incêndio (1%)	-0.0086 (0.0009)*	7.37 (0.27) ^{ns}	0.6900 (0.0207)**	33.80 (0.43) ^{ns}	0.7464 (0.0079) ^{ns}
Incêndio (5%)	-0.0157 (0.0011)**	6.76 (0.30)*	0.7820 (0.0185)**	30.76 (0.51)**	0.7293 (0.0093) ^{ns}
Incêndio (10%)	-0.0242 (0.0013)**	5.22 (0.40)**	0.9100 (0.0128)**	29.31 (0.47)**	0.6467 (0.0194)**
Varição em K (-1% em 30 anos)	-0.0057 (0.0008) ^{ns}	6.51 (0.20)**	0.6960 (0.0206)**	34.32 (0.45) ^{ns}	0.7302 (0.0085)*
Varição em K (+1% em 30 anos)	-0.0061 (0.0008) ^{ns}	8.72 (0.28)**	0.5700 (0.0221)*	34.84 (0.48) ^{ns}	0.7680 (0.0053)**
Varição em K (-2% em 30 anos)	-0.0018 (0.0009)**	4.69 (0.14)**	0.7840 (0.0184)**	32.71 (0.41)**	0.6555 (0.0125)**
Varição em K (+2% em 30 anos)	-0.0073 (0.0008) ^{ns}	8.40 (0.27)**	0.5660 (0.0222)*	35.08 (0.47) ^{ns}	0.7616 (0.0065)*

†: A significância das diferenças nos resultados entre os modelos base e alterados foi testada usando o teste-T Students bicaudado. ^{ns} não significativo * p < 0.05 ** p < 0.005.

Tabela 1.20 – Análise de sensibilidade: mudanças nos parâmetros e o resultado dos efeitos do modelo para a subpopulação I, no período de 50 anos, em Santa Maria de Jetibá. †

Cenário	Taxa de crescimento da população (r) [média (EP)]	Tamanho médio da população (N) [média (EP)]	Probabilidade de extinção [média (EP)]	Tempo médio (em anos) para extinção [média (EP)]	Heterozigosidade esperada [média (EP)]
Cenário base	-0.0014 (0.0011)	6.92 (0.48)	0.8720 (0.0149)	23.63 (0.46)	0.6590 (0.0149)
Mortalidade adultos (-10%)	-0.0009 (0.0011) ^{ns}	6.57 (0.42) ^{ns}	0.8780 (0.0146) ^{ns}	24.03 (0.42) ^{ns}	0.6299 (0.0154) ^{ns}
Mortalidade adultos (+10%)	-0.0016 (0.0134) ^{ns}	6.51 (0.42) ^{ns}	0.8820 (0.0144) ^{ns}	24.46 (0.48) ^{ns}	0.6447 (0.0134) ^{ns}
Mortalidade adultos (-20%)	-0.0005 (0.0011) ^{ns}	6.11 (0.42) ^{ns}	0.8900 (0.014) ^{ns}	25.29 (0.45) ^{**}	0.5925 (0.0245) [*]
Mortalidade adultos (+20%)	-0.0009 (0.0011) ^{ns}	6.65 (0.41) ^{ns}	0.8580 (0.0156) ^{ns}	23.71 (0.43) ^{ns}	0.6319 (0.0142) ^{ns}
Mortalidade jovens (-10%)	-0.0002 (0.0011) ^{ns}	6.50 (0.30) ^{ns}	0.8680 (0.0151) ^{ns}	24.32 (0.48) ^{ns}	0.6059 (0.0195) [*]
Mortalidade jovens (+10%)	-0.0016 (0.0012) ^{ns}	6.52 (0.40) ^{ns}	0.8840 (0.0143) ^{ns}	23.8 (0.43) ^{ns}	0.6265 (0.0145) [*]
Mortalidade jovens (-20%)	-0.0006 (0.0011) ^{ns}	7.11 (0.40) ^{ns}	0.8540 (0.0158) ^{ns}	24.50 (0.47) ^{ns}	0.6420 (0.0151) ^{ns}
Mortalidade jovens (+20%)	-0.0021 (0.0012) ^{ns}	6.43 (0.54) ^{ns}	0.8980 (0.0135) ^{ns}	23.99 (0.42) ^{ns}	0.6063 (0.0204) [*]
Razão sexual p/ machos (36%)	-0.0066 (0.0012) ^{**}	5.80 (0.41) [*]	0.8580 (0.0156) ^{ns}	24.79 (0.48) [*]	0.6264 (0.0175) ^{ns}
Razão sexual p/ machos (43%)	-0.0035 (0.0012) ^{ns}	6.60 (0.42) ^{ns}	0.8740 (0.0148) ^{ns}	24.44 (0.48) ^{ns}	0.6323 (0.0150) ^{ns}
Razão sexual p/ machos (57%)	0.0014 (0.0011) [*]	7.60 (0.44) ^{ns}	0.8800 (0.0145) ^{ns}	24.22 (0.44) ^{ns}	0.6471 (0.0161) ^{ns}
Razão sexual p/ machos (64%)	0.0025 (0.0011) ^{**}	6.43 (0.39) ^{ns}	0.9160 (0.0124) ^{**}	23.67 (0.42) ^{ns}	0.6335 (0.0203) ^{ns}
Varição na reprodução (20%)	0.0002 (0.0011) ^{ns}	7.27 (0.52) ^{ns}	0.8740 (0.0148) ^{ns}	24.78 (0.44) [*]	0.6364 (0.0178) ^{ns}
Varição na reprodução (33%)	0.0017 (0.0011) [*]	7.34 (0.41) ^{ns}	0.8360 (0.0166) [*]	24.97 (0.50) [*]	0.6093 (0.0159) ^{**}
Endogamia	-0.0032 (0.0011) ^{ns}	5.51 (0.51) [*]	0.9020 (0.0133) [*]	24.54 (0.45) [*]	0.6638 (0.0167) ^{ns}
Caça (adultos) intervalo de 5 anos	-0.0095 (0.0018) ^{**}	0.00 (0.00)	1.0000 (0.0000)	12.55 (0.18) ^{**}	0.0000 (0.0000)
Caça (adultos) intervalo de 10 anos	-0.0068 (0.0017) ^{**}	0.00 (0.00)	1.0000 (0.0000)	12.97 (0.22) ^{**}	0.0000 (0.0000)
Caça (adultos) intervalo de 20 anos	-0.0094 (0.0016) ^{**}	4.50 (0.65) ^{**}	0.9920 (0.0040) ^{**}	15.25 (0.41) ^{**}	0.6397 (0.0466) ^{ns}
Caça (imatuross) intervalo de 5 anos	-0.0028 (0.0012) ^{ns}	5.36 (0.33) ^{**}	0.9060 (0.0131) [*]	24.47 (0.44) ^{ns}	0.6267 (0.0229) ^{ns}
Caça (imatuross) intervalo de 10 anos	-0.0019 (0.0012) ^{ns}	6.16 (0.34) [*]	0.8880 (0.0141) ^{ns}	23.88 (0.45) ^{ns}	0.6293 (0.0203) ^{ns}
Caça (imatuross) intervalo de 20 anos	-0.0019 (0.0012) ^{ns}	5.96 (0.35) [*]	0.8900 (0.0140) ^{ns}	23.97 (0.46) ^{ns}	0.6159 (0.0175) [*]
Incêndio (1%)	-0.0027 (0.0012) ^{ns}	6.50 (0.48) ^{ns}	0.9000 (0.0134) [*]	22.53 (0.43) [*]	0.6327 (0.0192) ^{ns}
Incêndio (5%)	-0.0076 (0.0014) ^{**}	5.93 (0.45) [*]	0.9400 (0.0106) ^{**}	22.27 (0.48) ^{**}	0.6144 (0.0254) ^{ns}
Incêndio (10%)	-0.0165 (0.0018) ^{**}	5.00 (0.33) ^{**}	0.9840 (0.0056) ^{**}	18.23 (0.46) ^{**}	0.5259 (0.0532) [*]
Varição em K (-1% em 30 anos)	-0.0010 (0.0012) ^{ns}	6.98 (0.41) ^{ns}	0.8840 (0.0143) ^{ns}	23.79 (0.44) ^{ns}	0.6191 (0.0192) [*]
Varição em K (+1% em 30 anos)	-0.0021 (0.0011) ^{ns}	5.66 (0.34) ^{**}	0.8820 (0.0144) ^{ns}	24.97 (0.47) ^{**}	0.6492 (0.0162) ^{ns}
Varição em K (-2% em 30 anos)	-0.0020 (0.0012) ^{ns}	5.98 (0.39) [*]	0.8760 (0.0147) ^{ns}	24.63 (0.47) [*]	0.6431 (0.0142) ^{ns}
Varição em K (+2% em 30 anos)	-0.0023 (0.0011) ^{ns}	5.92 (0.43) [*]	0.8780 (0.0146) ^{ns}	25.13 (0.46) ^{**}	0.6193 (0.0154) [*]

†: A significância das diferenças nos resultados entre os modelos base e alterados foi testada usando o teste-T Students bicaudado. ^{ns} não significativo * p < 0.05 ** p < 0.005.

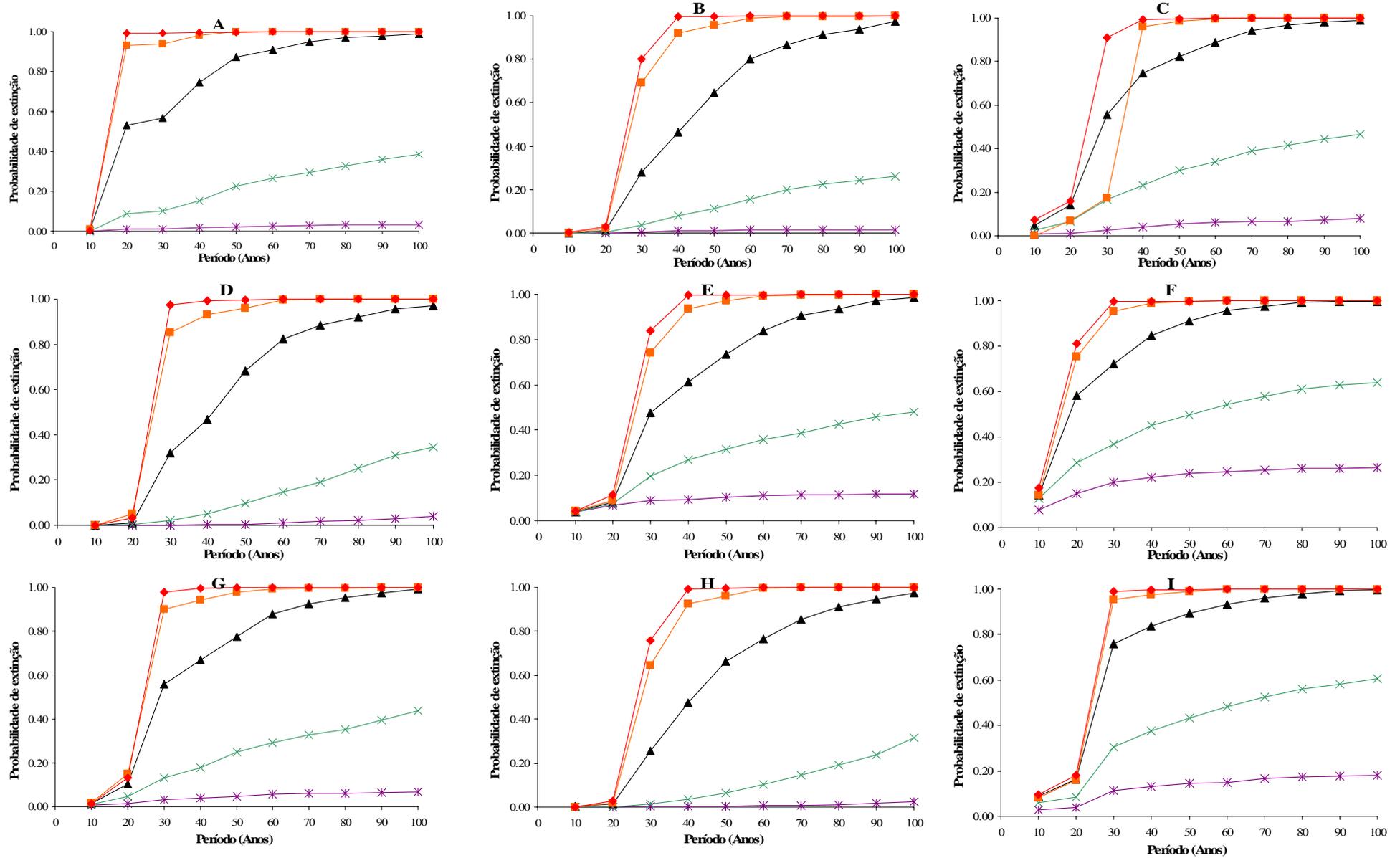


Figura 1.4 – Probabilidade de extinção de nove subpopulações de *Brachyteles hypoxanthus* em fragmentos de Mata Atlântica em Santa Maria de Jetibá, considerando quatro diferentes taxas de dispersão de fêmeas: 90% (◆), 75% (■), 50% (▲), 25% (X) e 10% (*).

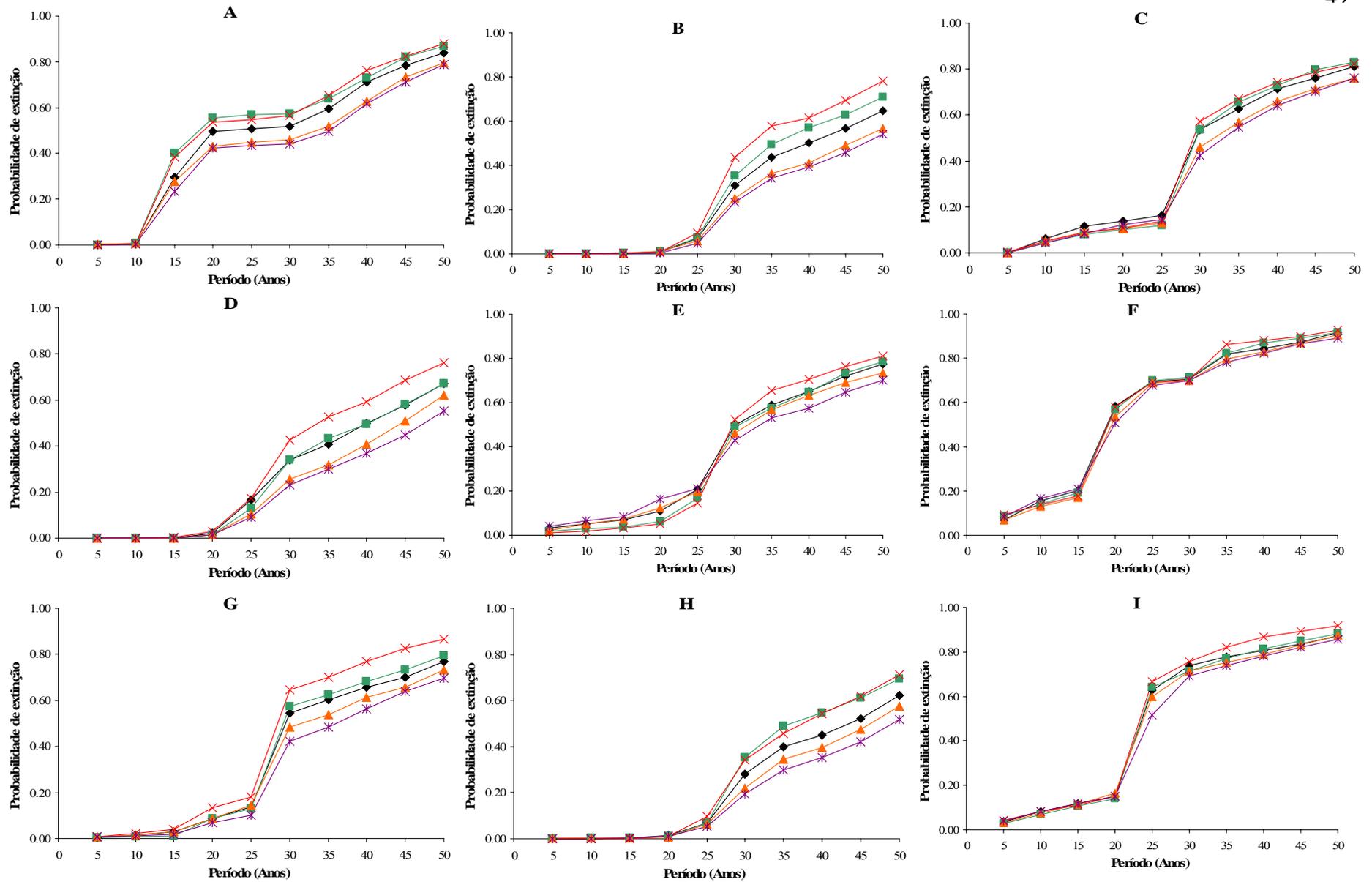


Figura 1.5 – Probabilidade de extinção de nove subpopulações de *Brachyteles hypoxanthus* em fragmentos de Mata Atlântica em Santa Maria de Jetibá, considerando a razão sexual: Base (♦), 57% (■), 43% (▲), 64% (X) e 36% (*).

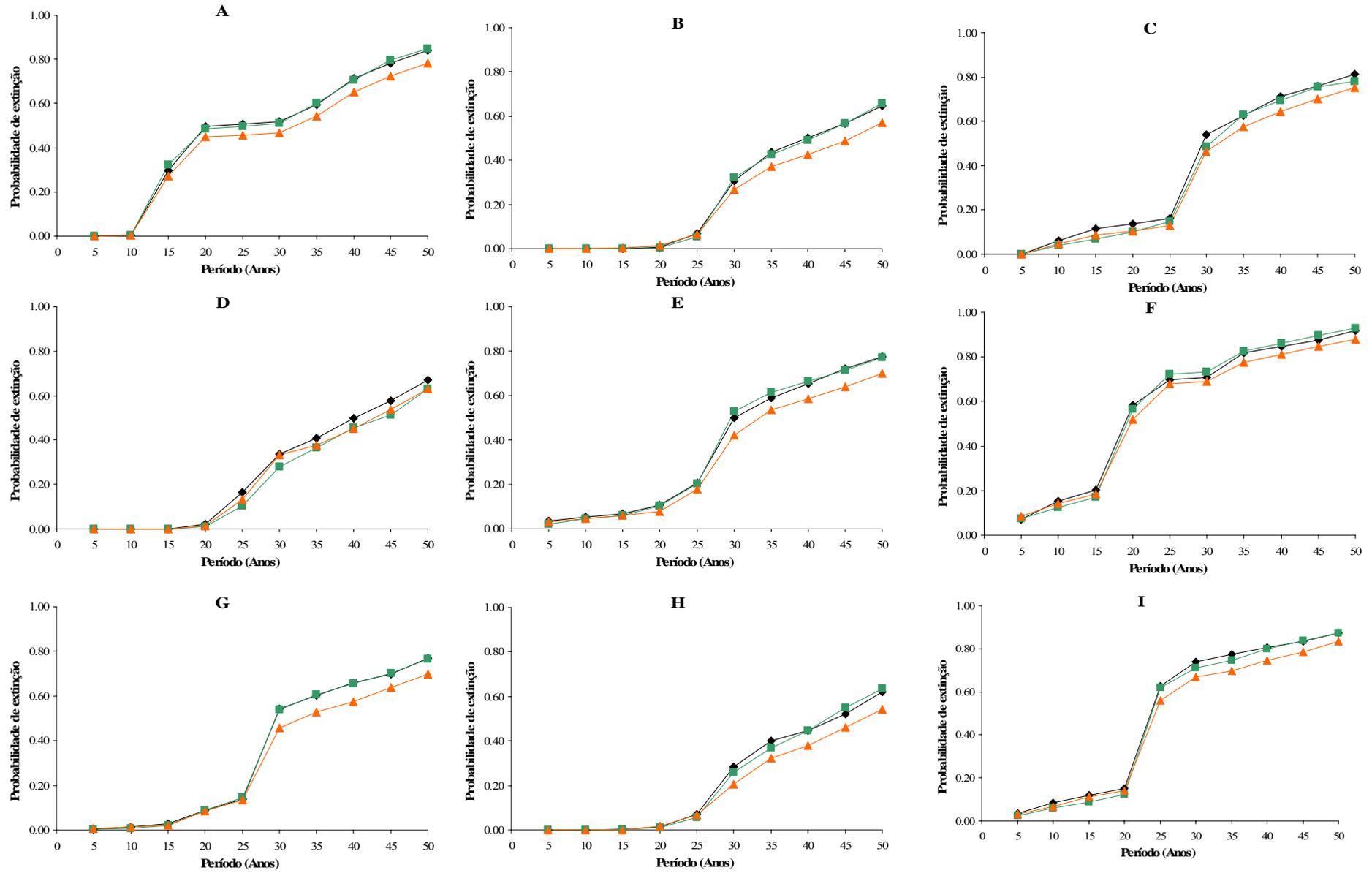


Figura 1.6 – Probabilidade de extinção de nove subpopulações de *Brachyteles hypoxanthus* em fragmentos de Mata Atlântica em Santa Maria de Jetibá, considerando a reprodução de fêmeas: Base (◆), 20% (■) e 33% (▲).

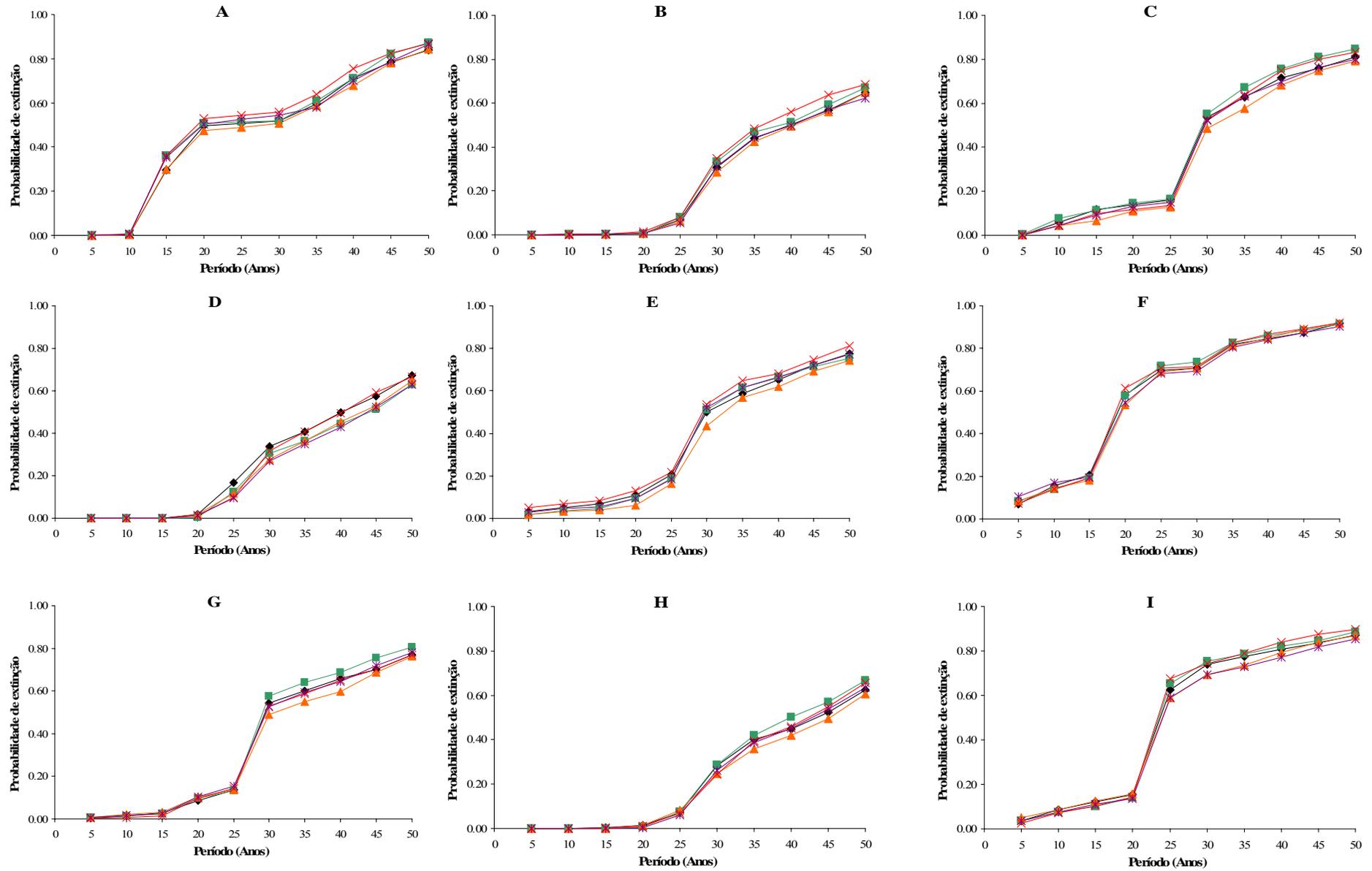


Figura 1.7 – Probabilidade de extinção de nove subpopulações de *Brachyteles hypoxanthus* em fragmentos de Mata Atlântica em Santa Maria de Jetibá, considerando a mortalidade de jovens: Base (◆), aumento de 10% (■), redução de 10% (▲), aumento de 20% (X) e redução de 20% (*).

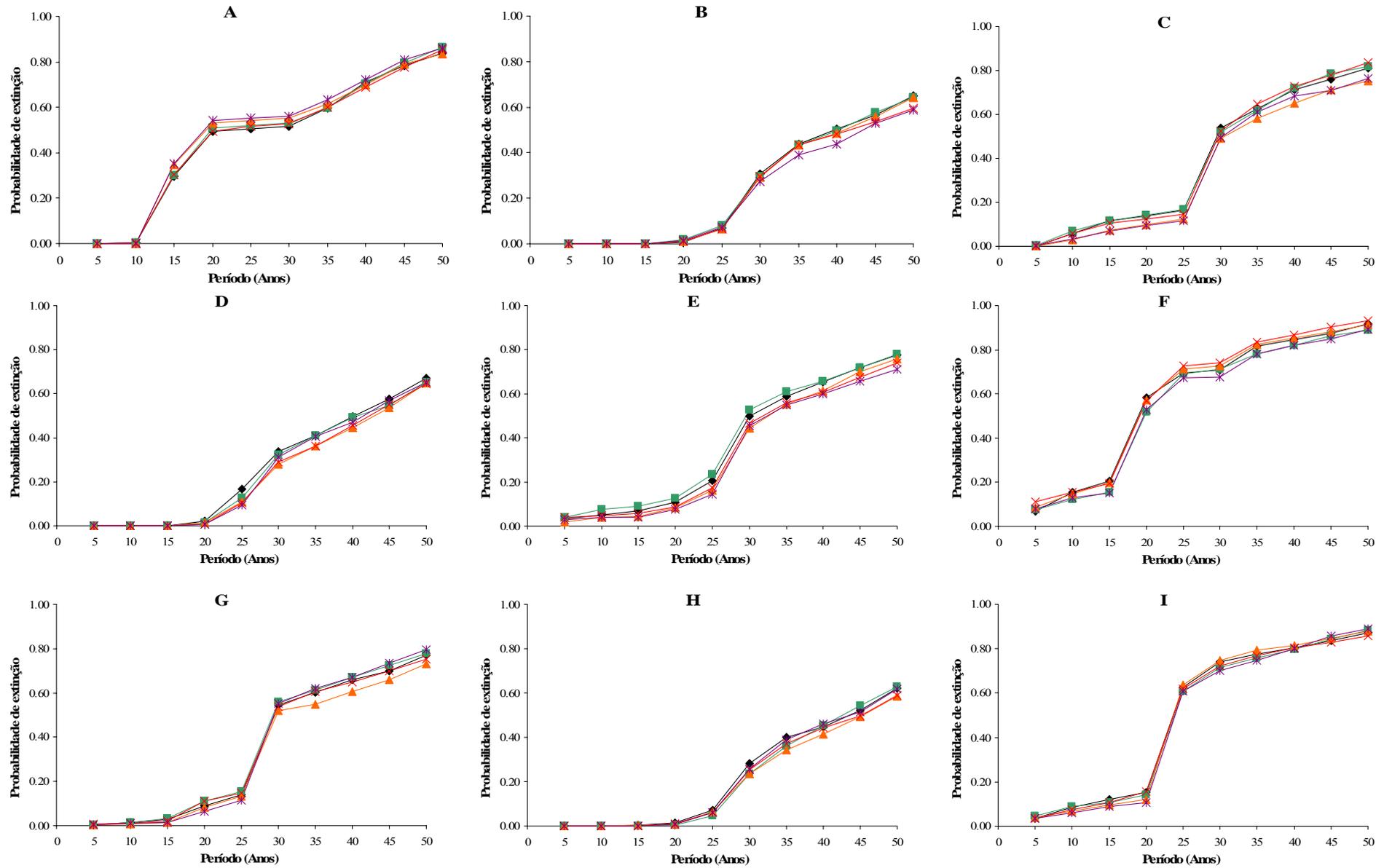


Figura 1.8 – Probabilidade de extinção de nove subpopulações de *Brachyteles hypoxanthus* em fragmentos de Mata Atlântica em Santa Maria de Jetibá, considerando a mortalidade de adultos: Base (◆), aumento de 10% (■), redução de 10% (▲), aumento de 20% (X) e redução de 20% (*).

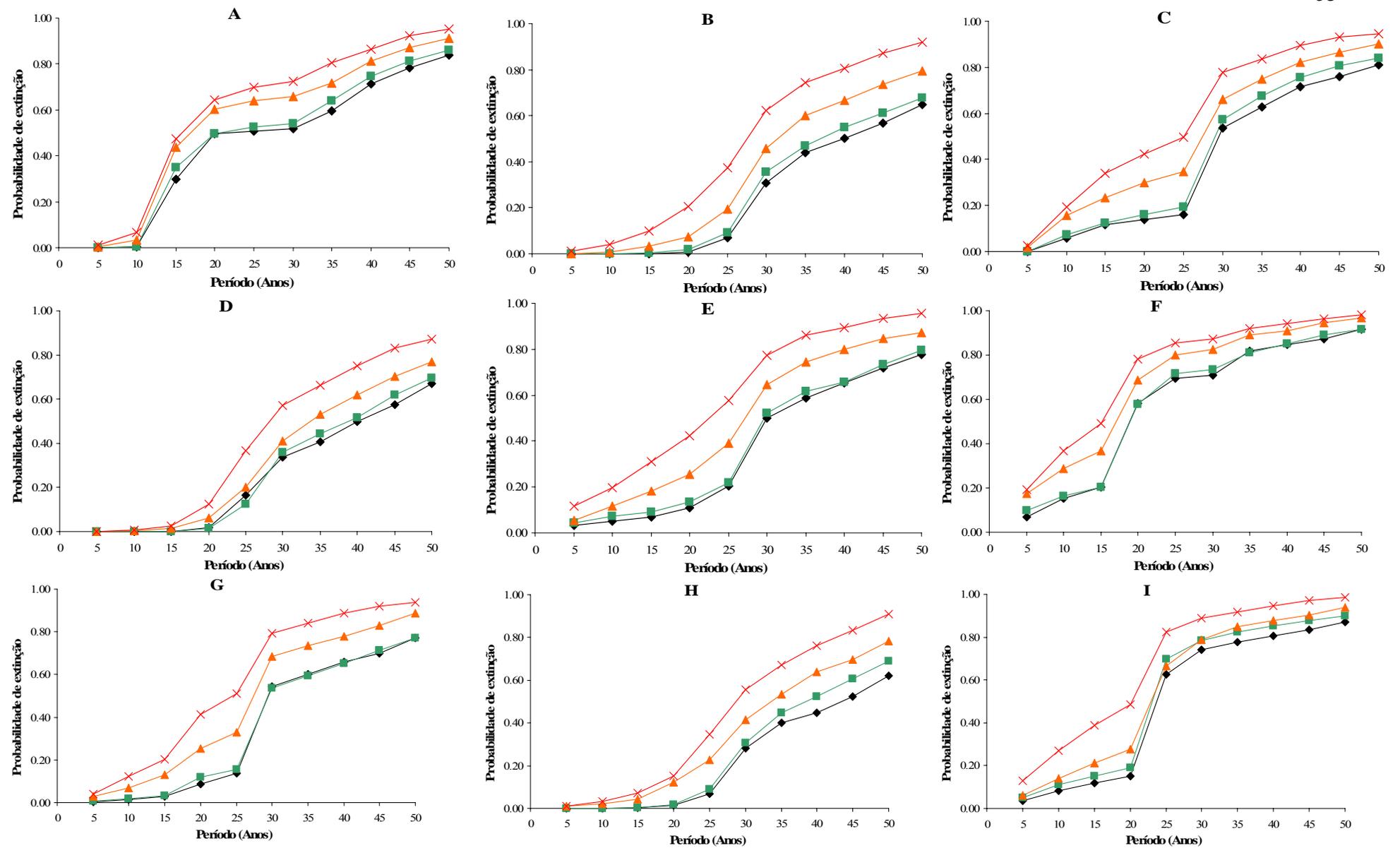


Figura 1.9 – Probabilidade de extinção de nove subpopulações de *Brachyteles hypoxanthus* em fragmentos de Mata Atlântica em Santa Maria de Jetibá, considerando o fogo: Base (◆), 1% (■), 5% (▲) e 10% (X).

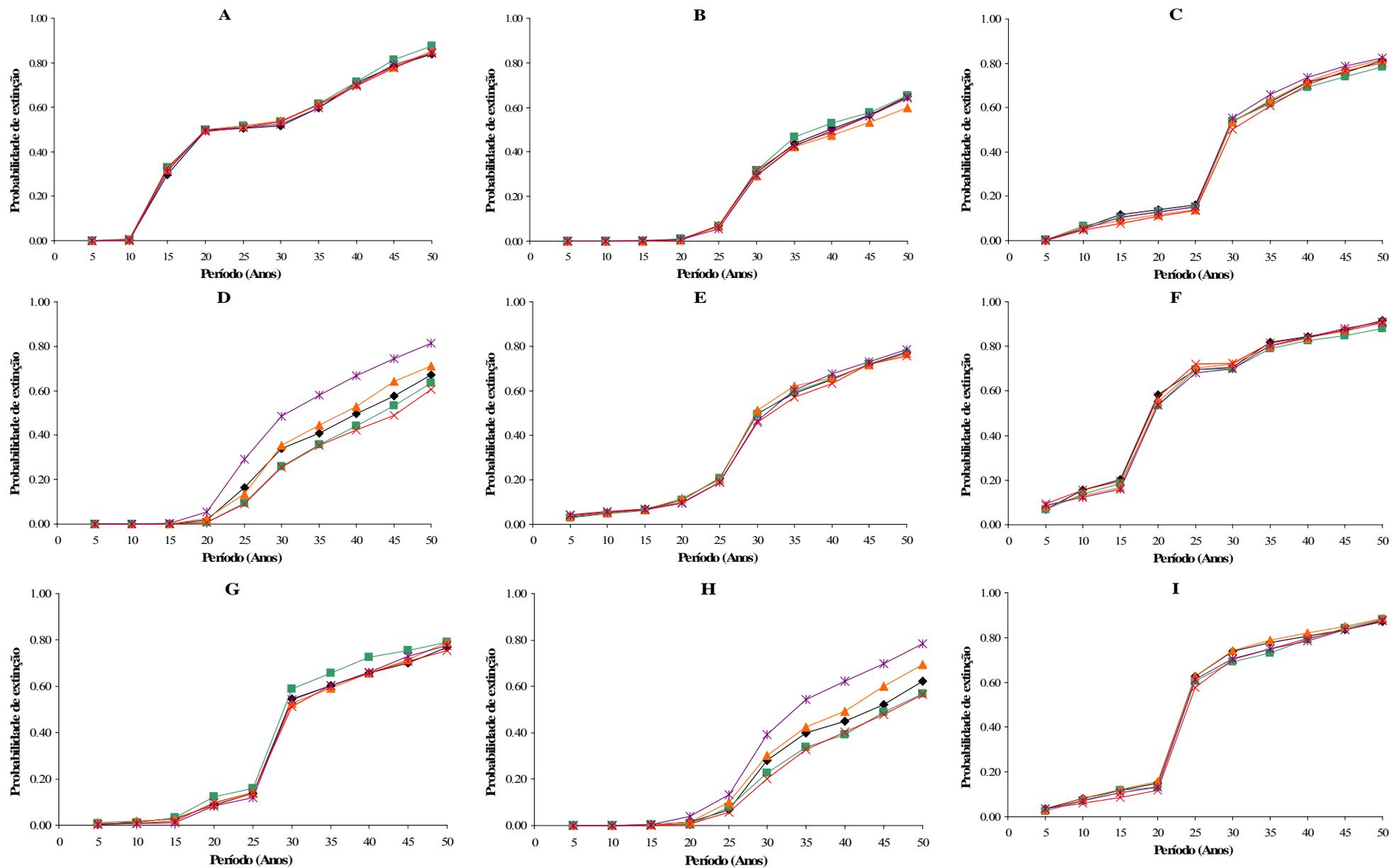


Figura 1.10 – Probabilidade de extinção de nove subpopulações de *Brachyteles hypoxanthus* em fragmentos de Mata Atlântica em Santa Maria de Jetibá, considerando a capacidade suporte (k): Base (◆), aumento de 1% ao ano (■), redução de 1% ao ano (▲), aumento de 2% ao ano (X) e redução de 2% ao ano (*). Variações ao longo dos 30 primeiros anos.

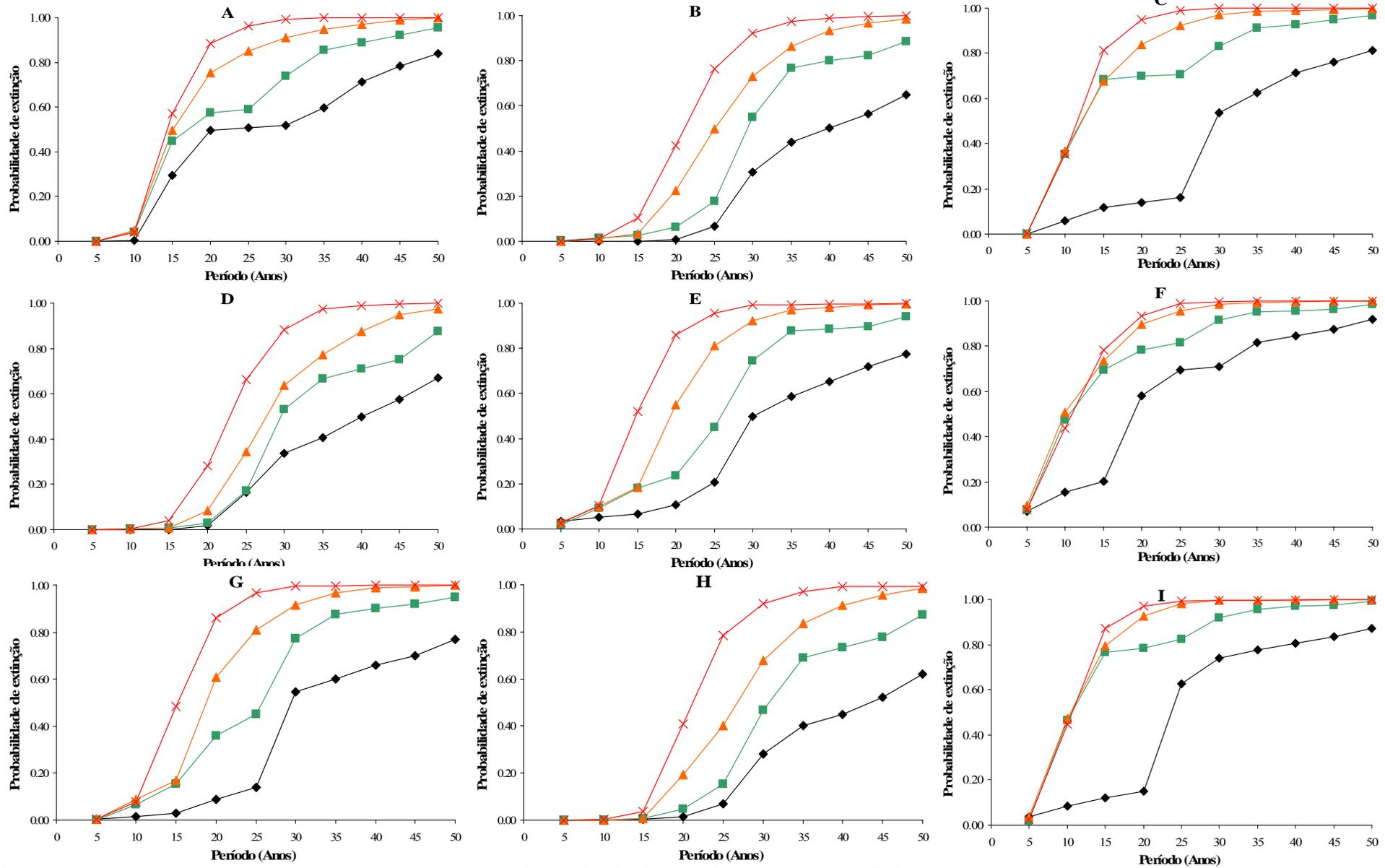


Figura 1.11 – Probabilidade de extinção de nove subpopulações de *Brachyteles hypoxanthus* em fragmentos de Mata Atlântica em Santa Maria de Jetiba, considerando a caça de fêmeas adultas: Base (◆), 20 anos (■), 10 anos (▲) e 5 anos (X).

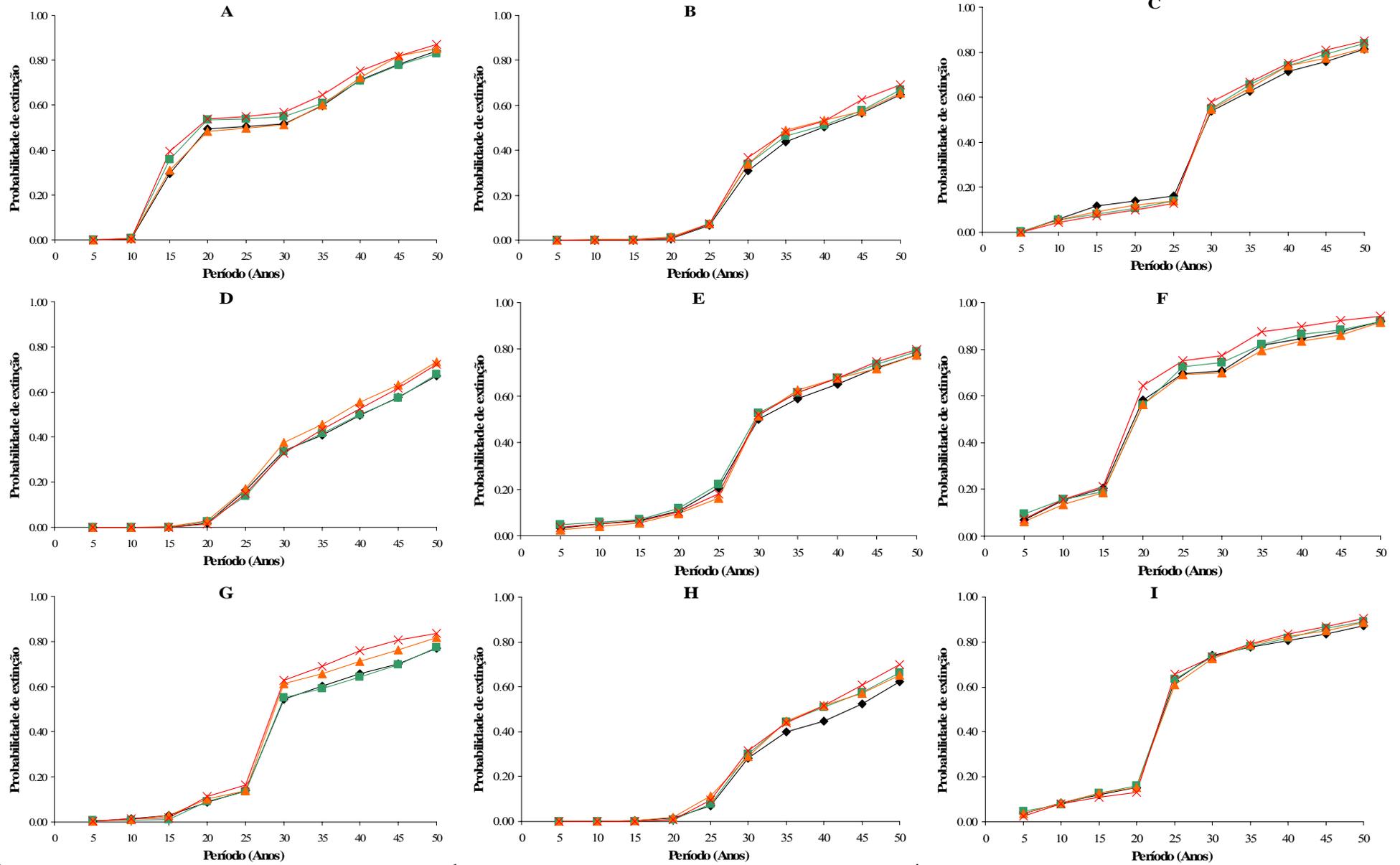


Figura 1.12 – Probabilidade de extinção de nove subpopulações de *Brachyetes nypoxanthus* em fragmentos de Mata Atlântica em Santa Maria de Jetiba, considerando a caça de fêmeas imaturas: Base (◆), 20 anos (■), 10 anos (▲) e 5 anos (X).

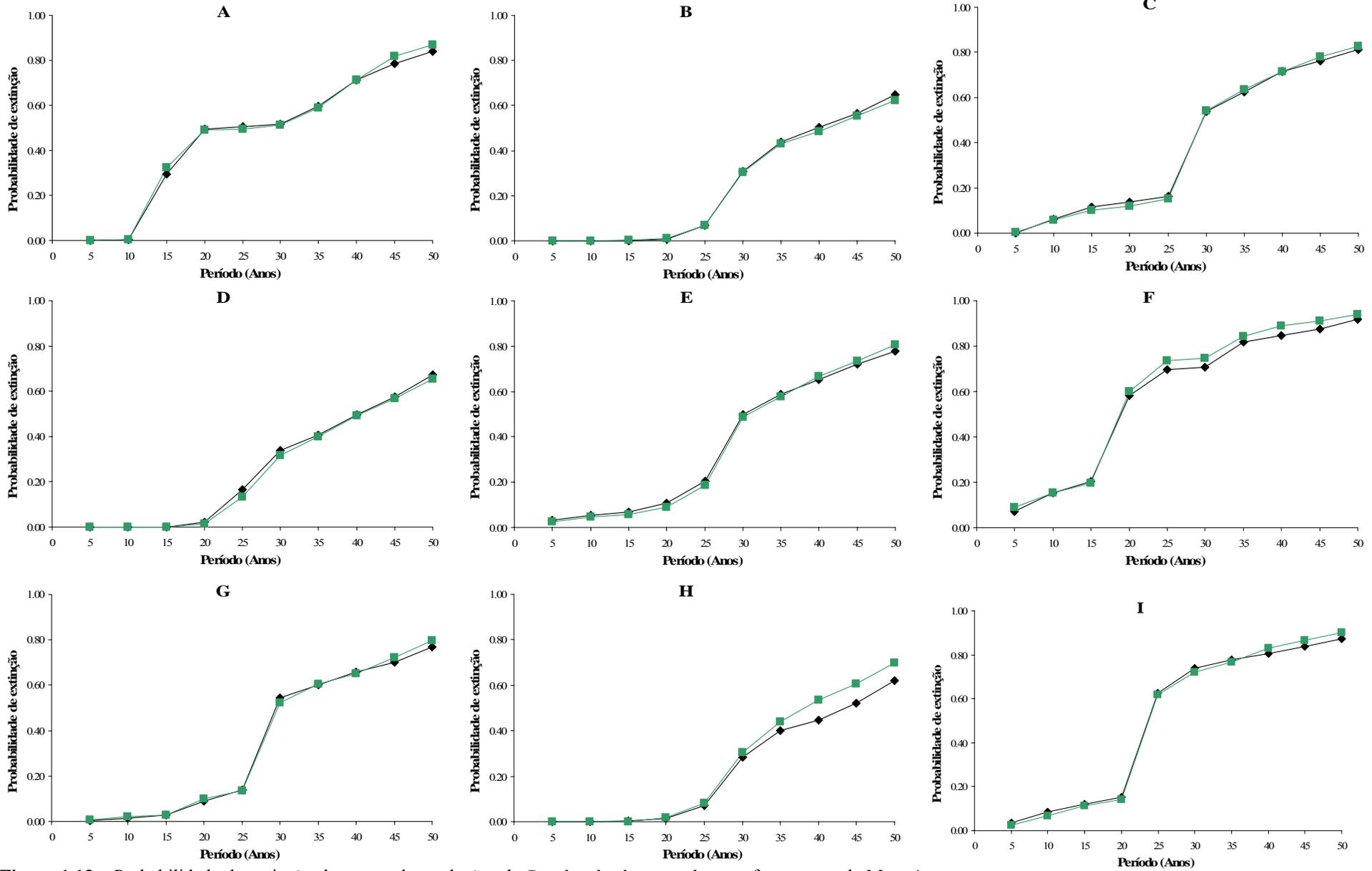


Figura 1.13 – Probabilidade de extinção de nove subpopulações de *Brachyteles hypoxanthus* em fragmentos de Mata Atlântica em Santa Maria de Jetuba, considerando a endogamia: Base (♦) e endogamia 3.14 (■).

DISCUSSÃO

As simulações realizadas indicam que as subpopulações de miquis em SMJ estão vulneráveis à extinção nos próximos 50 anos. A alta vulnerabilidade à extinção e o declínio das subpopulações de miquis em SMJ deve-se principalmente ao isolamento das subpopulações, permitindo que as fêmeas jovens que dispersam não alcancem outras subpopulações (veja Mendes et al. no prelo *b*). Uma AVP conduzida por Strier (1993/1994) para a população de miquis da EBC / RPPN-FMA mostrou que esta população possui uma probabilidade de extinção baixa para um período de 100 anos. No entanto, chamou-se a atenção para alguns parâmetros instáveis, como mortalidade baixa, fecundidade alta e desvio da razão sexual para fêmeas baseados nos primeiros 12 anos de estudos, o que pode ter levado a resultados mais otimistas. Além disso, os resultados apontaram parâmetros sensíveis no modelo, como a mortalidade de infantes que podem afetar fortemente a persistência da espécie.

A dispersão de indivíduos jovens, antes da sua primeira reprodução, pode ser definida como o movimento de um indivíduo de sua área natal e fora da área de vida dos seus pais para outra área em que ele irá se reproduzir, ou pelo menos que exista a tentativa de se acasalar (Bekoff 1977). A dispersão é uma característica da história de vida que, vista de uma perspectiva ecológica e genética, apresenta profundos efeitos sobre as populações e deve ser um fenômeno comum, mesmo em habitats estáveis e mesmo que a sobrevivência dos dispersores seja baixa (Johnson & Gaines 1990). O efeito da dispersão de fêmeas de *B. hypoxanthus* em SMJ causou grande impacto sobre as subpopulações, mesmo em modelos com taxas de dispersão baixas, devido ao isolamento. De acordo com o modelo logístico, estima-se que para haver uma subpopulação viável, mesmo isolada, seria necessário que pelo menos 90% das fêmeas permanecessem em suas subpopulações natais, o que resultaria em uma probabilidade de extinção em torno de 10%. Isto é preocupante do ponto de vista conservacionista, pois mostra que esforços direcionados apenas ao aumento das áreas dos fragmentos em que se encontram os miquis (com respectivo aumento da capacidade de suporte) podem não ser suficientes para a manutenção da espécie em SMJ. Mesmo com o aumento da área dos fragmentos (maior K), as subpopulações continuarão em declínio, já que as taxas de crescimento ainda serão negativas ($r < 0$) ou em alguns casos positivas ($r > 0$), porém próximas à zero indicando um

crescimento extremamente lento. Isto é claramente mostrado através dos modelos que incorporaram o aumento da capacidade de suporte (K) das subpopulações (Figura 1.10), onde expressivos aumentos de K (30% e 60%) não causaram efeitos significativos em relação ao cenário-base. Na EBC / RPPN-FMA foi encontrado um resultado diferente por Strier (1993/1994), onde um aumento em K levou ao aumento da população.

Ressalta-se que a análise de sensibilidade fornece resultados comparativos entre cenários, por isso, entende-se que K não é importante para a viabilidade das subpopulações em SMJ. Isto indica que as subpopulações são tão pequenas que outros fatores possuem efeitos imediatos e que K está tão abaixo do limite mínimo que pequenas mudanças não afetam essas subpopulações. Porém, se o tamanho das subpopulações aumentar (acima de 40 indivíduos, veja Brito e Grelle 2006), provavelmente K passará a ser significativo.

Dados do Projeto Muriqui – ES mostraram que as fêmeas jovens ($n = 2$) da subpopulação A, monitoradas durante os quatro primeiros anos do projeto, deixaram o grupo antes de se reproduzirem e uma terceira fêmea jovem, desta mesma subpopulação, foi capturada e translocada antes de dispersar. Embora esta informação sugira de imediato que haja uma alta taxa de dispersão das fêmeas de *B. hypoxanthus* em SMJ, deve-se considerar que esta é uma das subpopulações com estrutura social completa, com indivíduos adultos de ambos os sexos e indivíduos imaturos de diversas classes etárias. Em subpopulações menores, onde não há uma estrutura social completamente formada, acredita-se que fêmeas jovens possam permanecer em sua área natal por oportunidades de reprodução, principalmente quando não houver fêmeas adultas acasalando ou quando houver um número muito baixo de fêmeas na subpopulação. Isto pode permitir uma estabilidade demográfica maior e, dessa forma, contribuir para a diminuição da vulnerabilidade das subpopulações à extinção.

Sendo assim, a própria taxa de dispersão poderá flutuar ao longo do tempo, de acordo com o tamanho e a estrutura social da subpopulação. Levando em conta uma taxa de dispersão de 10%, três subpopulações (B, C e F) poderiam alcançar a estabilidade demográfica, sugerida por Brito e Grelle (2006), a partir de um número

mínimo de cerca de 40 indivíduos. No entanto, a baixa taxa de dispersão pode aumentar o risco de endogamia e não há dados disponíveis para avaliar com segurança este parâmetro. Foi apresentada neste trabalho apenas uma estimativa do impacto da endogamia baseada em informações levantadas para outros mamíferos por Ralls (1988). Além disso, o programa VORTEX, possivelmente, subestima o impacto da endogamia, já que esta é modelada somente como uma redução da sobrevivência de filhotes durante o seu primeiro ano de vida (Lacy et al. 2006).

Embora a caça de fêmeas adultas seja um dos fatores críticos para a persistência do miqui em SMJ, acredita-se que há uma relativa segurança dessas pequenas subpopulações, quanto a este fator, devido à população humana local não possuir o hábito de caçar. Dessa forma, os fatores mais preocupantes são aqueles intrínsecos à biologia da espécie. As subpopulações de SMJ podem estar mais suscetíveis à instabilidade demográfica do que a população da EBC / RPPN-FMA, devido ao pequeno número de indivíduos encontrado atualmente, já que populações menores e mais isoladas estão mais vulneráveis à extinção (Shaffer 1981; Gilpin & Soulé 1986). Isto pode levar a grandes desvios na razão sexual durante um dado período de tempo, o que já pode ser suficiente para a extinção da subpopulação, como ficou demonstrado pelos modelos quando ocorre um desvio da razão sexual para machos. A competição por recursos locais, documentada para a EBC, pode ser responsável pela razão sexual desviada para o sexo feminino nos infantes, onde a população adulta de miquis exibe uma razão sexual também desviada para as fêmeas. Entretanto, em baixas densidades, a falta de competição pode levar a uma razão sexual dos infantes desviada para o sexo masculino e, conseqüentemente, uma taxa de crescimento populacional lenta (Strier 2000).

Embora a razão sexual desviada para fêmeas (no nascimento) e o aumento da reprodução de fêmeas tenham mostrado efeitos positivos quanto à persistência das subpopulações, são parâmetros que não podem ser manipulados para a utilização no manejo a fim de aumentar o tamanho populacional. Em populações com taxa de crescimento negativo em longo prazo, seja por efeitos determinísticos ou estocásticos, seria ideal um manejo constante e suplementação freqüente para prevenir suas extinções (Holsinger 2003).

Considerando os resultados obtidos neste trabalho, pode-se afirmar a necessidade urgente de medidas que minimizem o efeito do isolamento de fêmeas. A maneira para controlar tal processo seria através da translocação de fêmeas entre as subpopulações, com a formação de um sistema metapopulacional, que foi abordado no Capítulo dois desta dissertação. Embora custosa, trata-se de uma medida emergencial e que já foi realizada com sucesso em SMJ (Mendes et al. no prelo *b*). Ainda não foi possível estimar com precisão a taxa de dispersão de fêmeas das subpopulações em SMJ. Com uma estimativa mais precisa da taxa de dispersão, o que depende da continuidade das pesquisas em campo para os próximos anos a fim de se obter uma amostragem maior, será possível projetar o número necessário de translocações para cada subpopulação ao longo do tempo, levando em conta o modelo logístico apresentado neste trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aguirre, A. C. 1971. O mono *Brachyteles arachnoides* (E. Geoffroy). Anais da Academia Brasileira de Ciência, Rio de Janeiro.

Ballou J. D. 1992. Small population overview. In: Lacy R.C. and Kreeger T. (eds), VORTEX: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 5 User's Manual, pp 40-49. Conservation Breeding Specialist Group (CBSG-SSC/IUCN), Apple Valley.

Bekoff, M. 1977. Mammalian dispersal and the ontogeny of individual behavioral phenotypes. *The American Naturalist* 111 (980): 715-732.

Boyce, M. S. 1992. Population viability analysis. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 481-506.

Brito, D., & C. E. V. Grelle. 2006. Estimating minimum area of suitable habitat and viable population size for the northern muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*). *Biodiversity and Conservation* 15: 4197-4210.

Brito, D., & C. E. V. Grelle. 2004. Effectiveness of a reserve network for the conservation of the endemic marsupial *Micoureus travassosi* in Atlantic Forest remnants in southeastern Brazil. *Biodiversity and Conservation* 13: 2519-2536.

Brito, D., & F. A. S. Fernandez. 2002. Patch relative importance to metapopulation viability: the Neotropical marsupial *Micoureus demerarae* as a case study. *Animal Conservation* 5: 45-51.

Brito, D., & F. A. S. Fernandez. 2000a. Dealing with extinction is forever: Understanding the risks faced by small populations. *Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science* 52 (3): 161-170.

Brito, D., & F. A. S. Fernandez. 2000b. Metapopulation viability of the marsupial *Micoureus demerarae* in small Atlantic forest fragments in south-eastern Brazil. *Animal Conservation* 3: 201-209.

Brito, D., & G. A. B. Fonseca. 2007. Demographic consequences of population subdivision on the long-furred woolly mouse opossum (*Micoureus paraguayanus*) from the Atlantic Forest. *Acta Oecologica* 31:60-68.

Brito, D., & G. A. B. Fonseca. 2006. Evaluation of minimum viable population size and conservation status of the long-furred woolly mouse opossum *Micoureus paraguayanus*: an endemic marsupial of the Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation* 15: 1713-1728.

Brito, D., & M. S. L. Figueiredo. 2003. Minimum viable population and conservation status of the Atlantic Forest spiny rat *Trinomys eliasi*. *Biological Conservation* 113: 153-158.

Brook, B. W., J. J. O'Grady, A. P. Chapman, M. A. Burgman, H. R. Akcakaya, & R. Frankham. 2000. Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. *Nature* 404: 385-387.

Burgman, M. A. 2000. Population viability analysis for bird conservation: prediction, heuristics, monitoring and psychology. *Emu* 100: 347–353.

Carreço, H. 2006. Evolução da fragmentação de mata no município de Santa Maria de Jetibá. Monografia de graduação. Universidade Federal do Espírito Santo.

Caughley G., & A. Gunn. 1996. Conservation biology in theory and practice. Blackwell, Cambridge.

Costa, L. P., Y. R. L. Leite, S. L. Mendes, & A. D. Ditchfield. 2005. Mammal conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19 (3): 672-679.

Coulson, T., Mace, G.M., Hudson, E. & Possingham, H.P. 2001. The use and abuse of population viability analysis. *Trends in Ecology & Evolution* 16 (5): 2119-221.

Dias, L. G., & K. B. Strier. 2003. Effects of Group Size on Ranging Patterns in *Brachyteles arachnoides hypoxanthus*. *International Journal of Primatology* 24 (2): 209-221.

Ellner, S. P., J. Fieberg, D. Ludwig, & C. Wilcox. 2002. Precision of population viability analysis. *Conservation Biology* 16: 258-261.

Fonseca, G. A. B, A. Rylands, A. Paglia, & R. A. Mittermeier. 2005. Atlantic forest. In Mittermeier R.A., P.R. Gil, M. Hoffmann, J. Pilgrim, T. Brooks, C.G. Mittermeier, J. Lamoreux, & G.A.B da Fonseca, editores. Hotspots revisited. CEMEX, Cidade do México.

Foose, T. J. 1993. Riders of the last ark: the role of captive breeding in conservation strategies. Páginas 149-178 in Kaufman L. & K. Mallory, editores. *The Last Extinction*. MIT Press & New England Aquarium, Cambridge.

Foose, T. J., R. Lande, N. R. Flesness, G. Rabb & B. Read. 1986. Propagation plans. *Zoo Biology* 5: 139-146.

Gatti, A. 2005. Análise de Viabilidade Populacional da anta *Tapirus terrestris* (Perissodactyla; Tapiridae) na Mata Atlântica. Tese de mestrado. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.

Gilpin, M. E. & M. E. Soulé. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. Páginas 19-34 in Soulé, M. E. editor. Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity. Sinauer Associates, Sunderland, MA.

Hanski, I. 1999. Metapopulation ecology. Oxford University Press, Oxford.

Hilton-Taylor, C. 2000. 2000 IUCN red list of threatened species. IUCN, Gland.

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.

IPEMA. 2005. Conservação da Mata Atlântica no Estado do Espírito Santo: Cobertura Florestal e Unidades de Conservação. Programa Centros para a Conservação da Biodiversidade – Conservação Internacional do Brasil. Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica, Vitória.

Johnson, M. L. & M. S. Gaines. 1990. Evolution of dispersal: theoretical models and empirical tests using birds and mammals. Annual Review of Ecology and Systematics 21: 449-480.

Kierulff, M. C. M. 1993. Avaliação das populações selvagens de mico-leão-dourado *Leontopithecus rosalia* e proposta de estratégia para sua conservação. Tese de mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

Lacy R. C. 2000. Structure of the VORTEX simulation model for population viability analysis. Ecological Bulletins 48: 191-203.

Lacy, R. C. 1997. Importance of genetic variation to the viability of mammalian populations. Journal of Mammalogy 78: 320-335.

Lacy R. C. 1993. VORTEX: a computer simulation model for population viability analysis. *Wildlife Research* 20: 45-65.

Lacy, R. C., M. Borbat, & J. P. Pollak. 2006. Vortex: A stochastic simulation of extinction processes. Version 9.61. Chicago Zoological Society, Brookfield, Illinois.

Laurance, S. G., & W. F. Laurance. 1999. Tropical wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal mammals. *Biological Conservation* 91: 231-239.

Leigh, S. R., & Jungers, W. L. 1994. A reevaluation of subspecific variation and canine dimorphism in woolly spider monkeys (*Brachyteles arachnoides*). *American Journal of Physical anthropology* 95: 435-442.

Lemos de Sá, R. 1988. Situação e uma população de mono-carvoeiros, *Brachyteles arachnoides*, em fragmentos de Mata Atlântica (Minas Gerais) e implicações para sua conservação. M.A. Thesis, Universidade de Brasília, Brasília.

Lemos de Sá, R., T. R. Pope, T. T. Struhsaker & K. E. Glander 1993. Sexual dimorphism in canine length of woolly spider monkeys (*Brachyteles arachnoides*, E. Geoffroy 1806). *International Journal of Primatology* 14: 755-764.

Lemos de Sá, R., T. R. Pope, T. T. Struhsaker, K. E. Glander, & Fonseca, G. A. B. 1990. A pilot study of genetic and morphological variation in the muriqui (*Brachyteles arachnoides*). *Primate Conservation* 11: 26-30.

Lindenmayer D. B., M. A. Burgman, H. R. Akçakaya, R. C. Lacy, & H. P. Possingham. 1995. A review of the generic computer programs ALEX, RAMAS/space and VORTEX for modelling the viability of wildlife metapopulations. *Ecological Modelling* 82: 161-174.

Lindenmayer, D. B., & Peakall, R. 2000. The tumult experiment – integrating demographic and genetic studies to unravel fragmentation effects: a case study of the

native bush rat. In: Young, A.G., & Clarke, G.M., editors. *Genetics, Demography and Viability of Fragmented Populations*. Cambridge University Press, New York.

McCarthy, M. A., M. A. Burgman, & S. Ferson. 1995. Sensitivity analysis for models of population viability. *Biological Conservation* 73: 93-100.

Mendes, S. L., F. R. Melo, J. P. Boubli, L. G. Dias, K. B. Strier, V. Fagundes, B. Cosenza, & P. De Marco Jr. 2005. Plano de Manejo do muriqui-do-norte, *Brachyteles hypoxanthus*. PROBIO/MMA.

Mendes, S. L., F. R. Melo, J. P. Boubli, L. G. Dias, K. B. Strier, V. Fagundes, B. Cosenza, & P. De Marco Jr. 2007a. Directives for the conservation of the northern muriqui, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae). *Neotropical Primates Special Number*: no prelo.

Mendes, S. L., R. R. Santos, & L. P. Carmo. 2007b. Conserving the northern muriqui in Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo. *Neotropical Primates Special Number*: no prelo.

Miller P. S., & R. C. Lacy. 1999. VORTEX: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 8 User's Manual. Conservation Breeding Specialist Group (CBSGSSC/IUCN), Apple Valley.

Milton, K. 1985a. Mating patterns of woolly spider monkeys, *Brachyteles arachnoides*. Implications for female choice. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 17: 53-59.

Milton, K. 1985b. Multimale mating and absence of canine tooth dimorphism in woolly spider monkeys (*Brachyteles arachnoides*). *American Journal of Physical Anthropology* 68: 519-523.

Mittermeier, R. A., C. M. C. Valle, M. C. Alves, I. B. Santos, C. A. M. Pinto, K. B. Strier, A. L. Young, E. M. Veado, I. D. Constable, S. G. Paccagnella, & R. M.

Lemos de Sá. 1987. Current distribution of the miquiqui in the Atlantic Forest region of Eastern Brazil. *Primate Conservation* 8: 143-149.

Mittermeier, R. A., C. Valladares-Pádua, A. B. Rylands, A. A. Eudey, T. M. Butynski, J. U. Ghanzorn, R. Kormos, J. M. Aguiar, & S. Walker. 2006. Primates in Peril: the world's 25 most endangered primates, 2004-2006. *Primate Conservation* 20: 1-28.

Mittermeier, R. A., P. R. Gil, M. Hoffmann, J. Pilgrim, T. Brooks, C. G. Mittermeier, J. Lamoreux, & G. A. B. da Fonseca. 2005. Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. CEMEX, Cidade do México.

Molur, S., S. Walker, A. Islam, P. Miler, C. Srinivasulu, P. O. Nameer, B. A. Daniel, & L. Ravikumar. 2005. Conservation of western hollock gibbon (*Hoolock hoolock hoolock*) in India and Bangladesh. Zoo Outreach Organisation / CBSG-South Asia, Coimbatore, India.

Morellato, L., P.C., & C. F. B. Haddad. 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 32 (4): 786-792.

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

Nishura, A., G. A. B. Fonseca, R. A. Mittermeier, A. L. Young, K. B. Strier, C. M. C. Valle. 1988. The miquiqui, genus *Brachyteles*. Páginas 577-610 in Mittermeier, R.A., A. B. Rylands, A. F. Coimbra-Filho, G. A. B. Fonseca, editores. *Ecology and Behavior of Neotropical Primates*. Vol 2. World Life Fund, Washington, D.C.

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

Possingham, H. P., D. B. Lindenmayer, M. A. McCarthy. 2001. Population viability analysis. *Encyclopedia of biodiversity* 4: 831-843.

Printes R. C., & K. B. Strier 1999. Dispersão de fêmeas adolescentes de miquis (*Brachyteles arachnoides*, E. Geoffroy 1806) dos grupos de nascimento da Estação Biológica de Caratinga (Minas Gerais, Brasil): implicações para a conservação. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais.

Ralls, K., J. D. Ballou, & A. R. Templeton. 1988. Estimates of lethal equivalents and the cost of inbreeding in mammals. *Conservation Biology* 2, 185-193.

Reed, J. M., D. D. Murphy, & P. F. Brussard. 1998. Efficacy of population viability analysis. *Wildlife Society Bulletin* 26: 244-251.

Ritters, K., J. Wickham, R. O'Neill, B. Jones, & E. Smith. 1999. Global-scale patterns of forest fragmentation. *Conservation Ecology* 4 (2): 3. Disponível em <http://www.consecol.org/vol4/iss2/art3> (acessado em novembro de 2006).

Rowe, N. 1996. *The pictorial guide to the living primates*. Pogonias Press, East Hampton, New York.

Rylands A., K. B. Strier, R. Mittermier, J. Borovansky, & U. S. Seal. 1998. Population and Habitat Viability Assessment workshop for the Muriqui *Brachyteles arachnoides*. CBSG, Apple Valey, MN.

Saunders, D. A., R. J. Hobbs, & C. R. Margules. 1991. Biological Consequences of ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology* 5 (1): 18-32.

Seal U. S., J. D. Ballou, & C. Valladares-Pádua. 1990. *Leontopithecus*: population viability analysis workshop. CBSG, Apple Valley.

SEBRAE-ES. 1998. Inventário da Oferta Turística do Município de Santa Maria de Jetibá. Disponível em: <http://www.sebraees.com.br/arquivos/Santa%20Maria%20de%20Jetib%C3%A1.pdf> (Acessado em Julho de 2005).

Shaffer, M. L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *Bioscience* 31: 131-134.

Silveira, E. K. P. 1991. O mono-carvoeiro, *Ateles (Brachyteles) arachnoides* Geoffroy, 1806, na evolução primate neotropical. Páginas 317-125 in Rylands, A. B., & A. T. Bernardes editores. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.

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

Soulé, M. E. 1986. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Sunderland.

Strier, K. B. 2000. Population viabilities and conservation implications for muriquis (*Brachyteles arachnoides*) in Brazil's Atlantic Forest. *Biotropica* 32 (4b): 903-913.

Strier K. B. 1996. Reproductive ecology of female muriquis (*Brachyteles arachnoides*). Páginas 511-132 in Norconk, M. A., A. L. Rosenberger, P. A. Garber, editores. *Adaptative radiations of Neotropical Primates*. Illinois, Plenum Press.

Strier, K. B. 1994. Myth of typical primate. *Yearbook of Physical Anthropology* 37: 233-271.

Strier, K. B. 1993/1994. Viability analyses of an isolated population of muriqui monkeys (*Brachyteles arachnoides*): implications of primate conservation and demography. *Primate Conservation* 14-15: 43-52.

Strier, K. B. 1993. Growing up in a patrifocal society: sex differences in the spatial relations of immature muriquis. Páginas 138-147 In Pereira, M. E., & Fairbanks, L. A. editores. *Juvenile Primates*. Oxford University Press, New York.

Strier, K. B. 1992a. *Faces in the forest, the endangered muriqui monkeys of Brazil*. Oxford University Press, New York.

Strier, K. B. 1992*b*. Causes and consequences of nonaggression in the woolly spider monkey, or miqui (*Brachyteles arachnoides*). Páginas 100-116 in Silverber, J., & J. P. Gray, editores. *Agresion and Peacefulness in Humans and Other Primates*. Oxford University Press, New York.

Strier, K. B. 1992*c*. Atelinae adaptations: behaviorial strategies and ecological constraints. *American Journal of Physical Anthropology* 88: 515-524.

Strier, K. B. 1991*a*. Demography and conservation in an endangered primate, *Brachyteles arachnoides*, *Conservation Biology* 5: 214-218.

Strier, K. B. 1991*b*. Diet in one group of woolly spider monkeys, or miquis (*Brachyteles arachnoides*). *American Journal of Primatology* 23: 113-126.

Strier, K. B. 1990. New world primates, new frontiers: insights from de wooly spider monkey, or miqui (*Brachyteles arachnoides*). *International Journal of Primatology* 11: 7-19.

Strier, K. B. 1987. Reprodução de *Brachyteles arachonoides*. Páginas 163-175 in M.T. de Mello, editor. *A Primatologia no Brasil 2*. Sociedade Brasileira de Primatologia. Brasília, Brazil.

Strier, K. B., F. D. C. Mendes, J. Rímoli, & A. O. Rímoli. 1993. Demography and social structure of one group of miquis (*Brachyteles arachnoides*). *International Journal of Primatology* 14 (4): 513 - 526.

Strier, K. B., J. W. Lynch, & T. E. Ziegler. 2003. Hormonal changes during the mating and conception seasons of wild northern miquis (*Brachyteles arachnoides hypoxanthus*). *American Journal of Primatology* 61: 85-99.

Strier, K. B., & T. E. Ziegler. 2000. Lack of pubertal influences on female dispersal in miqui monkeys, *Brachyteles arachnoides*. *Animal Behavior* 59: 849-860.

Valladares-Pádua, C. 1997. Habitat analysis for the metapopulation conservation of black lion tamarins (*Leontopithecus chrysopygus*, Mikan, 1823). Páginas 13-26 in Sousa, M. B. C., & A. A. L. Menezes, editores. A Primatologia no Brasil 6. EDUFRN/SBPr, Natal.

Valladares-Pádua C., C. Martins, L. Cullen Jr., S. Pádua, & I. Morato. 1999. A conservação dos micos-leões-pretos *Leontopithecus chrysopygus* em região de reforma agrária no oeste de São Paulo. Livro de resumos do IX congresso brasileiro de primatologia. Sociedade Brasileira de Primatologia, Santa Teresa.

Valladares-Pádua, C., S. M. Pádua, & L. Cullen Jr. 1994. The conservation biology of the black lion tamarin, *Leontopithecus chrysopygus*: first ten year's report. Neotropical Primates 2 (suppl): 36-39.

Vieira, C. C. 1944. Os símios do Estado de São Paulo. Papéis Avulsos, Zoologia, São Paulo 4: 1-31.

Capítulo 2

Viabilidade metapopulacional do miquiqui, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae), em fragmentos de Mata Atlântica

RESUMO

A paisagem, em muitas escalas espaciais, está se tornando cada vez mais fragmentada como um resultado da intervenção humana. Populações contínuas estão se convertendo em populações menores e cada vez mais isoladas em fragmentos de habitats devido à destruição e a fragmentação das florestas. Tais processos são as causas principais relacionadas ao declínio de muitas espécies, já que podem reduzir o tamanho de populações naturais e modificar sua distribuição espacial através do isolamento em fragmentos de habitats, aumentando assim as chances de extinções locais. Ficar isolada em manchas de habitat não é a única maneira que uma população pode responder à fragmentação. Uma delas é através de metapopulações. Uma metapopulação é uma população estruturada com seus membros distribuídos em um número determinado de fragmentos de habitat (subpopulações) com dispersão entre tais fragmentos através de uma matriz. Em Santa Maria de Jetibá (SMJ), região serrana do estado do Espírito Santo, há várias subpopulações de muriquis-do-norte que sobrevivem em pequenos fragmentos florestais parcialmente isolados, onde algumas fêmeas que dispersam tornam-se solitárias por falta de alternativa. Considerando a abordagem de metapopulações, o objetivo deste trabalho foi de contribuir para o entendimento de questões importantes que auxiliem na tomada de decisão para o manejo regional de *B. hypoxanthus*, sendo elas: (1) Um sistema metapopulacional pode aumentar as chances de sobrevivência das subpopulações? (2) Qual a configuração metapopulacional adequada para a viabilidade da espécie em Santa Maria de Jetibá? (3) Quais fatores estocásticos (ambientais, demográficos e genéticos) e determinísticos (como a caça e perda de habitat) são críticos quanto à persistência regional da espécie em uma estrutura metapopulacional? Para isso, utilizou-se uma análise de viabilidade populacional (AVP) através do programa VORTEX que é o mais indicado para uso com espécies que apresentam longa história de vida e baixa fecundidade. Os resultados indicaram que uma estrutura metapopulacional composta por pelo menos quatro subpopulações (cenário-base) é capaz de manter um sistema demograficamente viável apresentando uma probabilidade de extinção (PE) menor que 10% para um período de 400 anos, embora a estabilidade genética não tenha sido alcançada em nenhum dos cenários modelados. Sistemas metapopulacionais formados por apenas duas subpopulações (cenários alternativos) também foram capazes de manter populações viáveis (PE < 10%), embora a diversidade genética tenha ficado abaixo de 60%. Os fatores demográficos que mais afetaram negativamente o modelo, aumentando consideravelmente a probabilidade de extinção (>10%) da metapopulação foram a variação na razão sexual, quando houve um desvio de 64% para machos no nascimento, redução da porcentagem de fêmeas que se reproduzem anualmente e diminuição da sobrevivência das fêmeas que dispersaram. Catástrofes por incêndios e por tempestades causaram impactos semelhantes, apresentando efeitos fortes sobre todos os parâmetros analisados, levando também à alta probabilidade de extinção e a acentuados declínios na diversidade genética. A caça de fêmeas adultas e a redução da capacidade de suporte (60% em 30 anos) também apresentaram efeitos severos sobre a metapopulação, levando à alta probabilidade de extinção. Este trabalho demonstrou que a manutenção de um sistema metapopulacional em SMJ é um importante processo para diminuir a vulnerabilidade das subpopulações e mantê-las viáveis em longo-prazo.

ABSTRACT

Human intervention has been changing the landscape into patches. Continuous populations are changing in small and isolated populations because of the forest destruction and fragmentation. These processes are the main causes of species decline. They reduce the natural populations' size and modify their spatial distribution due to patches isolation, increasing their local chances of extinction. Isolation is not the only thing that populations react to. Metapopulations are another way to react to fragmentation. A metapopulation is collections of subpopulations that are determined in large part by the rate of extinction of individual subpopulations, and the rate of colonization – by dispersal – of habitable but uninhabited patches. In a mountain region of Espírito Santo state (Santa Maria de Jetibá municipality), there are many subpopulations of northern muriquis that can survive in small patches partially isolated, where some females stay lonely when they disperse. The main goal of this work was to contribute for the understanding of important questions about regional management of northern muriqui: (1) a metapopulation system can increase the subpopulations' survival chances? (2) What is the adequate metapopulation configuration to turn the species viable in Santa Maria de Jetibá? Which are the critical stochastic (environmental, demographic and genetics) and deterministic factors (hunt and habitat loss) of a regional metapopulation to persist in many years? I used the population viability analysis (PVA) using the VORTEX software, the most indicated software to long history and low fecundity species. It was indicated that at least four subpopulations in the metapopulation structure in Santa Maria de Jetibá are capable to maintain a demographic viable system ($PE < 10\%$) to a 400 years period. The genetic stability wasn't reached in none of the modeled scenario. Metapopulations system that have only two subpopulations (alternative scenario) also were capable to maintain viable populations ($PE < 10\%$), although the genetic diversity is under 60%. Sexual rate variation (male deviation of 64% in birth), percentage reduction of annual breeding female and decreasing of the dispersal female's survival were the demographic factors that more affected negatively the metapopulation mode. Others similar impacts like fire catastrophes and storms showed strong effects on all of the analyzed parameters, producing a high probability of extinction and high declines on the genetic diversity. Adults' females hunt and the decreasing of support capacity (60% in 30 years) showed severe effects on the metapopulation, leading to high probability of extinction. I presented here that a metapopulation system management in Santa maria de Jetibá is an important process to decrease the subpopulations vulnerability and maintain them viable in long term.

INTRODUÇÃO

A paisagem, em muitas escalas espaciais, está se tornando cada vez mais fragmentada como um resultado da intervenção humana – uma atividade que enfatiza ainda mais a importância do entendimento dos processos espaciais (Thrall et al. 2000). Populações contínuas estão se convertendo em populações menores e cada vez mais isoladas em fragmentos de habitats devido à destruição e a fragmentação das florestas. Tais processos são as causas principais relacionadas ao declínio de muitas espécies (Caughley 1994; Laurance & Laurance 1999; Ritters et al. 1999; Colinge 2001), já que podem reduzir o tamanho de populações naturais e modificar sua distribuição espacial através do isolamento em fragmentos de habitats (Saunders et al. 1991; Lindenmayer & Peakall, 2000), aumentando assim as chances de extinções locais (Shaffer 1981; Gilpin & Soulé 1986; Soulé 1987; Nunney & Campbell 1993; Caughley & Gunn 1996; Brito & Fernandez 2000a).

A sobrevivência de espécies animais em paisagens fragmentadas depende fortemente do arranjo de fragmentos de habitats adequados (Bierdermann 2000). Ficar isolada em manchas de habitat não é a única maneira que uma população pode responder à fragmentação (Brito & Fernandez 2000b). Além de outros vários tipos de estruturas populacionais, o de metapopulação tem sido predominante na literatura (Hanski & Gilpin 1997; Hanski 1999). Uma metapopulação é uma população estruturada com seus membros distribuídos em um número determinado de fragmentos de habitat (populações locais ou subpopulações) com dispersão limitada entre tais fragmentos através de uma matriz (veja Hanski & Simberloff 1997). A teoria da metapopulação diz que, mesmo em sistemas fragmentados, muitas espécies podem ter habilidade para persistir se os fragmentos individuais estiverem conectados por eventos de dispersão (Moilanen & Hanski 1998).

Os sistemas metapopulacionais são, conseqüentemente, “tamponados” contra a extinção por efeitos da deriva genética entre as populações locais através do efeito resgate (imigrantes de outras populações aumentam o tamanho da população local e, assim, diminuem o risco de extinção) e, também, pode ocorrer recolonização após a extinção local (Akçakaya 2000; Baguette 2003). A dinâmica de cada subpopulação dentro de uma metapopulação irá depender de processos locais (nascimento e morte)

e processos regionais (imigração e emigração) (Hill et al. 1996). Cada subpopulação possui sua própria probabilidade de extinção e recolonização (Baguette et al. 2000), de forma que para haver persistência metapopulacional em longo-prazo é necessário um equilíbrio entre extinção e colonização.

O conhecimento das dinâmicas metapopulacionais pode permitir o entendimento dos processos de dispersão e de recolonização de fragmentos de habitat localmente extintos, e a abordagem de metapopulação pode, então, ser capaz de nortear os esforços conservacionistas em termos de determinar o número ideal de animais translocados, assim como os locais ideais para a soltura (McCullough 1996). Simulações espacialmente explícitas, através de análises de viabilidade populacional (AVP), têm também demonstrado utilidade como ferramentas preditivas para investigar as conseqüências de variação do número de fragmentos e seu arranjo dentro das reservas, e assim podem auxiliar na identificação, não só de quantos, mas quais dos fragmentos devem ser mantidos em um sistema (Hanski 1994; Day & Possingham 1995; Brito & Fernandez 2002).

Entre os ecossistemas que mais sofrem com a perda e fragmentação de habitat no mundo está a Mata Atlântica, que tem sido reduzida a um conjunto de fragmentos florestais pequenos (IPEMA 2005), o que leva a uma redução contínua da cobertura florestal, que é estimada em aproximadamente 7% de sua área original (Morellato & Haddad 2000; Myers et al. 2000). Este ecossistema abriga 24 espécies de primatas, das quais 20 são endêmicas e 15 estão ameaçadas de extinção (Costa et al. 2005). Entre esses primatas, destaca-se o miquiqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*), o maior primata neotropical, que está entre as 25 espécies de primatas mais ameaçadas de extinção em todo o mundo (Mittermeier et al. 2006). A extinção do miquiqui-do-norte em grande parte de seu território está associada à destruição de seu habitat e ao fato de que, devido ao seu porte grande, tem sido historicamente abatido por caçadores como fonte de carne (Mittermeier et al. 1987; Aguirre 1971; veja também Strier 1992a).

Os miquiquis machos são filopátricos e as fêmeas dispersam na puberdade (Printes & Strier 1999; Strier & Ziegler 2000). No município de Santa Maria de Jetibá (SMJ), região serrana do estado do Espírito Santo, há várias subpopulações de miquiquis-do-

norte que sobrevivem em pequenos fragmentos florestais parcialmente isolados, onde algumas fêmeas que dispersam tornam-se solitárias por falta de alternativa (Mendes et al. 2005). A sobrevivência da espécie nessa região se deve, aparentemente, à população humana da região (descendentes de pomeranos) que não tem tradição de caçar primatas e não permite que outros o façam (Mendes et al. no prelo).

Geralmente, espécies com maior tamanho corporal e grandes requerimentos espaciais, tais como os primatas, são propícias a desaparecerem quando a floresta estiver reduzida a fragmentos pequenos (Redford & Robinson 1991; Chiarello 1999). Além disso, a fragmentação facilita o acesso de caçadores que podem levar ao extermínio ou diminuição dos primatas de médio e grande porte (Robinson, 1996) e também leva, freqüentemente, a diminuições significativas na densidade de primatas e a extinções locais (Estrada & Coates-Estrada 1996) e pode resultar, ainda, no confinamento de poucos grupos por fragmento, limitando o fluxo gênico entre populações (Camara & Mittermeier 1984).

O objetivo deste trabalho foi responder questões-chave que auxiliem na tomada de decisão para o manejo regional de *B. hypoxanthus*, sendo elas: (1) Um sistema metapopulacional pode aumentar as chances de sobrevivência das subpopulações? (2) Qual a configuração metapopulacional adequada para a viabilidade da espécie em Santa Maria de Jetibá? (3) Quais fatores estocásticos (ambientais, demográficos e genéticos) e determinísticos (como a caça) são críticos quanto à persistência regional da espécie em uma estrutura metapopulacional?

METODOLOGIA

As informações sobre o objeto de estudo, a área de estudo, o programa Vortex utilizado para a modelagem da AVP e a fonte dos dados estão descritos na metodologia do Capítulo 1.

Horizonte de tempo

Muitas AVP's consideram os riscos de extinção em um período de 100 anos (Boyce 1992; Armbruster & Lande 1993; Marmontel et al. 1997). Embora este seja um período de tempo razoável em uma perspectiva política e econômica, não apresenta necessariamente um significado biológico, especialmente para organismos com gerações longas (Armbruster et al. 1999), como o muriqui. Molur et al. (2005), também consideram que ao avaliar a viabilidade populacional é importante que se projete um horizonte de tempo suficientemente grande o bastante para que não influencie o curso da projeção. Portanto, um período de tempo de 400 anos foi utilizado em todos os cenários simulados neste trabalho de forma a abranger pelo menos 40 gerações, seguindo Reed et al. (2003) para AVP's com vertebrados. Faz-se importante o uso de um horizonte de tempo maior, neste caso, já que os processos metapopulacionais podem ser mais complexos do que aqueles apresentados em populações simples, e, portanto, podem demorar mais tempo para aparecerem em AVP's. O uso de um período de tempo menor pode subestimar a importância de determinado processo dentro da dinâmica metapopulacional, como por exemplo, o potencial de recolonização para a persistência das subpopulações.

Estrutura metapopulacional

A estrutura metapopulacional assumida para o cenário-base foi hipotética (Figura 2.1), como também utilizado por Lindenmayer e Lacy (1995a) e em outros trabalhos que abordaram sistemas metapopulacionais em primatas, como Werikhe et al. (1998) e Molur et al. (2005). Para isso, foram criados círculos (*buffers*), seguindo Stith et al. (1996), com 1.500 m de raio ao redor de um ponto geográfico de registro da subpopulação, de forma a estruturar um modelo de conectividade entre as subpopulações, através da sobreposição destes círculos. Além disso, foram rodados mais dois cenários metapopulacionais, seguindo o mesmo método descrito, porém assumindo um nível de conectividade menor (raio de 750 m) e outro maior (raio de 2.250 m) para uma avaliação da dinâmica metapopulacional frente a um número diferente de subpopulações (Figura 2.1). No programa VORTEX as taxas de dispersão entre as populações são especificadas pelo usuário, sendo dependentes da

idade e sexo, e modeladas como uma probabilidade em que um dado indivíduo irá dispersar de uma população para outra (Miller & Lacy 1999).

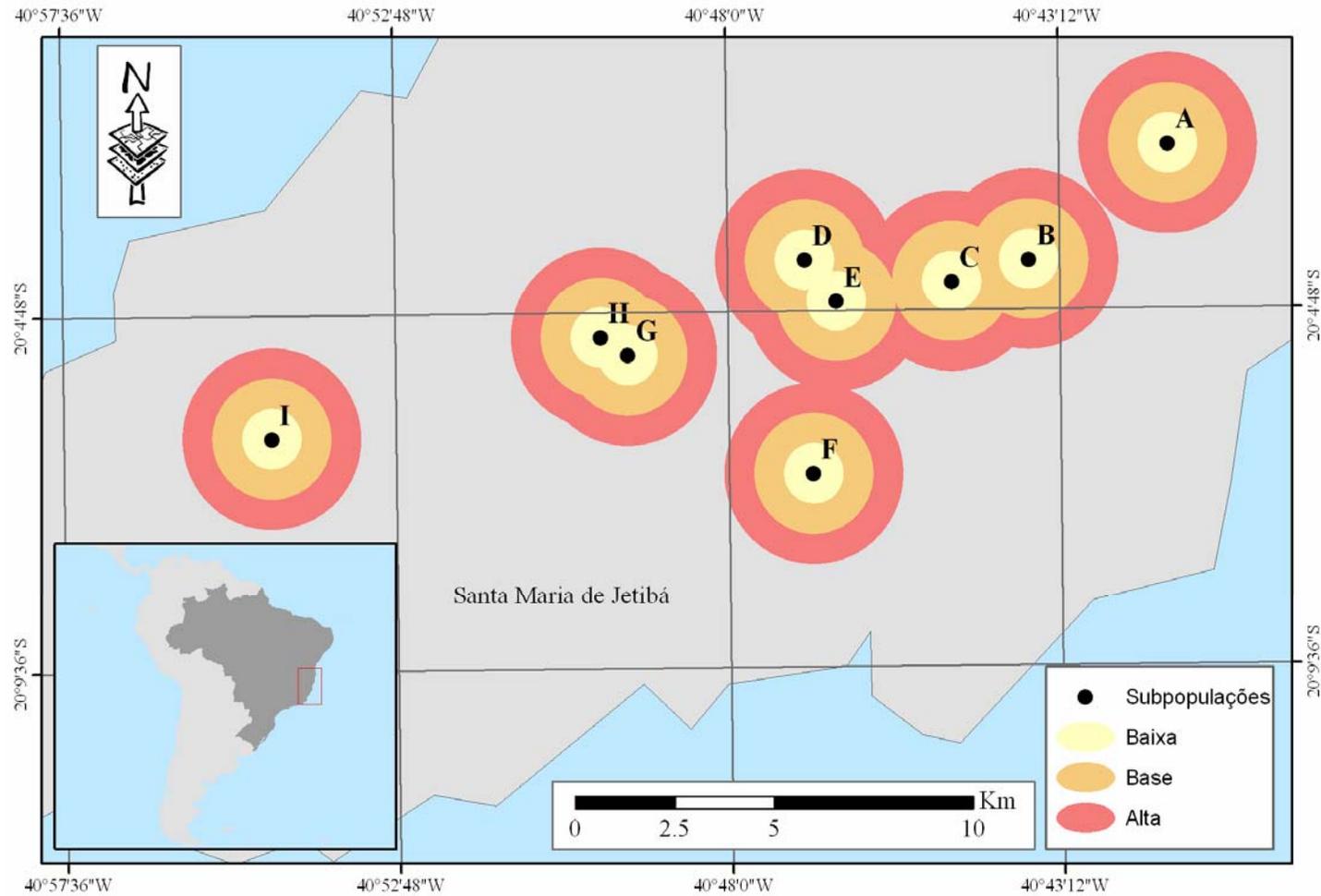


Figura 2.1 – Subpopulações de *B. hypoxanthus* no município de Santa Maria de Jetibá estruturadas em três níveis diferentes de conectividade. A legenda do mapa mostra o nível com conectividade baixa, média (utilizada no cenário-base) e alta.

Como não foi possível estabelecer um valor de sobrevivência dos indivíduos dispersores para cada par de subpopulações que estavam conectadas, devido a limitações do programa VORTEX, assumiu-se um valor único de 87,5% para o cenário-base. Este valor foi baseado nos estudos de campo de K.B. Strier (com. pess.) na EBC / RPPN-FMA, onde foi observado que de oito fêmeas que dispersaram, sete sobreviveram. No entanto, foi possível estabelecer diferentes valores da taxa de dispersão entre as subpopulações que formaram a metapopulação. Para isso assumiu-se a taxa de dispersão de fêmeas como uma função da distância geográfica entre as subpopulações (ou seja, quanto maior a distância entre duas subpopulações, menor a taxa de dispersão entre elas). Utilizando os dados de K.B. Strier (com. pess.) levantados na EBC / RPPN-FMA, considerou-se uma taxa de dispersão de 92% (encontrado para o grupo do Matão – de 38 fêmeas monitoradas que chegaram a idade de dispersão, 35 dispersaram de seu grupo natal) para o par de subpopulações D e E de SMJ que estão distantes entre si cerca de 1.300 m e foi arbitrado o valor de 1% entre o par de subpopulações mais distante (B e F, distando 7.600 m uma da outra) considerado conectado a partir do modelo metapopulacional já descrito (veja Figura 2.1). Assim, tais valores (taxa de dispersão de 92% para distância de 1300 m e taxa de dispersão de 1% para 7.600 m) foram inseridos no programa Statistica 7.0 a fim de se gerar uma função exponencial (Figura 2.2). A escolha de uma função exponencial foi baseada no fato de que, normalmente, os fenômenos biológicos são influenciados por interações não-lineares (veja Gautestad & Mysterud 2005). A função foi exportada para o programa Excel a fim de se calcular todas as outras taxas de dispersão intermediárias entre os outros pares de subpopulações.

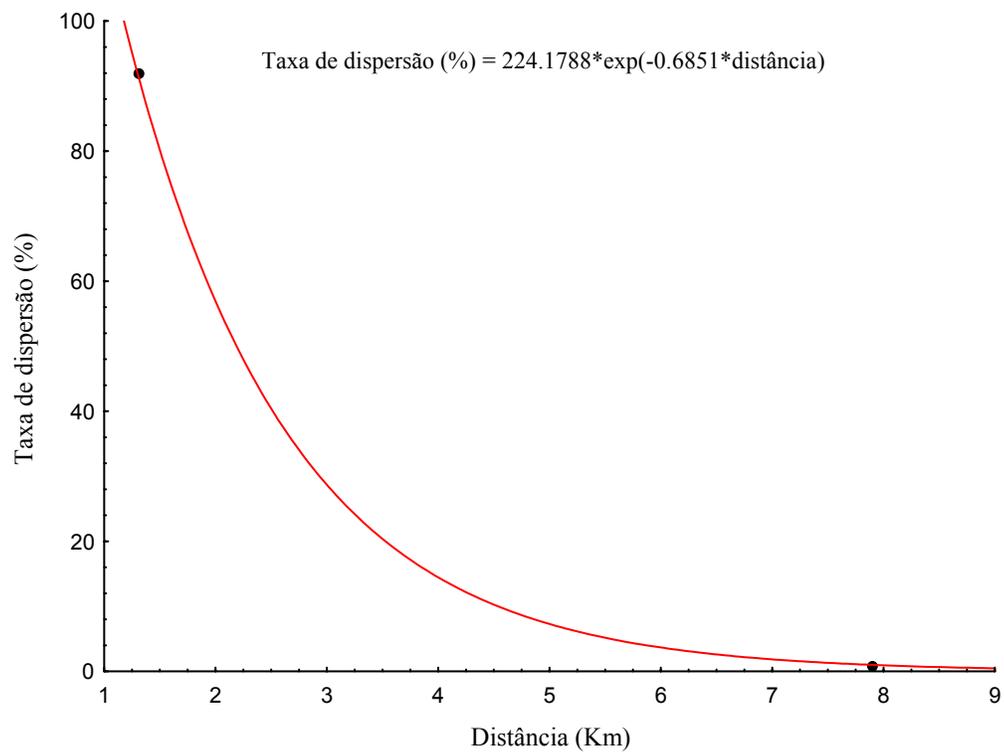


Figura 2.2 – Função exponencial utilizada para estimativa das taxas de dispersão entre as subpopulações de *B. hypoxanthus* em fragmentos de Mata Atlântica de Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo.

Cenários e análise de sensibilidade

Os cenários alternativos modelados foram: (1) caça de fêmeas imaturas (uma fêmea retirada da população a cada 1, 5 e 10 anos) e (2) caça de fêmeas adultas (uma fêmea retirada da população a cada 1, 5 e 10 anos); (3) variação da capacidade suporte ao longo dos 30 primeiros anos da simulação (aumento de 1% ao ano, redução de 1% ao ano, aumento de 2% ao ano e redução de 2% ao ano) advindo do aumento do habitat disponível; (4) incêndios locais (frequência de ocorrência anual de 1%, 5% e 10%); (5) tempestades (atuando de forma global, com frequência de ocorrência anual de 1%, 5% e 10%); (6) variação na mortalidade de jovens (+10%, -10%, +20%, -20%); (7) variação na mortalidade de adultos (+10%, -10%, +20%, -20%); (8) variação na razão sexual (38%, 43%, 56% e 64% para machos); (9) variações na percentagem de fêmeas que se reproduzem por ano (20% e 33%); (10) endogamia, assumindo-se um valor mediano de 3,14 para o equivalente letal, encontrado por Ralls et al. (1988) em estudo com mamíferos; (11) estrutura metapopulacional: além do cenário-base (B, C, D e E, Figura 2.3), foram considerados cenários com conectividade baixa, formando duas metapopulações distintas (D e E; G e H) e com conectividade alta, formando uma metapopulação composta por cinco subpopulações (B, C, D, E e F) e (12) sobrevivência na dispersão (+10%, -10%).

O uso da AVP com cenários alternativos e uma análise de sensibilidade pode ser muito mais útil que a simples previsão da probabilidade de extinção da metapopulação (McCarthy et al. 1995; Hanski 1999). A análise de sensibilidade destaca os parâmetros que têm a maior influência nos resultados do modelo e que devem ser mais precisamente medidos para maximizar a sua precisão, dando uma indicação geral da realidade das previsões do modelo, e destacando os parâmetros e interações que tenham a maior influência sobre as populações para ajudar a determinar estratégias efetivas de manejo (McCarthy et al. 1995; Reed et al. 1998; Brito & Fernandez 2000b).

Todos os cenários alternativos descritos acima foram comparados ao cenário-base. A significância da diferença no resultado entre o cenário-base e os cenários alternativos foi

testada utilizando-se o teste-t de Student bicaudal descrito em Zar (1996). Os efeitos dessas opções foram avaliados para cada cenário e as consequências para o manejo metapopulacional são discutidas.

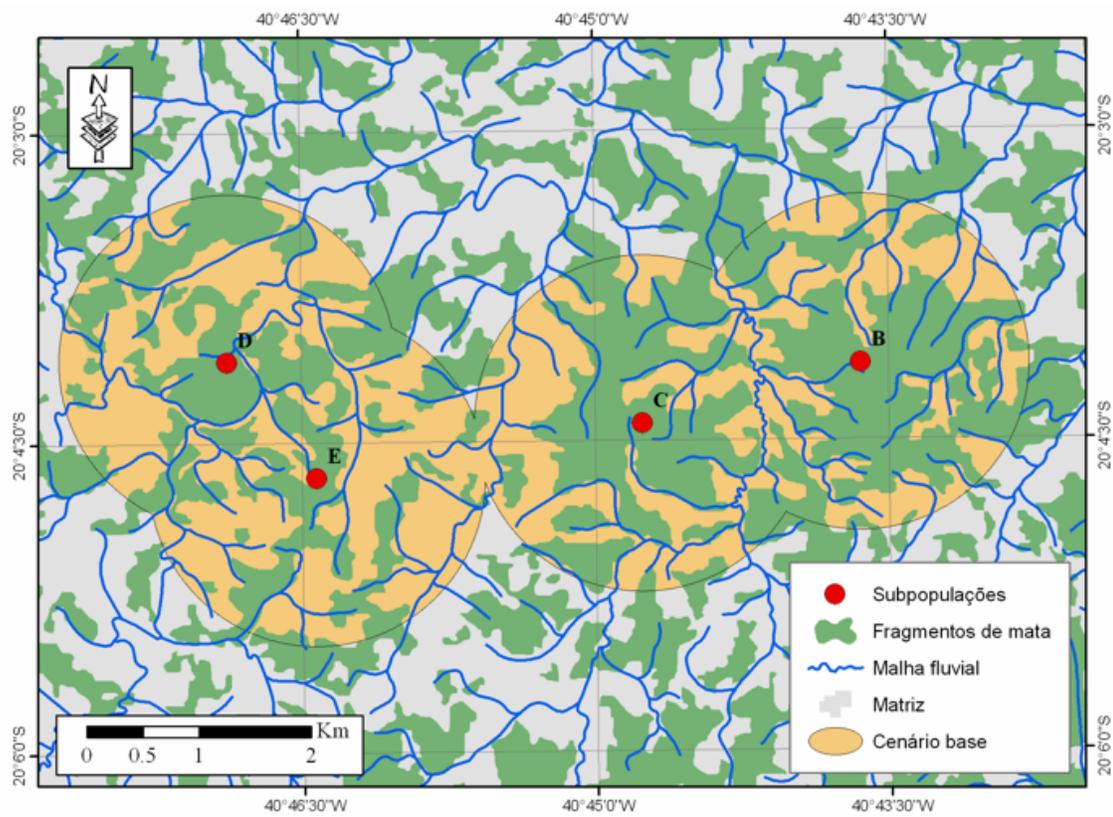


Figura 2.3 – Subpopulações de *B. hypoxanthus* utilizadas como cenário-base para a estimativa da viabilidade populacional metapopulacional em fragmentos de Mata Atlântica em Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo.

Interpretação dos dados gerados

Os dados derivados das análises das simulações usando VORTEX são taxa de crescimento populacional (r) (± 1 DP); probabilidade de extinção da população (PE) (± 1 DP); tempo médio de extinção (TE) (± 1 DP); tamanho médio da população (N) (± 1 DP) e declínio na variabilidade genética (H) (± 1 DP) expresso como a heterozigosidade esperada ou diversidade genética. A probabilidade de extinção é o número de simulações em que as populações foram extintas, dividido pelo número total de simulações realizado (Ballou 1992).

Populações extintas não foram incluídas nos cálculos na média do crescimento, tamanho da metapopulação ou níveis de heterozigosidade esperada. Uma metapopulação foi considerada demograficamente viável quando apresentou uma probabilidade de extinção de 10% ou menos (Lindenmayer & Lacy 1995b) para um período de 400 anos e viável geneticamente quando populações apresentaram um decréscimo de 10% ou menos na heterozigosidade esperada durante o mesmo período (Foose et al. 1986; Foose 1993).

RESULTADOS

A metapopulação modelada como cenário-base (Figura 2.3), composta pelas subpopulações B (PE = 0,240), C (PE = 0,0180), D (PE = 0,1840) e E (PE = 0,0380), foi a mais estável, apresentando uma probabilidade de extinção baixa (<2%), indicando que esta estrutura metapopulacional é eficaz em manter subpopulações demograficamente viáveis em um período de 400 anos (Tabela 2.1). Apenas a subpopulação D apresentou uma probabilidade de extinção mais elevada (>18%) (Tabela 2.2). Embora esta metapopulação tenha se mostrado viável demograficamente, a diversidade genética se manteve abaixo de 90% para o mesmo período de tempo (Tabela 2.1).

Com relação à análise de sensibilidade (Tabela 2.1), os fatores demográficos que mais afetaram negativamente o modelo, aumentando consideravelmente a probabilidade de

extinção (>10%) da metapopulação foram: variação na razão sexual (Figura 2.4), quando houve um desvio de 64% para machos, redução da porcentagem de fêmeas reproduzindo anualmente para 20% (Figura 2.5) e diminuição da sobrevivência das fêmeas que dispersaram (Figura 2.6). Variações na mortalidade de adultos (Figura 2.7) não apresentaram diferenças significativas de probabilidade de extinção em relação ao cenário-base, enquanto que variações na mortalidade de jovens (Figura 2.7) apresentaram pouca influência sobre os parâmetros PE e TE.

Tanto catástrofes por incêndios (Figura 2.8), que atingem as subpopulações de forma independente (local), quanto por tempestades (Figura 2.8), que atingem as subpopulações simultaneamente (global), causaram impactos semelhantes sobre a viabilidade metapopulacional. Tais processos apresentaram efeitos fortes sobre todos os parâmetros analisados (Tabela 2.1), levando à alta probabilidade de extinção e a acentuados declínios na diversidade genética, considerando os cenários com probabilidade de ocorrência de catástrofes de 1% e 5% ao ano. Nos cenários mais severos (10% ao ano), a taxa de crescimento intrínseca foi negativa, sugerindo o rápido declínio metapopulacional, reforçado pela redução do tamanho médio da metapopulação (<45 indivíduos) e tempo médio de extinção (<140 anos), além disso, a diversidade genética se manteve abaixo de 65%.

Tabela 2.1 – Análise de sensibilidade: mudanças nos parâmetros e o resultado dos efeitos do modelo para a metapopulação (BCDE), no período de 400 anos.†

Cenários	Taxa de crescimento da população (r) [média (EP)]	Tamanho médio da população [média (EP)]	Probabilidade de extinção [média (EP)]	Tempo médio (em anos) para extinção [média (EP)]	Heterozigosidade esperada [média (EP)]
Cenário base (metapopulação BCDE)	0.0202 (0.0001)	185.71 (1.59)	0.0140 (0.0053)	242.86 (25.28)	0.8544 (0.0026)
Mortalidade adultos (+10%)	0.0194 (0.0001)**	181.81 (2.51) ^{ns}	0.0240 (0.0068) ^{ns}	216.25 (2.00)**	0.8510 (0.0022) ^{ns}
Mortalidade adultos (-10%)	0.0205 (0.0001)**	188.27 (1.53) ^{ns}	0.0080 (0.0040) ^{ns}	231.00 (21.77) ^{ns}	0.8551 (0.0028) ^{ns}
Mortalidade adultos (+20%)	0.0190 (0.0001)**	177.00 (1.62)**	0.0200 (0.0066) ^{ns}	257.09 (29.36) ^{ns}	0.8424 (0.0031)**
Mortalidade adultos (-20%)	0.0210 (0.0001)**	193.70 (1.31)**	0.0080 (0.0040) ^{ns}	150.75 (21.47)**	0.8590 (0.0022)*
Mortalidade jovens (+10%)	0.0193 (0.0001)**	180.37 (0.12)**	0.0120 (0.0049) ^{ns}	231.83 (46.22) ^{ns}	0.8464 (0.0025)**
Mortalidade jovens (-10%)	0.0206 (0.0001)**	186.50 (1.64) ^{ns}	0.0060 (0.0035)*	202.67 (44.42) ^{ns}	0.8544 (0.0023) ^{ns}
Mortalidade jovens (+20%)	0.0183 (0.0001)**	175.01 (1.66)**	0.0360 (0.0083)*	254.56 (21.93) ^{ns}	0.8450 (0.0029)**
Mortalidade jovens (-20%)	0.0214 (0.0001)**	191.33 (1.50)**	0.0060 (0.0035)*	208.00 (48.40) ^{ns}	0.8551 (0.0024) ^{ns}
Razão sexual p/ machos (36%)	0.0268 (0.0001)**	211.82 (0.81)**	0.000 (0.0000)**	0.00 (0.00)**	0.8648 (0.0016)**
Razão sexual p/ machos (43%)	0.0234 (0.0001)**	201.78 (1.31)**	0.0060 (0.0035)*	328.00 (24.01)**	0.8602 (0.0020)**
Razão sexual p/ machos (57%)	0.0152 (0.0001)**	148.70 (1.67)**	0.0540 (0.0101)**	236.41 (16.06) ^{ns}	0.8251 (0.0028)**
Razão sexual p/ machos (64%)	0.0079 (0.0001)**	93.30 (1.78)**	0.1940 (0.0177)**	234.71 (8.52) ^{ns}	0.7621 (0.0053)**
Sobrevivência na dispersão (+10%)	0.0292 (0.0001)**	216.20 (0.64)**	0.000 (0.0000)**	0.00 (0.00)**	0.8763 (0.0014)**
Sobrevivência na dispersão (-10%)	0.0092 (0.0001)**	102.51 (1.73)**	0.1740 (0.0170)**	222.67 (9.33)*	0.7758 (0.0048)**
Reprodução de fêmea (20%)	0.0092 (0.0001)**	103.38 (1.86)**	0.1660 (0.0166)**	229.81 (9.71) ^{ns}	0.7813 (0.0048)**
Reprodução de fêmea (33%)	0.0287 (0.0001)**	214.18 (0.80)**	0.0000 (0.0000)**	0.00 (0.00)**	0.8678 (0.0018)**
Caça (adultos) intervalo de 5 anos	-0.0143 (0.0004)**	61.00 (0.001)**	0.9980 (0.0020)**	77.80 (1.79)**	0.7949 (0.0000)**
Caça (adultos) intervalo de 10 anos	0.0105 (0.0001)**	150.03 (2.51)**	0.4080 (0.0220)**	166.17 (5.98)**	0.8075 (0.0050)**
Caça (adultos) intervalo de 20 anos	0.0170 (0.0001)**	173.03 (1.83)**	0.0920 (0.0129)**	187.07 (11.84)**	0.8345 (0.0035)**
Caça (jovens) intervalo de 5 anos	0.0154 (0.0001)**	150.97 (1.79)**	0.0460 (0.0094)**	225.43 (18.76) ^{ns}	0.8309 (0.0025)**
Caça (jovens) intervalo de 10 anos	0.0178 (0.0001)**	169.75 (1.72)**	0.0208 (0.0074) ^{ns}	214.43 (26.95) ^{ns}	0.8399 (0.0028)**
Caça (jovens) intervalo de 20 anos	0.0190 (0.0001)**	177.76 (1.55)**	0.0204 (0.0068) ^{ns}	218.75 (26.01) ^{ns}	0.8470 (0.0025)**
Incêndio (1%)	0.0178 (0.0001)**	165.3 (1.95)**	0.0300 (0.0076)*	215.47 (21.35) ^{ns}	0.8341 (0.0032)**
Incêndio (5%)	0.0059 (0.0002)**	91.16 (2.31)**	0.4300 (0.0221)**	214.44 (6.33)**	0.7446 (0.0075)**
Incêndio (10%)	-0.0157 (0.0004)**	37.67 (13.00)**	0.9880 (0.0049)**	138.55 (2.96)**	0.6140 (0.0511)**
Tempestade (1%)	0.0173 (0.0001)**	165.15 (2.12)**	0.0580 (0.0105)**	200.24 (16.55)**	0.8304 (0.0029)**
Tempestade (5%)	0.0044 (0.0002)**	87.07 (2.88)**	0.4960 (0.0224)**	196.50 (6.04)**	0.7465 (0.0075)**
Tempestade (10%)	-0.0165 (0.0005)**	42.56 (10.01)**	0.9820 (0.0059)**	128.40 (2.93)**	0.6245 (0.0628)**
Varição na capacidade suporte (+1%)	0.0209 (0.0001)**	248.95 (1.89)**	0.0180 (0.0059) ^{ns}	211.44 (34.32) ^{ns}	0.8771 (0.0018)**
Varição na capacidade suporte (-1%)	0.0170 (0.0001)**	117.60 (1.32)**	0.0340 (0.0081)*	235.00 (21.35) ^{ns}	0.7995 (0.0032)**
Varição na capacidade suporte (+2%)	0.0213 (0.0001)**	311.66 (2.36)**	0.0040 (0.0028)**	207.50 (49.5) ^{ns}	0.8934 (0.0019)**
Varição na capacidade suporte (-2%)	0.0093 (0.0001)**	53.00 (1.24)**	0.3460 (0.0213)**	272.73 (6.02)**	0.6570 (0.0077)**
Endogamia	0.0166 (0.0001)**	152.36 (1.68)**	0.0520 (0.0099)**	234.69 (19.43) ^{ns}	0.8446 (0.0031)**

†: Significância das diferenças nos resultados entre os modelos base e alterados foi testada usando o teste-T Students bicaudado. ns: não significativo * p < 0.05 ** p < 0.005. Os valores em negrito referem-se aos parâmetros mais críticos encontrados entre os cenários que tornaria a metapopulação inviável.

Através de variações na capacidade de suporte (K) (Figura 2.9), advindo de aumento do habitat ao longo de 30 anos, foi possível notar, assumindo uma perda de habitat de 2% ao ano, uma redução do tamanho médio da população de 185 para 53 indivíduos no total, havendo perda acentuada na diversidade genética, no período de 400 anos. Já um aumento em K de 2% ao ano levou ao valor mais alto de diversidade genética encontrada (> 89%), acompanhado de um expressivo aumento no tamanho metapopulacional (311 indivíduos), enquanto que um aumento em K de 1% ao ano não afetou a probabilidade de extinção, mas aumentou significativamente a diversidade genética e o tamanho médio da população.

Foram criados três modelos incorporando diferentes níveis de pressões de caça sobre fêmeas (retirada de um indivíduo a cada 5, 10 e 20 anos). A análise de sensibilidade para estes modelos (Tabela 2.1) indicou que a retirada de fêmeas adultas (Figura 2.10) é um fator importante a se considerar já que elevou a probabilidade de extinção com média (PE = 40%, TE = 166 anos) e alta pressão de caça (PE = 99%, TE = 77,8 anos), enquanto a caça de fêmeas jovens (Figura 2.10) só apresentou variação significativa no cenário com a maior pressão de caça (PE = 4,6%, TE = 225,43 anos), mas com valor abaixo de 10%, indicando de maneira geral que a caça de fêmeas jovens possui baixo impacto sobre as subpopulações.

A adição de efeitos endogâmicos ao modelo (Figura 2.11) aumentou a probabilidade de extinção (PE = 5,2%) e reduziu a diversidade genética (H = 84%) significativamente da metapopulação, embora, num contexto geral, observou-se que a endogamia não apresentou grande efeito sobre a viabilidade metapopulacional.

Tabela 2.2 – Resultados da AVP para as subpopulações que formam diferentes sistemas metapopulacionais de *B. hypoxanthus* em fragmentos de Mata Atlântica de Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo.

Cenários	Taxa de crescimento da população (r) [média (EP)]	Tamanho médio da população [média (EP)]	Probabilidade de extinção [média (EP)]	Tempo médio (em anos) para extinção [média (EP)]	Heterozigosidade esperada [média (EP)]
<i>Metapopulação BCDE</i>					
B	0.0056 (0.0002)	57.49 (0.66)	0.0240 (0.0068)	83.34 (14.15)	0.8404 (0.0030)
C	0.0071 (0.0002)	82.27 (0.90)	0.0180 (0.0059)	64.63 (21.50)	0.8480 (0.0027)
D	0.0719 (0.0003)	16.16 (0.10)	0.1840 (0.0173)	225.96 (10.12)	0.8032 (0.0038)
E	0.0440 (0.0002)	31.43 (0.12)	0.0380 (0.0086)	28.85 (16.11)	0.8313 (0.0024)
<i>Metapopulação DE</i>					
D	0.0410 (0.0003)	15.47 (0.10)	0.0800 (0.0121)	136.11 (14.62)	0.5508 (0.0079)
E	0.0112 (0.0002)	26.54 (0.26)	0.0720 (0.0116)	110.57 (16.47)	0.5728 (0.0073)
<i>Metapopulação GH</i>					
G	0.0132 (0.0002)	25.59 (0.23)	0.0380 (0.0086)	207.00 (22.23)	0.5886 (0.0070)
H	0.0387 (0.0003)	16.44 (0.10)	0.0340 (0.0081)	197.35 (22.64)	0.5793 (0.0071)
<i>Metapopulação BCDEF</i>					
B	0.0050 (0.0002)	54.53 (0.71)	0.0340 (0.0081)	110.38 (16.50)	0.8414 (0.0027)
C	0.0066 (0.0002)	77.79 (0.93)	0.0240 (0.0068)	88.62 (20.61)	0.8478 (0.0026)
D	0.0697 (0.0003)	15.99 (0.10)	0.1940 (0.0177)	223.81 (10.25)	0.7975 (0.0036)
E	0.0451 (0.0002)	31.67 (0.12)	0.0480 (0.0096)	32.46 (13.35)	0.8321 (0.0024)
F	0.0047 (0.0005)	16.21 (0.55)	0.6100 (0.0218)	53.17 (3.62)	0.7945 (0.0050)

Metapopulações compostas por duas subpopulações (D e E; G e H) apresentaram expressiva redução na variabilidade genética ($< 60\%$) e maior probabilidade de extinção quando em relação ao cenário-base (formado por 4 subpopulações) (Tabela 2.3). Considerando o maior nível de conectividade assumido, a metapopulação formada por 5 subpopulações (B, C, D, E e F) só apresentou diferença significativa em relação ao cenário-base no parâmetro taxa de crescimento que foi menor nesta metapopulação (Tabela 2.3).

Tabela 2.3 – Análise de sensibilidade: níveis de conectividade baixo (DE e GH) e alto (BCDEF) comparados à metapopulação BCDE (nível médio), no período de 400 anos, estimada para os fragmentos de Mata Atlântica em Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo.†

Metapopulação	Taxa de crescimento da população (r) [média (EP)]	Tamanho médio da população [média (EP)]	Probabilidade de extinção [média (EP)]	Tempo médio (em anos) para extinção [média (EP)]	Heterozigosidade esperada [média (EP)]
BCDE (cenário-base)	0.0202 (0.0001)	185.71 (1.59)	0.0140 (0.0053)	242.86 (25.28)	0.8544 (0.0026)
DE	0.0231 (0.0001)**	41.85 (0.31)**	0.0700 (0.0114)**	106.23 (13.66)**	0.5785 (0.0073)**
GH	0.0245 (0.0001)**	41.87 (0.28)**	0.0320 (0.0079)*	216.5 (30.24) ^{ns}	0.5998 (0.0067)**
BCDEF	0.0191 (0.0001)**	187.03 (1.78) ^{ns}	0.0200 (0.0066) ^{ns}	242.55 (23.16) ^{ns}	0.8551 (0.0025) ^{ns}

†: Significância das diferenças nos resultados entre os modelos base e alterados foi testada usando o teste-T Students bicaudado.

ns: não significativo * $p < 0.05$ ** $p < 0.005$.

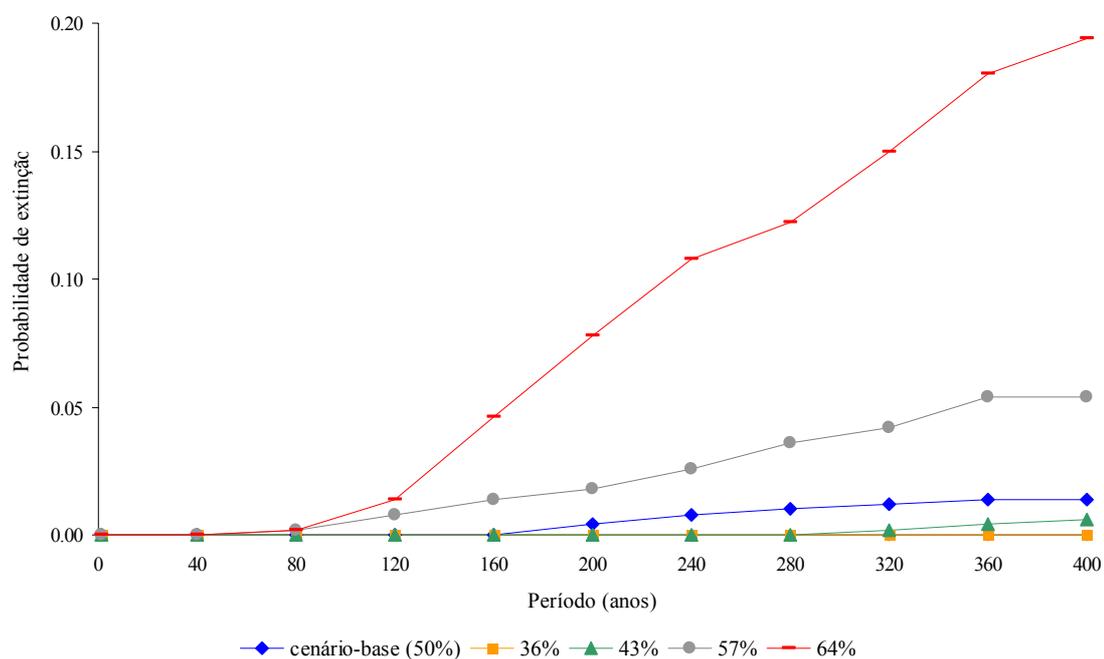


Figura 2.4 - Efeito da variação da razão sexual, no período de 400 anos, sobre a probabilidade de extinção de uma metapopulação (cenário-base) de *B. hypoxanthus*. Foram modelados quatro cenários com variações na razão sexual para machos de 36%, 43%, 57% e 64%.

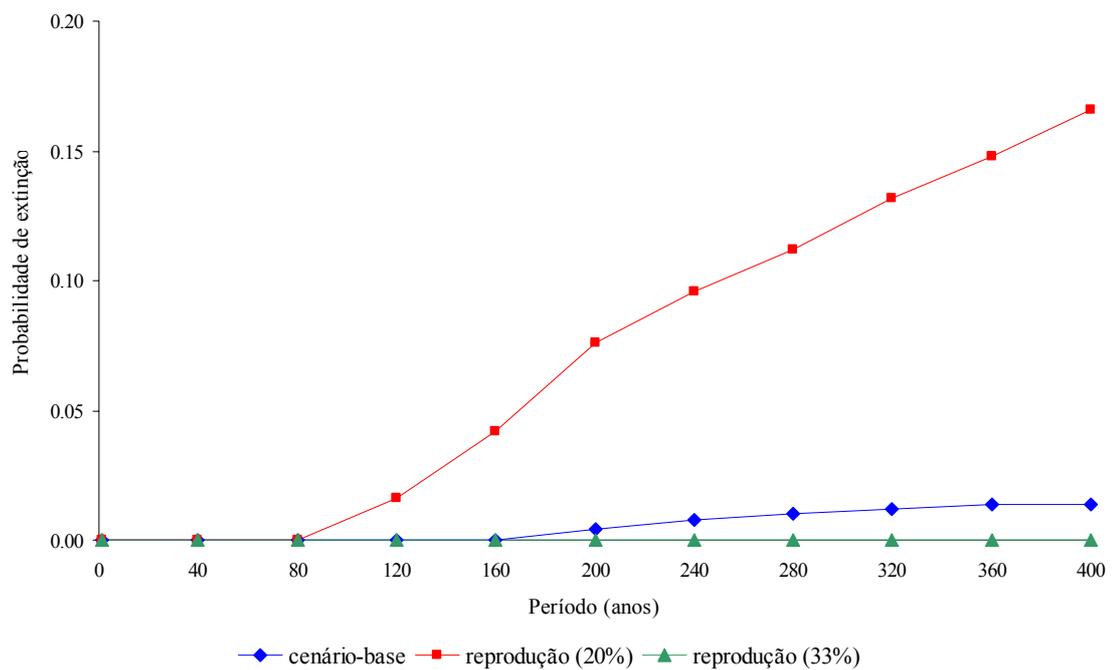


Figura 2.5 - Efeitos da variação na porcentagem de fêmeas que se reproduzem a cada ano, no período de 400 anos, sobre a probabilidade de extinção de uma metapopulação (cenário-base) de *B. hypoxanthus*. Foram modelados 2 cenários (20% e 33%) em relação ao cenário-base (26,5%).

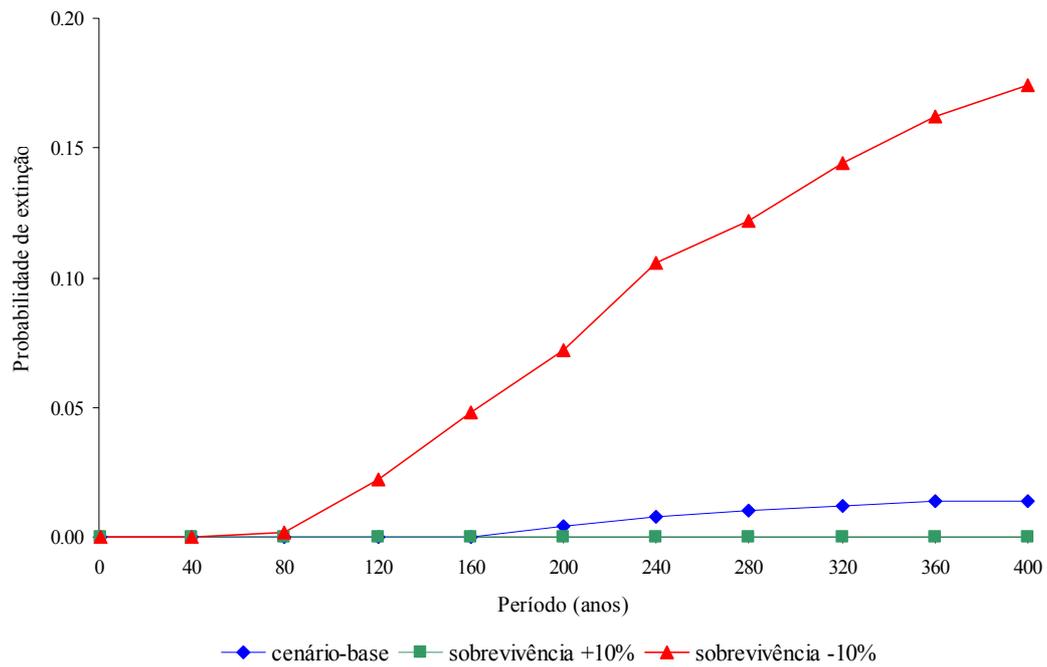


Figura 2.6 - Efeito da variação da sobrevivência de fêmeas dispersoras, no período de 400 anos, sobre a probabilidade de extinção de uma metapopulação (cenário-base) de *B. hypoxanthus*. Foram modelados o aumento e redução da mortalidade em 10%.

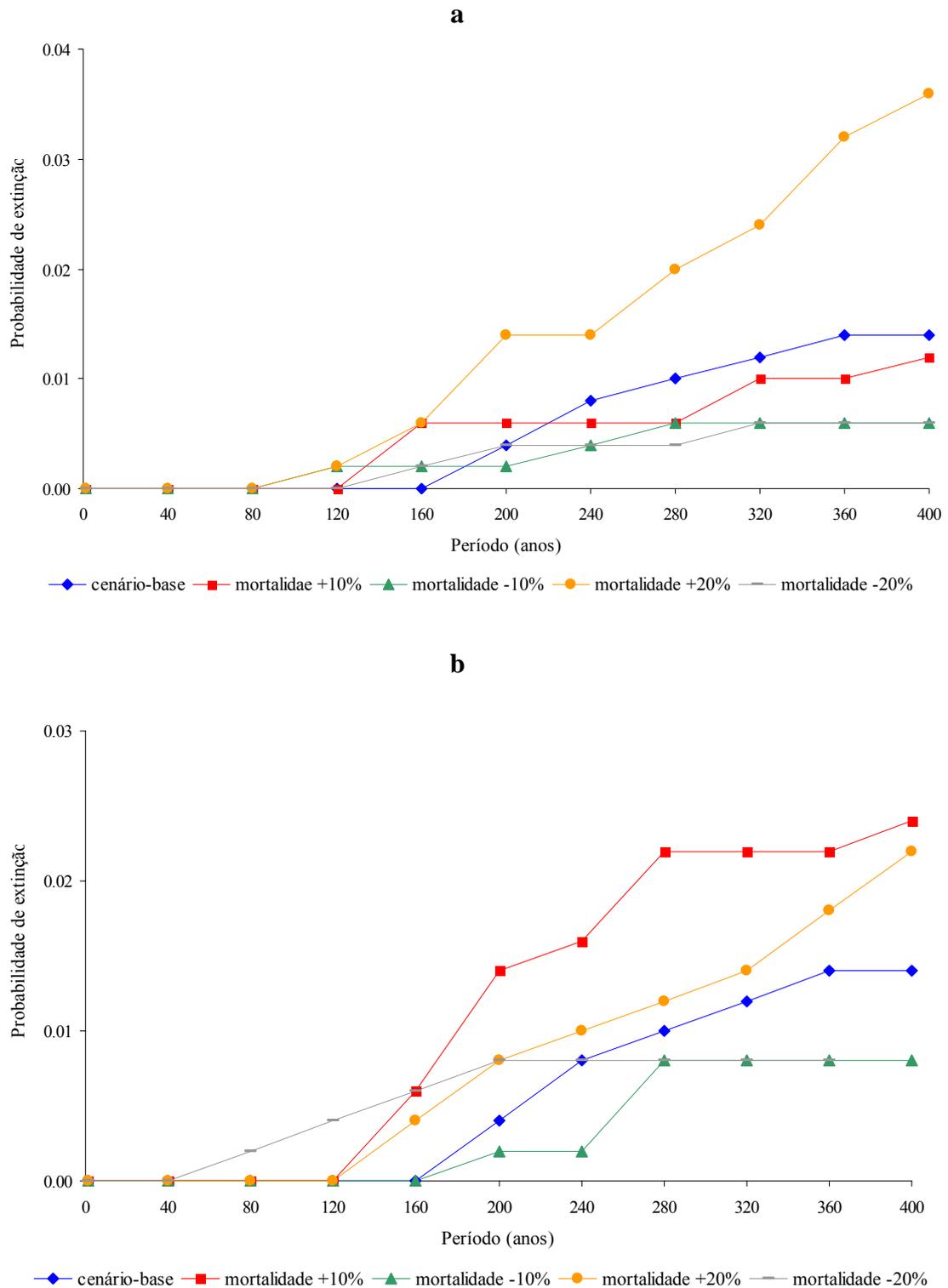


Figura 2.7 - Efeito da variação do parâmetro mortalidade de jovens (**a**) e adultos (**b**), no período de 400 anos, sobre a probabilidade de extinção de uma metapopulação (cenário-base) de *B. hypoxanthus*. Foram modelados o aumento e redução da mortalidade em 10% e 20%.

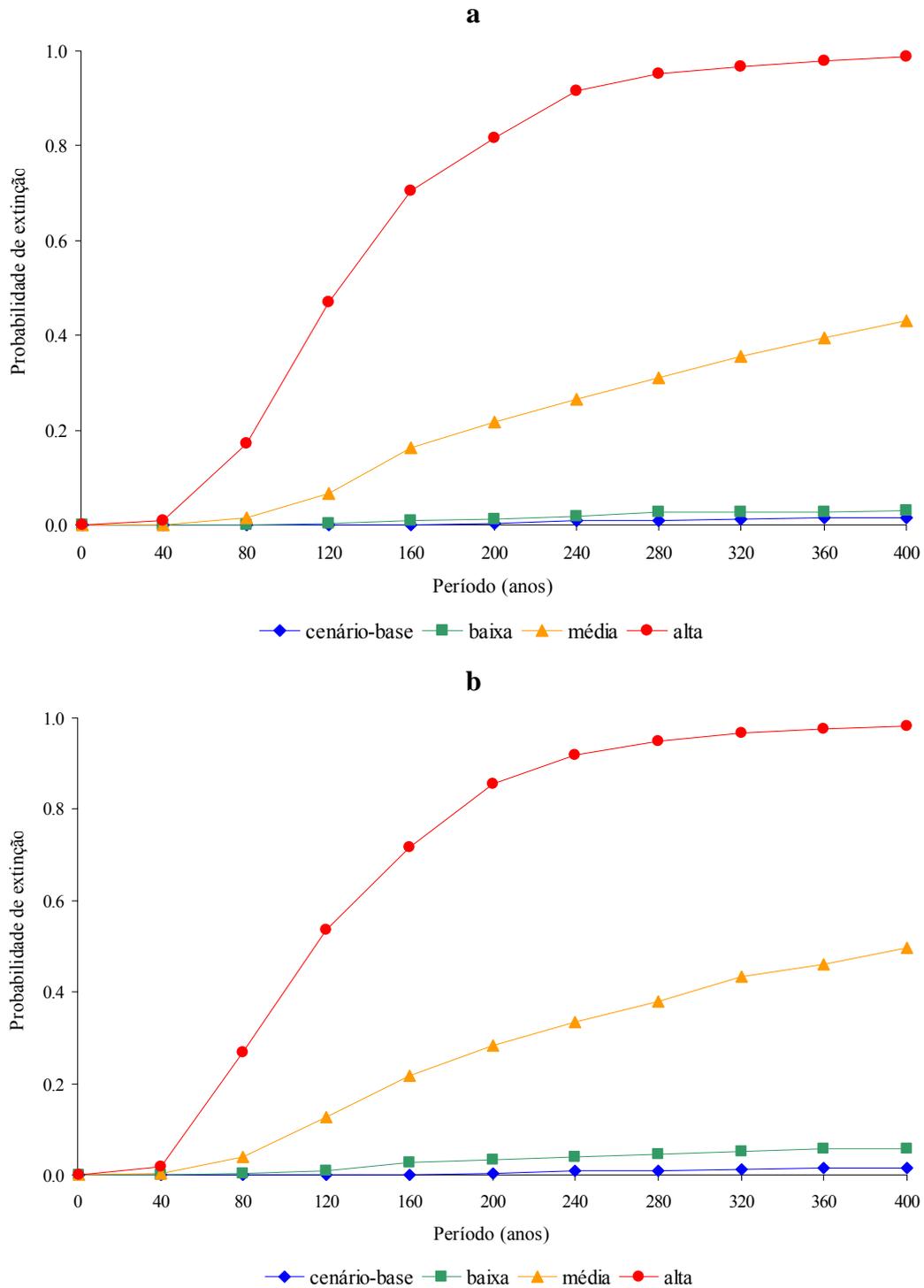


Figura 2.8 - Efeito de catástrofes (incêndio **a**; tempestade **b**), no período de 400 anos, sobre a probabilidade de extinção de uma metapopulação (cenário-base) de *B. hypoxanthus*. Foram modelados 3 cenários simulando a frequência catástrofes: baixa (1%), média (5%) e alta (10%).

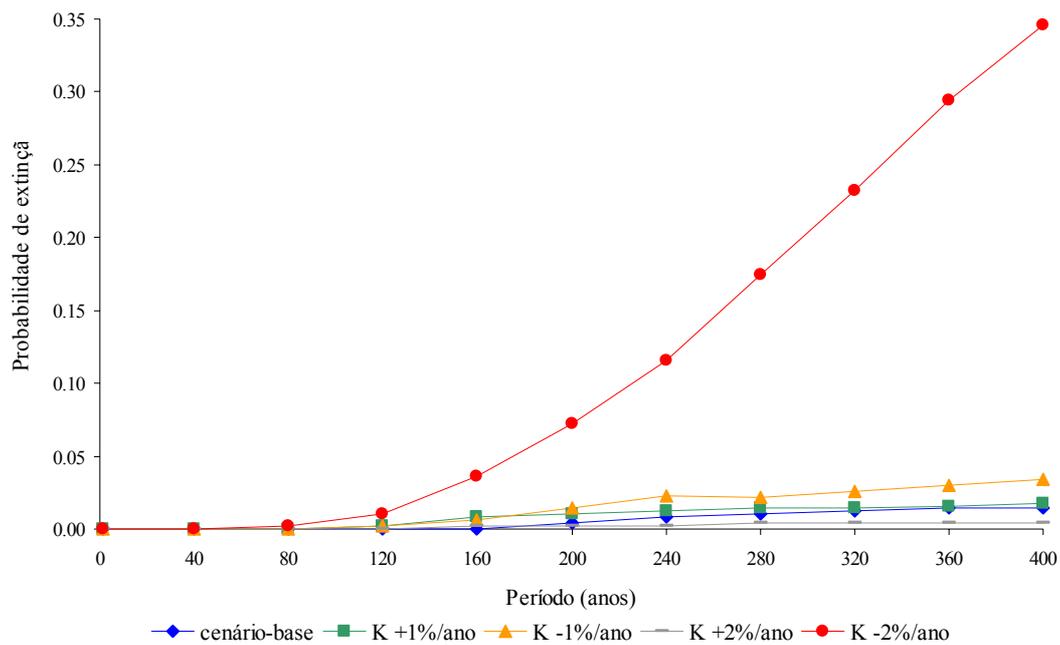


Figura 2.9 - Efeito da variação da capacidade suporte (K), no período de 400 anos, sobre a probabilidade de extinção de uma metapopulação (cenário-base) de *B. hypoxanthus*. A variação (aumento e redução) ocorreu durante os primeiros 30 anos no período da simulação.

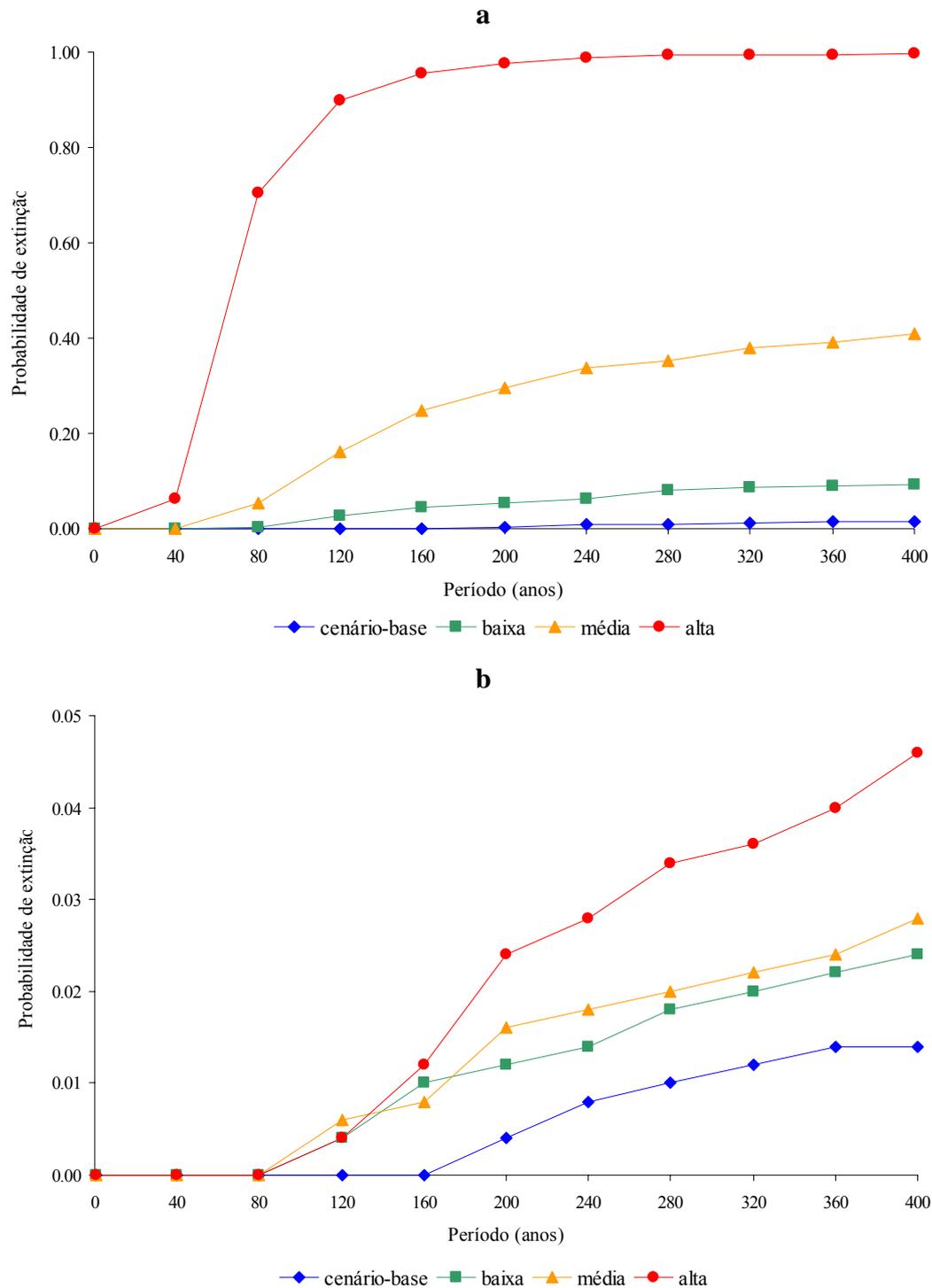


Figura 2.10 - Efeito da caça de fêmeas adultas (a) e fêmeas jovens (b), no período de 400 anos, sobre a probabilidade de extinção de uma metapopulação (cenário-base) de *B. hypoxanthus*. Foram modelados a pressão de caça baixa (1 fêmea a cada 20 anos), média (1 fêmea a cada 10 anos) e alta (1 fêmea a cada 5 anos).

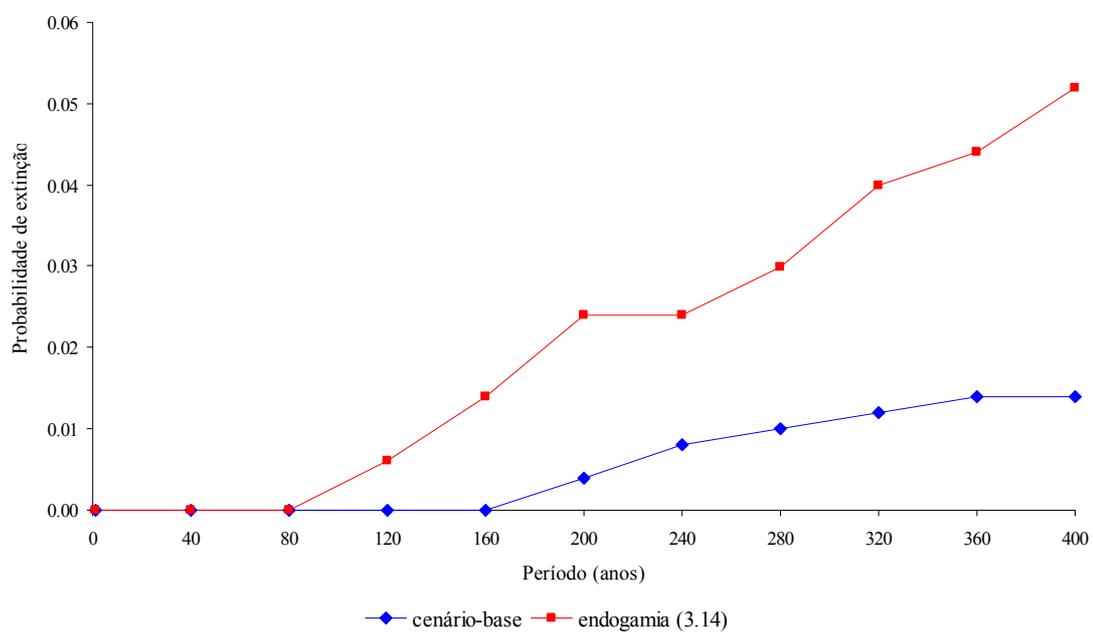


Figura 2.11 - Efeito da endogamia, no período de 400 anos, sobre a probabilidade de extinção de uma metapopulação (cenário-base) de *B. hypoxanthus*.

DISCUSSÃO

Estrutura metapopulacional

A mudança da paisagem é uma das ameaças principais tanto para a biodiversidade quanto para o desenvolvimento sustentável humano (Groom 1994). Quanto mais fragmentado é um ecossistema, maior é a exposição à mudança do uso da paisagem (Armenteras et al. 2003). Santa Maria de Jetibá foi colonizada a partir do final do século XIX por imigrantes europeus oriundos, principalmente, da antiga Pomerânia, que implantaram um sistema agrícola de pequenas propriedades rurais, desenvolvendo a agricultura familiar (SEBRA-ES 1998). Nessa região a matriz (parte do solo onde não há fragmentos de mata natural) é composta principalmente por cafeicultura, seguido por pastagem e outras culturas (Mendes et al. no prelo), como horticultura e eucalipto. De acordo com dados do Projeto Muriqui - ES, com base em fotos aéreas de uma área de aproximadamente 200 km² (área focal do Projeto), cerca de 30% da superfície estão cobertos por florestas nativas. Boa parte dos fragmentos se localiza em topos de morros e, em geral, apresentam polígonos bastante irregulares e recortados, tendo uma relação direta com o relevo, fazendo com que o índice de borda encontrado seja bastante elevado, proporcionando, assim, uma alta vulnerabilidade ecológica (Carmo et al. 2003). A habilidade que os muriquis têm demonstrado em utilizar florestas secundárias, inclusive em estágios iniciais de regeneração, talvez seja a razão pela qual as subpopulações de muriquis tenham se mantido e até se recuperado (Mendes et al. 2005).

Um ponto que chama a atenção nos resultados é a maior probabilidade de extinção apresentada pela subpopulação D no cenário-base (> 18%), o que possivelmente ocorreu devido à pouca disponibilidade de habitat para esta subpopulação, levando a uma baixa capacidade de suporte o que pode aumentar os riscos de extinção por estocasticidade demográfica. A subpopulação E, que habita parte de um fragmento em média regeneração, possivelmente, se originou a partir de uma subdivisão de D (S.L. Mendes, com. pess.) que é a maior encontrada (n = 17) habitando o menor dos fragmentos com presença de muriquis em SMJ. Isto sugere que tal subdivisão possa ter ocorrido em resposta à limitação da capacidade de suporte no fragmento habitado por D e que a ocorrência de colonização (ou recolonização) de habitats disponíveis

por *B. hypoxanthus* indica que uma estrutura metapopulacional ocorra ao menos em um cenário com nível baixo de conectividade, como abordado em modelos alternativos neste trabalho. Assim, pode-se esperar que o mesmo possa ter ocorrido entre as subpopulações G e H (Figura 2.1) ou que, pelo menos, ocorram eventos de dispersão de fêmeas entre elas. Partindo dessa base, o mesmo pode ser esperado em relação ao par de subpopulações B e C que, embora não tenham sido consideradas ligadas por um nível baixo de conectividade, se localizam em fragmentos parcialmente conectados compondo a metapopulação usada como cenário-base (Figura 2.3).

A subdivisão de grupos de *B. hypoxanthus* já foi observada em EBC / RPPN-FMA, onde a população passou de dois grupos em 1982 para quatro em 2002, formado por ambos os sexos, o que possibilita maiores opções de dispersão para as fêmeas (Strier et al. 2006). Um estudo com a cuíca *Micoureus paraguayanus*, realizado por Brito e Fonseca (2007), mostrou que a subdivisão de pequenas populações (10 a 20 indivíduos) levou a alta instabilidade devido à estocasticidade demográfica e altas taxas de extinção, mas que tais efeitos poderiam ser atenuados caso houvesse dispersão de ambos o sexos, embora haja um limite para isto. Os machos de miquis de SMJ também poderiam dispersar por intermédio da colonização de fragmentos florestais atualmente desabitados, próximos a fragmentos habitados. Isto aumentaria as oportunidades de imigração de fêmeas dispersoras, reduzindo os efeitos da estocasticidade demográfica, mas não evitaria a endogamia.

A metapopulação BCDE (cenário-base) foi a mais estável de todas as modeladas, inclusive mais do que aquela formada por um cenário com nível de conectividade mais alto. Quando foi considerado o cenário com conectividade mais alta, formado pelas subpopulações B, C, D, E e F, o único parâmetro que variou significativamente foi a taxa de crescimento da metapopulação (r), que diminuiu. Isto pode ter ocorrido devido a variações na taxa de dispersão entre subpopulações quando F foi adicionada ao sistema. A taxa de dispersão entre duas populações de uma mesma espécie pode diferir, dependendo das características de cada uma das populações, que incluem a distância entre as populações e o tipo de habitat usado durante a dispersão (Akçakaya 2000).

Os valores para a diversidade genética (heterozigosidade esperada) foram similares para as subpopulações e metapopulação, indicando que a troca de material genético quase eliminou a diversidade genética entre as subpopulações. Isto foi observado para todas as estruturas metapopulacionais simuladas. No entanto, os dois cenários metapopulacionais estruturados a partir de um nível baixo de conectividade apresentou uma perda de diversidade genética acentuada ($H_{DE} = 0,5785$ e $H_{GH} = 0,5998$) em relação ao cenário-base ($H_{BCDE} = 0,8544$). Este resultado está de acordo com a literatura, que prediz que populações menores e mais isoladas tendem a ter uma variabilidade genética menor (Soulé 1980). Neste caso, esta diminuição está relacionada ao tamanho e à estrutura metapopulacional, mostrando que em termos de diversidade genética é importante manter uma estrutura metapopulacional com um número maior de subpopulações.

Fatores determinísticos

A caça reduz as populações de uma espécie, modifica a composição das comunidades e influencia a relação de predação e competição (Peres, 1990; Bodmer et al., 1997). Espécies que habitam regiões fragmentadas são mais vulneráveis à caça do que espécies que vivem em áreas de floresta contínua (Robinson 1996; Turner & Corlett 1996). Muitos animais, particularmente primatas, tapirídeos e aves declinam quando caçados, mesmo em áreas em que haja pouco distúrbio do habitat (Peres 1996, Bodmer et al. 1997).

As fêmeas são os componentes mais importantes da população, porque só elas podem contribuir diretamente para a fecundidade ou crescimento populacional e persistência (Wielgus 2002). A caça de fêmeas adultas é um fator importante a se considerar neste trabalho, já que provocou um grande aumento da probabilidade de extinção em modelos com média e alta pressão de caça, enquanto a caça de fêmeas imaturas só apresentou variação significativa no cenário mais pessimista (alta pressão de caça). Mesmo assim a probabilidade de extinção foi menor que 10%, sugerindo então ser um cenário viável, assim como um cenário com pressão de caça baixa para indivíduos adultos ($PE < 10\%$).

Com relação à variação na disponibilidade de habitat, foi possível criar uma estimativa com base na história das últimas três décadas de SMJ, onde a cobertura florestal aumentou cerca de 30%, conforme observado pelos modelos de cobertura florestal construídos pelo Projeto Muriqui – ES. Projetando tal cenário para os próximos 30 anos e considerando o aumento gradual do habitat de 1% ao ano, não foi observada influência sobre a probabilidade de extinção da metapopulação, mas observou-se um aumento significativo no tamanho médio da metapopulação (variou de 185 para 248 indivíduos). Este cenário indica que, embora a probabilidade de extinção não tenha diminuído, se o habitat aumentar na mesma quantidade que nos últimos 30 anos, embora seja improvável, a metapopulação poderá estar menos suscetível a efeitos da estocasticidade demográfica e, com o conseqüente aumento do número de indivíduos das subpopulações e aumento significativo da diversidade genética (heterozigosidade esperada) como apontado pelo modelo. O aumento da conectividade entre os fragmentos habitados por muriquis atualmente pode proporcionar um valor, em termos de conservação, possivelmente maior em curto e médio prazo do que o aumento do habitat em geral, pois um esforço direcionado poderia assegurar um maior fluxo de dispersão de fêmeas entre as subpopulações, visto que este é um fator crítico, conforme o modelo, para a conservação da espécie na região de SMJ (veja cap. 1).

Pode ser claramente observado no cenário onde ocorreu redução de 2% em K (significando uma perda de 60% do habitat total), nos 30 primeiros anos do período simulado, que os efeitos sobre PE só começaram a ser observados por volta do ano 100 e foram aumentando até o ano 400, ou seja, o aumento da probabilidade de extinção não ocorreu simultaneamente com a perda de habitat nos 30 primeiros anos, corroborando com a abordagem de “débito de extinção” de Tilman et al. (1994), que significa basicamente que as extinções atuais estejam ocorrendo devido à destruição do habitat no passado.

Isto indica a necessidade em se preservar o máximo de habitat possível, mesmo que o efeito sobre as subpopulações não apareçam rapidamente ao longo do tempo (Thrall et al., 2000). Este cenário, interessante, sugere que embora o aumento da área florestal em SMJ nos últimos 30 anos ainda pode não ter causado efeito sobre a viabilidade das populações, mas que no futuro, essa maior quantidade de mata

poderá influenciar positivamente a dinâmica das populações. Uma das lições mais importantes a ser aprendida com modelos metapopulacionais é que os fragmentos de habitat desocupados atualmente podem ser fundamentais para persistência em longo prazo (Hanski, 1998).

Fatores estocásticos

A razão sexual de uma população é um produto da interação de efeitos do processo de estocasticidade demográfica e estratégias reprodutivas que afetam o sexo e a sobrevivência da prole (Strier 2000). Observando a Figura 4, percebe-se claramente que um grande desvio da razão sexual para machos (64% ao nascimento) exerce uma força grande sobre a probabilidade de extinção metapopulacional ($PE > 19\%$). No entanto, é difícil pensar que uma situação como esta possa se manter por um período de tempo longo, como 400 anos. Os dados da EBC / RPPN-FMA mostram que houve uma variação entre nascimentos de machos e fêmeas em um período de cerca de 23 anos (Strier et al. 2006).

As atividades reprodutivas de muriquis na EBC / RPPN-FMA exibem padrões sazonais (Strier 1996). Rylands et al (1998) encontraram diferenças importantes entre a população da EBC / RPPN-FMA e uma população de cativo do Centro de Primatologia do Rio de Janeiro (CPRJ), indicando um aumento significativo da taxa reprodutiva da população do CPRJ. Em relação à SMJ, a proporção de fêmeas que se acasala a cada ano afetou a probabilidade de extinção da metapopulação utilizada como cenário-base, mesmo considerando pequenas variações (20% com $PE > 16\%$ e 33% com $PE = 0\%$) em relação ao cenário-base (26,5%). Em parte, esses padrões encontrados relacionam-se à disponibilidade de recursos. Como em SMJ não ocorre uma variação sazonal tão brusca quanto em EBC / RPPN-FMA, a variação na disponibilidade de recursos ao longo do ano pode não ser tão grande, sugerindo que a taxa reprodutiva possa ser maior do que a observada em EBC / RPPN-FMA ou que, pelo menos, o padrão de reprodução ao longo do ano possa apresentar diferenças.

Devido à ocorrência de extinções locais, a sobrevivência da população depende da recolonização dos fragmentos de habitat; se tais fragmentos podem ou não ser recolonizados dependerá da eficácia das dispersões de indivíduos através da

paisagem (Fahrig & Merriam 1994). A variação no parâmetro sobrevivência de fêmeas dispersoras indicou uma sensibilidade alta do modelo, onde uma redução da sobrevivência das fêmeas dispersoras em 10% casou um aumento de 16% na probabilidade de extinção da metapopulação, ao passo que um aumento em 10% no mesmo parâmetro apresentou probabilidade de extinção igual a zero, ambos significativos. A movimentação de muriquis pelo solo entre fragmentos florestais próximos já foi registrado por técnicos do Projeto Muriqui – ES em SMJ, mostrando que há uma determinada permeabilidade da matriz para locomoção desses animais. Isto indica que mesmo em regiões onde não haja conexão de um fragmento a outro, pode haver dispersão através da matriz, aumentando desta forma as chances de dispersão.

Existem muitos fatores que podem aumentar o risco de extinção que são difíceis ou praticamente impossíveis de estimar durante um determinado período de tempo, tais como as catástrofes naturais (Molur et al. 2005). Entretanto, é importante modelar o impacto inicial das catástrofes, mesmo se a sua ocorrência não for conhecida, a fim de se ter estratégias de manejo como instrumento que possa enfrentar tais eventualidades (Nilsson, 2003). A imprevisibilidade do clima através de períodos longos de tempo é muitas vezes a causa de extinções ocasionais de populações pequenas, já que tais populações podem sofrer maiores flutuações em número e comportamento em resposta a anos atípicos (Foster 1980). Sabe-se apenas de um evento que poderia ser caracterizado como uma catástrofe por tempestade na região de SMJ, que ocorreu há cerca de 20 anos e ocasionou a destruição de parte da mata que formava o fragmento onde se encontra a subpopulação A. Atualmente, a subpopulação A é caracterizada por apresentar uma densidade de 0,11 ind/ha, um valor bem inferior ao da densidade máxima conhecida para a espécie em SMJ (0,24 ind/ha), mas não se pode afirmar que tal evento tenha afetado esta subpopulação.

Incêndios contribuíram significativamente para a destruição da Mata Atlântica (Dean 1996). Atividades agropecuárias ao redor de fragmentos, principalmente quando se faz uso do fogo, podem torná-los altamente vulneráveis, embora os efeitos de incêndios na Mata Atlântica sejam pobremente conhecidos (Castellani 1986 *apud* Chiarello 2003). Os modelos mostram a importância em se manter um sistema livre de incêndio, pois mesmo que a metapopulação possua determinada resistência a este

impacto, considerando uma taxa baixa de ocorrência, o efeito do incêndio não se restringe apenas a impactar a sobrevivência e a reprodução, mas pode atuar indiretamente através da redução da área dos fragmentos e da conectividade entre fragmentos, como referido por Brito e Fernandez (2000b, 2002) e Brito (2002), estudando uma metapopulação da cuíca *Micoureus paraguayanus* em fragmentos de Mata Atlântica.

Um problema fundamental na biologia da conservação é o risco de endogamia em populações fragmentadas e em declínio (Soulé 1987; Frankham 1995a; Sherwin & Moritz 2000). Sabe-se que a endogamia influencia importantes determinantes da aptidão (*fitness*) tais como a fecundidade, sobrevivência, crescimento e suscetibilidade ao estresse ambiental (Cnrokrak & Roff 1999; DeRose & Roff 1999), além de evidências empíricas que demonstram que populações com endogamia enfrentam um risco mais elevado de extinção (Frankham 1995b; Saccheri et al. 1998; Nieminen et al. 2001). Além disso, fatores genéticos tais como o padrão de expressão de alelos deletérios em um dado ambiente e o efeito da história passada incluindo a remoção de alelos deletérios são importantes para o entendimento dos possíveis riscos de depressão endogâmica, entretanto, para muitas ou quase todas as espécies animais ameaçadas, esses parâmetros são desconhecidos (Björklund 2003).

A adição de efeitos endogâmicos ao modelo aumentou significativamente a probabilidade de extinção da metapopulação ($PE > 5\%$), entretanto, levando em conta o cenário modelado, pode-se considerar que a endogamia não é um fator crítico para a persistência da espécie, já que outros fatores já mencionados se mostraram mais severos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aguirre, A. C. 1971. O mono *Brachyteles arachnoides* (E. Geoffroy). Anais da Academia Brasileira de Ciência, Rio de Janeiro.

Akçakaya, H. R. 2000. Viability analyses with habitat-based metapopulation models. *Population Ecology* 42: 45-53.

Armbruster, P., P. Fernando, & R. Lande. 1999. Time frames for population viability analysis of species with long generations: an example with Asian elephants. *Animal Conservation* 2: 69-73.

Armbruster, P., & R. Lande. 1993. A population viability analysis for African elephant (*Loxodonta africana*): how big should reserves be? *Conservation Biology* 7: 602-610.

Armenteras, D., F. Gast, & H. Villareal, H. 2003. Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation* 113: 245-256.

Baguette, M. 2003. Local population dynamics are important to the conservation of metapopulations in highly fragmented landscapes. *Journal of Applied Ecology* 40: 404-412.

Baguette, M., S. Petit, & F. Quéva. 2000. Population spatial structure and migration of three butterfly species within the same habitat network: consequences for conservation. *Journal of Applied Ecology* 37: 100-108.

Ballou J.D. 1992. Small population overview. In: Lacy R.C. and Kreeger T. (eds), *VORTEX: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 5 User's Manual*, pp 40-49. Conservation Breeding Specialist Group (CBSG-SSC/IUCN), Apple Valley.

Bierdermann, R. 2000. Metapopulation dynamics of the froghopper *Neophilaenus albipennis* (Homoptera, Cercopidae) - what is the minimum viable metapopulation size? *Journal of Insect Conservation* 4: 99-107.

Björklund, M. 2003. The risk of inbreeding due to habitat loss in the lion (*Panthera leo*). *Conservation Genetics* 4: 515-523.

Bodmer, R. E., J. F. Eisenberg, K. H. Redford, 1997. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conservation Biology* 11 (2): 460-466.

Boyce, M. S. 1992. Population viability analysis. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 481–506.

Brito, D., & F. A. S. Fernandez. 2002. Patch relative importance to metapopulation viability: the Neotropical marsupial *Micoureus demerarae* as a case study. *Animal Conservation* 5: 45-51.

Brito, D., & F. A. S. Fernandez. 2000a. Dealing with extinction is forever: Understanding the risks faced by small populations. *Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science* 52 (3): 161-170.

Brito, D., & F. A. S. Fernandez. 2000b. Metapopulation viability of the marsupial *Micoureus demerarae* in small Atlantic forest fragments in south-eastern Brazil. *Animal Conservation* 3: 201-209.

Brito, D., & G. A. B. Fonseca. 2007. Demographic consequences of population subdivision on the long-furred woolly mouse opossum (*Micoureus paraguayanus*) from the Atlantic Forest. *Acta Oecologica* 31: 60-68.

Camara, I. G. & D. R. Mittermeier. 1984. Genetic diversity, endemism and protected areas: a case study of the endangered primates of Brazil's Forest Region. In McNeely, J. M. and K. R. Miller, editores. *National Parks, Conservation, and Development*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.

Carmo, L. P., I. S. Berger, & S. L. Mendes. 2003. Ocorrência do muriqui, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae), em fragmentos florestais do município de Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo. Página 223 in II Congresso Brasileiro de Mastozoologia – Livro de Resumos. Belo Horizonte, Minas Gerais.

Castellani, T. T. 1986. Sucessão secundária inicial em mata tropical semi-decídua, após perturbação por fogo. Tese de mestrado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, Brasil.

Caughley, G. 1994. Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology* 63: 215-244.

Caughley G., & A. Gunn. 1996. *Conservation biology in theory and practice*. Blackwell, Cambridge.

Chiarello, A. G. 2003. Primates of the Brazilian Atlantic Forest: the influence of florest fragmentation on survival. Páginas 99-121 in Marsh, L.K., editores. *Primates in Fragments: Ecology and Conservation*. Kluwer Academic / Plenum Publishers.

Chiarello, A. G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in southeastern Brazil. *Biological Conservation* 89: 71-82.

Collinge, S. K. 2001. Spatial ecology and biological conservation. *Biological Conservation* 100: 1-2.

Cnrokrak, P., & D. A. Roff. 1999. Inbreeding depression in the wild. *Heredity* 83: 260-270.

Costa, L. P., Y. R. L. Leite, S. L. Mendes, & A. D. Ditchfield. 2005. Mammal conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19 (3): 672-679.

Day, J. R. & H. P. Possingham. 1995. A stochastic metapopulation model with variability in patch size and position. *Theoretical Population Biology* 48: 333-360.

Dean, W. 1996. *A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. Companhia das Letras, São Paulo.

DeRose, M. A., & D. A. Roff. 1999. A comparison of inbreeding depression in life-history and morphological traits in animals. *Evolution* 53: 1288-1292.

Estrada, A., & R. Coates-Estrada. 1996. Tropical rain forest fragmentation and wild populations of primates at Los Tuxtlas, Mexico. *International Journal of Primatology* 17: 759-783.

Fahring, L., & G. Merriam. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8 (1): 50-59.

Foose, T. J. 1993. Riders of the last ark: the role of captive breeding in conservation strategies. Páginas 149-178 in Kaufman L. & K. Mallory, editores. *The Last Extinction*. MIT Press & New England Aquarium, Cambridge.

Foster, R. B. 1980. Heterogeneity and disturbance in tropical vegetation. Páginas 75-92 in Soulé, M. E., & B. A. Wilcox, editores. *Conservation Biology: An evolutionary-ecological perspective*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.

Foose, T. J., R. Lande, N. R. Flesness, G. Rabb & B. Read. 1986. Propagation plans. *Zoo Biology* 5: 139-146.

Frankham, R. 1995a. Conservation genetics. *Annual Review of Genetics* 29: 305-327.

Frankham, R. 1995b. Inbreeding and extinction: a threshold effect. *Conservation Biology* 9: 792-799.

Gautestad, A. O., & Mysterud, I. 2005. Intrinsic Scaling Complexity in Animal Dispersion and Abundance. *The American Naturalist* 165 (1): 44-55.

Gilpin, M. E., & M. E. Soulé. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. Páginas 19-34 in Soulé, M. E., editor. *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, MA.

Groom, M. J. Quantifying patterns of deforestation. 1994. In Meffe, G. K., & C. R. Carroll. *Principles of conservation biology*. Sinauer Associates.

Hanski, I. 1999. Metapopulation ecology. Oxford University Press, Oxford.

Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396: 41-49.

Hanski, I. A. 1994. Spatial scale, patchiness and population dynamics on land. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 343: 19-25.

Hanski, I., & M. E. Gilpin. 1997. *Metapopulation Biology: Ecology, Genetics, and Evolution*. Academic Press, New York.

Hanski, I., & D. Simberloff. 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation. Páginas 5-26 in *Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution*. Hanski, I & Gilpin, M. E. (eds). Academic Press, San Diego.

Hill, J. K., C. D. Thomas, & O. T. Lewis. 1996. Effects of habitat patch size and isolation on dispersal by *Hesperia comma* butterflies: implications for metapopulation structure. *Journal of Animal Ecology* 65: 725- 735.

IPEMA. 2005. *Conservação da Mata Atlântica no Estado do Espírito Santo: Cobertura Florestal e Unidades de Conservação*. Programa Centros para a Conservação da Biodiversidade – Conservação Internacional do Brasil. Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica, Vitória.

Kinzey, W. G. 1982. Distribution of primates and forests refuges. Páginas 55-482 in Prance, G. T., editor. *Biological diversification in the tropics*. Columbia University Press, New York.

Laurance, S. G., & W. F. Laurance. 1999. Tropical wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal mammals. *Biological Conservation* 91: 231-239.

Lindenmayer, D. B., & R. C. Lacy. 1995a. Metapopulation viability of leadbeater's possum, *Gymnobelideus leadbeateri*, in fragmented old-growth forests. *Ecological Applications* 5 (1): 164-182.

Lindenmayer D. B., & R. C. Lacy. 1995b. 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. *Biological Conservation* 73: 119-129.

Lindenmayer, D. B., & R. Peakall. 2000. The tumult experiment – integrating demographic and genetic studies to unravel fragmentation effects: a case study of the native bush rat. In Young, A. G. e G. M. Clarke, editores. *Genetics, Demography and Viability of Fragmented Populations*. Cambridge University Press, New York.

Marmontel, M., S. R. Humphrey, & T. J. O'Shea. 1997. Population viability analysis of the Florida Manatee (*Trichechus manatus latirostris*), 1976–1991. *Conservation Biology* 11: 467–481.

McCarthy, M. A., M. A. Burgman, & S. Ferson. 1995. Sensitivity analysis for models of population viability. *Biological Conservation* 73: 93-100.

McCullough, D. R. 1996. *Metapopulations and wildlife conservation*. Island Press, Washington.

Mendes, S. L., F. R. Melo, J. P. Boubli, L. G. Dias, K. B. Strier, V. Fagundes, B. Cosenza, & P. De Marco Jr. 2005. Plano de Manejo do Muriqui-do-Norte, *Brachyteles hypoxanthus*. Relatório não publicado. PROBIO/MMA.

Mendes, S. L., R. R. Santos, & L. P. Carmo. 2007. Conserving the northern muriqui in Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo. *Neotropical Primates Special Number*: no prelo.

Mittermeier, R. A., C. M. C. Valle, M. C. Alves, I. B. Santos, C. A. M. Pinto, K. B. Strier, A. L. Young, E. M. Veado, I. D. Constable, S. G. Paccagnella, & R. M.

Lemos de Sá. 1987. Current distribution of the muriqui in the Atlantic Forest region of Eastern Brazil. *Primate Conservation* 8: 143-149.

Mittermeier, R. A., C. Valladares-Pádua, A. B. Rylands, A. A. Eudey, T. M. Butynski, J. U. Ghanzorn, R. Kormos, J. M. Aguiar, & S. Walker. 2006. Primates in Peril: the world's 25 most endangered primates, 2004-2006. *Primate Conservation* 20: 1-28.

Moilanen, A., & I. Hanski. 1998. Metapopulation dynamics: effects of habitat quality and landscape structure. *Ecology* 79 (7): 2503-2515.

Molur, S., S. Walker, A. Islam, P. Miler, C. Srinivasulu, P. O. Nameer, B. A. Daniel, & L. Ravikumar. 2005. Conservation of western hollock gibbon (*Hoolock hoolock hoolock*) in India and Bangladesh. Zoo Outreach Organisation / CBSG-South Asia, Coimbatore, India.

Morellato, L., P. C., & C. F. B. Haddad. 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 32 (4): 786-792.

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

Nieminen, M., M. C. Singer, W. Fortelius, K. Schöps, & I. Hanski. 2001. Experimental confirmation that inbreeding depression increases extinction risk in butterfly populations. *The American Naturalist* 157: 237-244.

Nilsson, T. 2003. Integrating effects of hunting policy, catastrophic events, and inbreeding depression, in PVA simulation: the Scandinavian wolf populations as an example. *Biological Conservation* 115: 227-239.

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

Peres, C. A. 1996. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *Tayassu tajacu* in hunted and unhunted Amazonian forests. *Biological Conservation* 77: 115-123.

Peres, C. A. 1990. Effects of hunting on western Amazonian primate communities. *Biological Conservation* 54: 47-59.

Printes R. C., & K. B. Strier 1999. Dispersão de fêmeas adolescentes de muriquis (*Brachyteles arachnoides*, E. Geoffroy 1806) dos grupos de nascimento da Estação Biológica de Caratinga (Minas Gerais, Brasil): implicações para a conservação. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais.

Ralls, K., J. D. Ballou, & A. R. Templeton. 1988. Estimates of lethal equivalents and the cost of inbreeding in mammals. *Conservation Biology* 2, 185-193.

Redford, K. H. & Robinson, J. G. 1991. Park size and the conservation of forest mammals in Latin America. Páginas 227-234 in Mares, M. A., & D. J. Schmidly, editores. *Latin America Mammalogy, History and Conservation*. University of Oklahoma Press, Oklahoma.

Reed, D. H., J. J. O'Grady, B. W. Brook, Ballou, J. D., & Frankham. 2003. Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. *Biological Conservation* 113: 23-34.

Reed, J. M., D. D. Murphy, & P. F. Brussard. 1998. Efficacy of population viability analysis. *Wildlife Society Bulletin* 26: 244-251.

Ritters, K., J. Wickham, R. O'Neill, B. Jones, & E. Smith. 1999. Global-scale patterns of forest fragmentation. *Conservation Ecology* 4 (2): 3. Disponível em <http://www.consecol.org/vol4/iss2/art3> (acessado em novembro de 2006).

Robinson, J. G. 1996. Hunting wildlife in forest patches: an ephemeral resource. Páginas 111-130 in Schelhas, J., & R. Greenberg editores. *Forest Patches in Tropical Landscapes*. Island Press, Washington, DC.

Rylands A., K. B. Strier, R. Mittermier, J. Borovansky, & U. S. Seal. 1998. Population and Habitat Viability Assessment workshop for the Muriqui *Brachyteles arachnoids*. CBSG, Apple Valey, MN.

Saccheri, I., M. Kuussaari, M. Kankare, P. Vikman, W. Fortelius, & I. Hanski. 1998. Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation. *Nature* 392: 491–494.

SEBRAE-ES. 1998. Inventário de oferta turística do município de Santa Maria de Jetibá. Disponível em: <http://www.sebraees.com.br/arquivos/Santa%20Maria%20de%20Jetib%C3%A1.pdf> (Acessado em Julho de 2005).

Saunders, D. A., R. J. Hobbs, & C. R. Margules. 1991. Biological Consequences of ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology* 5 (1): 18-32.

Shaffer, M. L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *Bioscience* 31: 131-134.

Sherwin, W., & C. Moritz, C. 2000. Managing and monitoring genetic erosion. Páginas 9-34 in Young, A.G., & G. M. Clarke, editores. *Genetics, Demography and Viability of Fragmented Populations*. Cambridge University Press, Cambridge.

Soulé, M. E. 1987. *Viable populations for conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.

Soulé, M. E. 1980. Thresholds for survival: maintaining fitness and evolutionary potential. Páginas 151-169 in Soulé, M. E., & Wilcox, B. A. *Conservation Biology: an evolutionary-ecological perspective*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts.

Stith, B. M., G. E. Fitzpatrick, G. E. Woolfenden, & B. Pranty. 1996. Classification and conservation of metapopulations: a case study of the Florida scrub jay. Páginas 187-215 in McCullough, D.R. editor. *Metapopulations and wildlife conservation*. Island Press, Washington, D.C.

Strier, K. B. 2000. Population viabilities and conservation implications for muriquis (*Brachyteles arachnoides*) in Brazil's Atlantic Forest. *Biotropica* 32 (4b): 903-913.

Strier K. B. 1996. Reproductive ecology of female muriquis (*Brachyteles arachnoides*). Páginas 511-132 in Norconk, M. A., A. L. Rosenberger, P. A. Garber, editores. *Adaptative radiations of Neotropical Primates*. Illinois, Plenum Press.

Strier, K. B. 1992. *Faces in the forest, the endangered muriqui monkeys of Brazil*. Oxford University Press, New York.

Strier, K. B., J. P. Boubli, C. B. Possamai, & S. L. Mendes. 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., & T. E. Ziegler. 2000. Lack of pubertal influences on female dispersal in muriqui monkeys, *Brachyteles arachnoides*. *Animal Behavior* 59: 849-860.

Thrall, P. H., J. J. Burdon, & B. B. Murray. 2000. The metapopulation paradigm: a fragmented view of conservation biology. Páginas 75-95 in Young, A.G., & G. M. Clarke. *Genetics, Demography and Viability of Fragmented Populations*. Cambridge University Press, Cambridge.

Tilman, D., R. M. May, C. L. Lehman, & M. A. Nowak. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65-66.

Turner, I. M., & R. T. Corlett. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Tree* 11(8): 330-333.

Werikhe, S., L. Macfie, N. Rosen, & P. Miller. 1998. *Can the mountain gorilla survive? Population and habitat viability assessment for Gorilla gorilla beringei*. CBSG, Apple Valley, MN.

Wielgus, R. B. 2002. Minimum viable population and reserve sizes for naturally regulated grizzly bears in British Columbia. *Biological Conservation* 106: 381-388.

Zar, J. H. 1996. *Bioestatistical Analisis*. New Jersey: Prentice Hall.