



Universidade Federal de Minas Gerais
Programa de Pós-Graduação em Ecologia conservação e Manejo da Vida Silvestre

Levantamento Populacional e Manejo de Quatis (PROCYONIDAE: *Nasua nasua*) no Parque das Mangabeiras, Belo Horizonte, MG



NADJA SIMBERA HEMETRIO

Belo Horizonte
2011

NADJA SIMBERA HEMETRIO

Levantamento Populacional e Manejo de Quatis (PROCYONIDAE: *Nasua nasua*) no Parque das Mangabeiras, Belo Horizonte, MG

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Flávio Henrique Guimarães Rodrigues, PhD.

BELO HORIZONTE
2011

“Fiquei olhando esse quati que não sabe quem é. Imagino: se o homem o leva para brincar na praça, tem uma hora que o quati se constrange todo: "mas, santo Deus, por que é que os cachorros me olham tanto?" Imagino também que, depois de um perfeito dia de cachorro, o quati se diga melancólico, olhando as estrelas: "que tenho afinal? que me falta? sou tão feliz como qualquer cachorro, por que então este vazio, esta nostalgia/ que ânsia é esta, como se eu só amasse o que não conheço?" E o homem, o único a poder de livrá-lo da pergunta, esse homem nunca lhe dirá para não perdê-lo para sempre. Penso também na iminência de ódio que há no quati. Ele sente amor e gratidão pelo homem. Mas por dentro não há como a verdade deixar de existir: e o quati só não percebe que o odeia porque está vitalmente confuso. Mas se ao quati fosse de súbito revelado o mistério de sua verdadeira natureza? Treme ao pensar no fatal acaso que fizesse esse quati inesperadamente defrontar-se com outro quati, e nele reconhecer-se, ao pensar nesse instante em que ele ia sentir o mais feliz pudor que nos é dado: eu... nós... Bem sei, ele teria direito, quando soubesse, de massacrar o homem com o ódio pelo que de pior um ser pode fazer a outro ser - adulterar-lhe a essência a fim de usá-lo. Eu sou pelo bicho, tomo o partido das vítimas do amor ruim. Mas imploro ao quati que perdoe ao homem, e que o perdoe com muito amor. Antes de abandoná-lo, é claro.”

Um amor conquistado, de Clarice Lispector

SUMÁRIO

| | |
|---|-----|
| Agradecimentos | V |
| Lista de figuras | IX |
| Lista de tabelas | XII |
| Capítulo I – Levantamento populacional de quatis (PROCYONIDAE: <i>Nasua nasua</i>) no Parque das Mangabeiras, Belo Horizonte, MG | 1 |
| Resumo..... | 1 |
| Abstract..... | 3 |
| Introdução..... | 5 |
| Área de estudo..... | 8 |
| Métodos..... | 12 |
| <i>Estimativa populacional e densidade</i> | 12 |
| <i>Estrutura etária e razão sexual</i> | 14 |
| <i>Análise dos dados</i> | 15 |
| Resultados..... | 18 |
| <i>Estimativa populacional e densidade</i> | 18 |
| <i>Estrutura etária e razão sexual</i> | 26 |
| Discussão..... | 28 |
| <i>Estimativa populacional e densidade</i> | 28 |
| <i>Estrutura etária e razão sexual</i> | 37 |
| Recomendações para o manejo..... | 39 |
| Referências..... | 40 |
| | |
| Capítulo II - Modelagem de Ações de Manejo para uma População de Quatis (PROCYONIDAE: <i>Nasua nasua</i>) | 54 |
| Resumo..... | 54 |
| Abstract..... | 56 |
| Introdução..... | 58 |

| | |
|--|----|
| Métodos..... | 61 |
| Resultados..... | 65 |
| Discussão..... | 76 |
| Referências..... | 81 |
| Anexo I- Histórico dos quatis no Parque das Mangabeiras..... | 89 |
| Anexo II- Redução da capacidade suporte..... | 92 |
| Anexo III - Redução do número de indivíduos reprodutivos..... | 93 |
| Anexo IV - Remoção de indivíduos..... | 99 |

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus amados pais por todo o apoio, por acreditarem em mim, por sonharem também o meu sonho. Aos meus irmãos (Igor e Ingrid) pelo amor e paciência. Aos meus tios e primos pela força (família é tudo de bom!).

Ao Léo pela cumplicidade, por querer sempre me dar um empurrãozinho para que eu continuasse a caminhada, pela compreensão e principalmente por seu amor.

Ao meu orientador Flávio Rodrigues, por ter aceitado participar desta empreitada, pela amizade, paciência, conselhos, piadas fora de hora e por todas as assinaturas super urgentes.

Um super obrigada a toda equipe do Projeto Quatis que trabalhou muito durante seus quatro anos de existência. Em especial aos estagiários Lara Ambrósio (meu braço direito, esquerdo e também minhas pernas), Daniele Barcelos (que quase chorou na primeira vez que pegou num quati), Wander Mesquita (a força bruta do projeto), Flávia Franchini (sempre ansiosa em aprender), Ana Flávia (Flor do dia!), Guá (e seu abraço de Muriqui). Aos veterinários Paula Senra, Júlia Gonçalves, Simone Santos, Alessandra Vitelli, Marcela Ortiz (Fofis), Rogério Venâncio, George Marinuzzi, Merith Yves, Anna (é muita gente nesse projeto!).

Ao pessoal do Laboratório de Ecologia de Mamíferos (Mameco) pela amizade, disposição para ajudar, pela alegria: Marina Portugal, Ericson Sousa, Cris Apolônia, Waldney Martins, Carolina Rocha, Carolina Cheida, Gitana Cavalcanti, Renato Hilário (Tchober), Raquel Santos, Mirinha, Marcelão, Vitim, Hellem, Tadeu, Dieguito, EU AMO MUITO TODOS VOCÊS!

Ao Thiago Cavanelas por me confiar este projeto.

À toda equipe do Parque das Mangabeiras. Aos motoristas pela paciência e alegria, seguranças pelo zelo, ao Rogério Pena que ajudou a alavancar o projeto em seu início, ao Emilson que sempre esteve lá para dar uma força, ao Marquinho por partilhar sua experiência sobre os quatis, por cuidar bem deles, ao Geso que trabalhou muito ao lado da nossa equipe, ao Salvador, a Simone pelo almoço, ao Luiz Santana pela paciência (eu ainda sou chatinha?).

Ao Adriano Paglia e Raquel Teixeira pelos ensinamentos e sugestões.

Ao Clube do Bolinha (Fabrício Santos e Mario Cozzuol) que aconselhou muito a conselheira.

Ao pessoal da Paleontologia pelo café pré-histórico que salvava o dia.

Às professoras Paulina Maia (mãezona), Claudia Jacobi e Marta Svartman.

À equipe da USP que quebrava um galho quando estava em Belo Horizonte.

Ao Daniel Vilela e sua equipe do CETAS/IBAMA, ao Leonardo Maciel e equipe da Clínica Animal Center que recebiam e tratavam os quatis que apareciam doentes.

Aos amigos do Céu Azul, em especial à Cáthia (best friend), Priscila, Marcos Costa e Raquel Fernandes (“advogada do projeto”).

Aos amigos da 200302 Caetano, Fernanda Cristina, Atenágoras (Tetê), Babi, Cacá, Rau (vulgo Anderson) e Daniel Coscarelli que me apóiam desde os primórdios.

Aos amigos da pós Mariane Lobato, Izabela Abreu, Cristina Telhado e principalmente à Marcela (companheira do trabalho noturno e que me lembrava que é preciso dormir).

Às amigas Clarice, Akemi e Fernandinha Xavier.

Ao Marcos Junqueira pelas informações.

À Havana (minha cadela) que me faz companhia desde a monografia.

Ao Delorean (meu uninho guerreiro) e Caveirão (ônibus da brigada de incêndio) por nos conduzir ao trabalho carregando muita alegria.

À Fundação de Parque Municipais de Belo Horizonte pelos equipamentos e logística.

À Fundação o Boticário de Proteção à Natureza (agora Grupo Boticário) pelo financiamento do projeto entre os anos de 2009 e 2010 através do Instituto Pró-Carnívoros.

À US Fish/ FAPEMIG pelas diárias de campo.

À Virbac pela doação de anestésicos no início do projeto.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre por todo o suporte.

À CAPES pela bolsa de mestrado.

Um obrigada mais do que especial ao meu grande amigo Luis Diego Alfaro Alvarado que esteve muito presente mesmo quando estava da Costa Rica. Dieguito, este trabalho não seria possível se não fosse a sua grande ajuda. Se não bastasse, ainda tem o Diego Pujoni a quem sou muito grata pela paciência em ensinar a tal da estatística e agüentar a minha ansiedade.

A todos aqueles que, de alguma forma, apoiaram o Projeto Quatis.

E, finalmente, aos quatis que se deixaram capturar.

LISTA DE FIGURAS

Capítulo I

- Figura 1** - Localização do Parque das Mangabeiras. Fonte: Mapas do Geominas (arquivos digitais) e Prodabel.....**9**
- Figura 2**- Vegetação do Parque das Mangabeiras. Fonte: Plano de Manejo do Parque Municipal das Mangabeiras (em elaboração), Fundação de Parques Municipais, Prefeitura de Belo Horizonte.....**10**
- Figura 3** - Médias mensais de temperatura e precipitação no Parque das Mangabeiras entre os anos de 2008 e 2009. Fonte: INMET.....**10**
- Figura 4** – Parque das Mangabeiras, mostrando a ocupação urbana em seu entorno. (Satélite Quickbird, 2005).....**11**
- Figura 5** – A - Gráfico de dispersão com resíduos produzidos pela frequência de captura entre os meses de janeiro e dezembro de 2010. B - Gráfico de dispersão com resíduos produzidos pela frequência de captura entre os meses de janeiro e dezembro de 2010 com retirada de indivíduos “trap-happy”. C - Gráfico de dispersão com resíduos produzidos pela frequência de captura entre os meses de abril e dezembro de 2010. D - Gráfico de dispersão com resíduos produzidos pela frequência de captura entre os meses de abril e dezembro de 2010 com retirada de indivíduos “trap-happy”.....**21**
- Figura 6** – Área efetivamente amostrada no ano de 2008 no Parque das Mangabeiras e região. (Fonte: Google Earth).....**23**
- Figura 7** - Área efetivamente amostrada no ano de 2009 no Parque das Mangabeiras e região. (Fonte: Google Earth).....**24**
- Figura 8** - Área efetivamente amostrada no ano de 2010 no Parque das Mangabeiras e região. (Fonte: Google Earth).....**25**
- Figura 9** - Estruturas etárias da população de quatis do Parque das Mangabeiras nos anos de 2008, 2009 e 2010, respectivamente.....**27**

Capítulo II

Figura 10 - Variação do número de indivíduos da população teórica de quatis com a redução anual da capacidade suporte (K), em porcentagem. No gráfico à esquerda a reprodução é independente da densidade e à direita a reprodução depende da densidade. Em ambos, destaque para a meta da ação de manejo.....66

Figura 11 – Variação da probabilidade de extinção da população teórica de quatis com a redução da capacidade suporte e destaque da redução segura. No gráfico da esquerda a reprodução é independente da densidade e da direita a reprodução depende da densidade.....66

Figura 12 – Variação do número de indivíduos da população teórica de quatis com a redução da taxa reprodutiva de fêmeas, machos e ambos os sexos. No gráfico à esquerda a reprodução é independente da densidade e à direita a reprodução depende da densidade. Em ambos, destaque para a meta da ação de manejo.....67

Figura 13 - Variação da probabilidade de extinção da população teórica de quatis com a redução do número de fêmeas, machos e indivíduos de ambos os sexos reproduzindo. À esquerda a reprodução é independente da densidade e à direita a reprodução depende da densidade. Destaque da zona de redução segura.....67

Figura 14 – Variação do número de indivíduos e da probabilidade de extinção da população teórica de quatis com a remoção de indivíduos nas proporções 1 macho para uma fêmea (1M:1F), 1M:2F, 2M:1F, 1M:0F, 0M:1F. Estão representadas as variações com reprodução dependente (RDD) e independente da densidade (RID). Destaque para a redução segura (em azul) e meta das ações de manejo (em cor de rosa).....69

Figura 15 – Número de indivíduos na população teórica de quatis (da esquerda para direita, RID e RDD) e probabilidade de extinção ao longo de cem anos (da esquerda para direita, RID e RDD) após a redução da capacidade suporte em 13% durante dois anos e diminuição de machos e fêmeas reprodutivos de 70 para 28%.....75

Figura 16 - Número de indivíduos na população teórica de quatis (da esquerda para direita, RID e RDD) e probabilidade de extinção ao longo de cem anos (da esquerda para direita, RID e RDD) após a redução da capacidade suporte em 13,5% durante dois anos e diminuição de fêmeas reprodutivas de 70 para 26,5%.....75

Figura 17 - Número de indivíduos na população teórica de quatis (da esquerda para direita, RID e RDD) e probabilidade de extinção ao longo de cem anos (da esquerda para direita, RID e RDD) após a redução da capacidade suporte em 10% durante dois anos e diminuição de fêmeas reprodutivas de 70 para 23%.....75

Figura 18 - Número de indivíduos na população teórica de quatis (da esquerda para direita, RID e RDD) e probabilidade de extinção ao longo de cem anos (da esquerda para direita, RID e RDD) após a redução da capacidade suporte em 15% durante dois anos e diminuição de fêmeas reprodutivas de 70 para 25%.....**75**

Figura 19 - Número de indivíduos na população teórica de quatis (da esquerda para direita, RID e RDD) e probabilidade de extinção ao longo de cem anos (da esquerda para direita, RID e RDD) após a diminuição de fêmeas reprodutivas de 70 para 19%.....**76**

LISTA DE TABELAS

Capítulo I

- Tabela 1** - Sucesso de Captura de quatis no Parque das Mangabeiras entre os anos de 2008 e 2010.....**18**
- Tabela 2** - Modelos testados para cálculo do tamanho populacional de quatis pelo método de Jolly-Seber, no Parque das Mangabeiras, Belo Horizonte, MG, no ano de 2010.....**19**
- Tabela 3** - Probabilidade de captura, abundância, sobrevivência e chegada de indivíduos na população de quatis do Parque das Mangabeiras no ano de 2010. Legenda - NA: não se aplica.....**22**
- Tabela 4** - Probabilidade de captura, abundância, sobrevivência e chegada de indivíduos na população de quatis do Parque das Mangabeiras de abril a dezembro de 2010 com retirada de indivíduos *trap happy*. Legenda - NA: não se aplica.....**22**
- Tabela 5** - Distribuição dos quatis capturados no Parque das Mangabeiras em classes etárias e sexos.....**26**
- Tabela 6** - Porcentagem de indivíduos em cada classe etária entre os anos de 2007 e 2010 no Parque das Mangabeiras (*Nasua nasua*) e em Barro Colorado (*N. narica*). Legenda - BC: Barro Colorado.....**26**
- Tabela 7** - Densidades encontradas para as quatro espécies de quati.....**33**

Capítulo II

- Tabela 8** - Parâmetros populacionais utilizados para a construção da população teórica de quatis (*Nasua nasua*).....**63**
- Tabela 9** – Redução anual da capacidade suporte (K) em porcentagem com duração de 2; 5 e 10 anos, classificação do risco das reduções e alcance da meta do tamanho populacional com reprodução dependente e independente da densidade.....**66**
- Tabela 10** - Classificação do risco das porcentagens de indivíduos reproduzindo independente e dependente da densidade e alcance da meta do tamanho populacional.....**67**
- Tabela 11** - Classificação do risco das remoções de indivíduos com reprodução independente da densidade e situação em relação à meta da ação de manejo.....**68**
- Tabela 12** - Classificação do risco das remoções de indivíduos com reprodução dependente da densidade e situação em relação à meta da ação de manejo.....**68**

| | |
|---|-----------|
| Tabela 13 - Combinações da redução da capacidade suporte e de indivíduos reprodutivos em que houve alcance da meta e categorias de risco com reprodução independente da densidade..... | 70 |
| Tabela 14 - Combinações da redução da capacidade suporte e de indivíduos reprodutivos em que houve alcance da meta e categorias de risco com reprodução dependente da densidade..... | 71 |
| Tabela 15 - Custos do manejo da capacidade suporte..... | 72 |
| Tabela 16 - Custos por animal de possíveis ações de manejo reprodutivo..... | 73 |
| Tabela 17 - Gastos com a captura de quatis durante uma campanha de um mês..... | 74 |
| Tabela 18 - Lista das opções de manejo mais viáveis..... | 74 |

- Capítulo I-

Levantamento populacional de quatis (PROCYONIDAE: *Nasua nasua*) no Parque das Mangabeiras, Belo Horizonte, MG

RESUMO

O Parque das Mangabeiras (236 ha) é um fragmento urbano em área de transição entre os biomas Mata Atlântica e Cerrado, localizado no município de Belo Horizonte, MG. No ano de 2007, um estudo realizado no local verificou uma alta densidade de quatis (*Nasua nasua*), indicando a necessidade do monitoramento da abundância da espécie. O método de captura-marcação-recaptura foi empregado para estimar a população de quatis do local entre os anos de 2008 e 2010. Ao todo foram capturados 106 quatis, num esforço amostral de 4.500 armadilhas-dia e um sucesso de captura que variou entre 1,13% e 6,73%, sendo menor nos períodos em que foram utilizadas armadilhas de gancho, em relação àqueles em que foram empregadas armadilhas de pedal ($t = 63,12$; $GL = 1$; $p < 0,0001$). Os indivíduos capturados foram divididos em classes etárias (jovens, sub-adultos e adultos) de acordo com seu peso. Não foi observada diferença na proporção de indivíduos em cada classe etária entre nos anos estudados ($X^2 = 3,8677$; $p = 0,43$). A distribuição de indivíduos foi homogênea entre as classes etárias e pode refletir uma alta sobrevivência dos adultos. A população apresentou uma razão sexual 1:1 em todas as classes etárias ($p > 0,05$) e em todos os anos amostrados, exceto os sub-adultos no ano de 2010 ($p = 0,052$). O histórico de capturas foi analisado com o modelo de população aberta e a estimativa foi possível apenas para o ano de 2010, 124

indivíduos $\pm 29,5$, pois a taxa de recaptura foi baixa em 2009 e inexistente em 2008. A área efetivamente amostrada em 2010 foi calculada em 4,13 km² através do mínimo polígono convexo (MPC) acrescido de uma área tampão que considerou a média da distância máxima percorrida pelos indivíduos (MMDM - do inglês, *mean maximum distance moved*). A densidade de quatis em 2010 foi calculada em 30,03 indivíduos/km² e está acima do que seria esperado em condições naturais. A suplementação alimentar (conteúdo de lixeiras e oferta de alimento por visitantes) e a ausência de predadores no local podem ser as causas desta alta densidade que pode acarretar em alterações no ecossistema. O tamanho da população deve ser monitorado e estratégias de manejo, educação ambiental e acondicionamento de lixo, principalmente, devem ser empregados no intuito de controlar a população de quatis.

ABSTRACT

The Mangabeiras Park (236 ha) is an urban fragment in the transition area between the Atlantic Forest and Cerrado biomes, located in the municipality of Belo Horizonte, Minas Gerais. In the year 2007, a study carried out at the site verified a high density of coatis (*Nasua nasua*), indicating the need of monitoring the species abundance. The capture-recapture method was employed to estimate the population of coatis in the site between the years 2008 and 2010. A total 106 coatis were captured, after a sample effort of 4.500 traps/day and with a success rate that varied from 1,13% to 6,73%. Trapping success was smaller in the periods where hook traps were used in relation to those where pedal traps were employed ($t= 63,12$; $GL = 1$; $p < 0,0001$). The individuals captured were divided in age classes (young, sub-adults, adults) according to their weight. No difference was observed in the proportion of individuals in each age class in the years studied ($X^2= 3,8677$; $GL= NA$; $p=0,43$). The distribution of individuals was homogeneous among the age classes and this may reflect a high survival of the adults. The population presented a sex ratio of 1:1 in all age classes ($p > 0,05$) and in all years sampled, with the exception of the sub-adults in 2010 ($p=0,052$). The capture history was assessed with the open population model and the estimation was possible only for the year 2010. Population size was $124 \pm 29,5$ individuals and the recapture rate was low in 2009 and inexistent in 2008. The area effectively sampled in 2010 was 4,13 km² through the minimum polygon convex (MPC) plus a buffer area that considered the mean maximum distance moved (MMDM) by the individuals. Density was estimated at 30,03 individuals/km², which is above of what would be expected in natural conditions. Food supplementation (garbage

cans contents and food offering by visitors) and the absence of predators in the site may be the causes of this high density, which I turn could result in alterations in the ecosystem. The population size must be monitored and management strategies, environmental education and waste conditioning should be employed in order to control the coatis' population.

INTRODUÇÃO

Os quatis (*Nasua nasua* Linnaeus, 1766) são carnívoros de médio porte, membros da família Procyonidae. São animais de hábitos gregários, podendo formar bandos com 30 ou mais indivíduos (Crespo, 1982; Schaller, 1983, Emmons & Feer, 1997) compostos por fêmeas adultas e jovens de ambos os sexos. Acredita-se que os machos adultos são solitários e se unem aos bandos no período de acasalamento. No entanto, já foram observados acompanhando bandos ao longo do ano (Rocha, 2006; Costa *et al.*, 2009).

Habitam preferencialmente ambientes florestados (Schaller, 1983; Emmons & Feer, 1997; Gompper & Decker, 1998; Chiarello, 1999; Eisemberg & Redford, 1999; Nakano-Oliveira, 2002; Trovati, 2004). Sua dieta é generalista e composta principalmente por invertebrados, frutos e pequenos vertebrados (Schaller, 1983; Bisbal, 1986; Redford & Stearman, 1993; Gompper & Decker, 1998; Eisembreg & Redford, 1999; Nakano-Oliveira, 2002; Alves-Costa *et al.*, 2004). Devido à sua plasticidade, alimentam-se de rejeitos em áreas antropizadas (Costa 2003, Alves-Costa *et al.*, 2004).

A espécie é restrita a América do Sul, ocorrendo do Sul da Colômbia até o Norte da Argentina e Uruguai, exceto na planície venezuelana (Decker, 1991; Bisbal, 1989). *N. nasua* é classificada como a décima quinta espécie de mamífero mais abundante em florestas neotropicais, sendo enquadrada na categoria “de ampla distribuição geográfica e alta densidade” (Dobson & Yu, 1993). Apesar disso, ainda é pouco estudada (Beisiegel, 2001), e a maior parte dos estudos sobre quatis baseiam-se na espécie *N. narica* (América Central e Sul da América do Norte).

A densidade de quatis varia muito ao longo de sua área de ocorrência (Gompper & Decker, 1998), sendo alta em áreas urbanizadas, como o Parque do Prosa, em Campo Grande, MS (Costa *et al.*, 2009) e o Parque das Mangabeiras (PqM), Belo Horizonte, MG (Hemetrio, 2007). Neste último local, a densidade de quatis foi estimada em 52,81 indivíduos por km² no ano de 2007 (Hemetrio, 2007). Os animais recebem alimentação dos visitantes do parque e os quatis são freqüentemente visualizados acessando o conteúdo de lixeiras. Existem relatos de que também são alimentados em residências de áreas do entorno. Os predadores de quatis (*Panthera onca*, *Puma concolor*, *Leopardus pardalis* – Crespo, 1982; Schaller, 1983; Emmons, 1987; Redford & Eisenberg, 1992; Jorgeson & Redford, 1993) não estão presentes no PqM. Este fator, somado à suplementação alimentar, pode ser responsável pela abundância da espécie no local.

A área abrigava anteriormente uma mina de ferro, vindo o PqM ser inaugurado em 1982. Funcionários que trabalham no local desde sua criação relatam que nunca visualizavam quatis e que passaram vê-los no início da década de noventa. Alguns contam que a introdução da espécie no local foi uma ação da Polícia Florestal. Os funcionários narram ainda que em determinados pontos do PqM era colocada comida (Frutas diversas, mandioca e batata doce cozidas etc) para cevar os animais. Segundo eles, isto era feito para atrair os animais para gravação de um programa de televisão. Moradores do entorno descrevem que a ação servia para manter os animais dentro do Parque. A colocação dos alimentos acontecia a cada dois dias durante seis meses e pode ter contribuído para o aumento da densidade de quatis. Um estudo realizado por Chaves (2011) corrobora a hipótese de introdução de

quatis, demonstrando que no local houve um efeito fundador seguido de rápido crescimento da população (vide Anexo I).

Os carnívoros bem sucedidos em áreas urbanas, como guaxinins (*Procyon lotor*), coiotes (*Canis latrans*) e raposas vermelhas (*Vulpes vulpes*), partilham algumas características (Gehrt *et al.*, 2010) que também podem ser atribuídas aos quatis, por exemplo o médio porte, a dieta generalista e as altas taxas reprodutivas (Nilon & Pais, 1997; Pickett *et al.*, 2001). Espécies que se alimentam exclusivamente de carne, geralmente são encontradas em baixas densidades, enquanto as mais generalistas que comem insetos e frutas são eventualmente numerosas em diversos habitats (Emmons & Feer, 1997). As fêmeas de quatis se reproduzem com poucos anos de vida, cerca de dois anos (Olifiers, 2010) e as ninhadas são relativamente grandes, variando de dois a sete filhotes (Rocha & Sekiana, 2006). Assim, têm potencial para deixar um grande número de descendentes ao longo de sua vida propiciando a ocorrência de altas densidades quando as condições são favoráveis. O aumento da densidade de espécies de médio porte com hábitos generalistas (mesopredadores) pode, por sua vez, causar alterações drásticas nas comunidades de pequenos vertebrados (Fonseca & Robinson, 1990; Palomares *et al.*, 1995; Rogers & Caro, 1998; Terborgh *et al.*, 1997; Sieving & Karr, 1997; Crooks & Soulé, 1999).

A população de quatis do PqM pode estar em crescimento devido à suplementação de sua dieta e ausência de predadores. Portanto, sua densidade pode ser maior que em outros locais de ocorrência da espécie. É essencial conhecer o tamanho ou densidade de uma população para o seu manejo efetivo (Caughley & Sinclair, 1994). Parâmetros demográficos como

densidade, razão sexual e estrutura etária podem variar ao longo dos anos. Estes aspectos são importantes porque muitas vezes refletem a sobrevivência e produtividade da população. Tais ferramentas podem fornecer indicação sobre o *status* atual e futuro da população. Os dados sobre razão sexual servem como um índice sobre o bem-estar da população (Skalski *et al.*, 2005) e podem ser afetados pela temperatura e condições climáticas (Mysterud *et al.*, 2000; Godfrey & Mrosovsky, 2001), densidade de indivíduos (Kruuk *et al.*, 1999), habilidade competitiva dos sexos (Oddie, 2000), *status* nutricional de fêmeas reprodutoras (Raedeke *et al.*, 2002), predação (Johnson & Sargeant, 1977) e pressão de caça (Raedeke *et al.*, 2002).

Existem poucos estudos que fornecem dados sobre a estrutura etária e razão sexual de populações de quatis. Costa *et al.* (2009) mencionam que a falta de estudos populacionais de *N. nasua* levam a uma subestimativa dos problemas ecológicos causados por eles. Este trabalho visa adquirir informações demográficas da população de quatis do Parque das Mangabeiras para subsidiar seu monitoramento e manejo. O objetivo deste trabalho foi responder as seguintes perguntas: (1) o tamanho, a estrutura etária e a razão sexual da população de quatis do PqM varia ao longo do tempo? (2) A densidade, a razão sexual e estrutura etária do de quatis PqM diferem de outros locais?

ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado no Parque das Mangabeiras (PqM - 19°56'S e 43°53'O), localizado na zona Sul do município de Belo Horizonte, Estado de Minas Gerais (Figura 1). O PqM possui uma área de 236 hectares, com altitudes que

variam de 300 a 1.000 m. Está situado em uma zona de transição entre os biomas Cerrado e Mata Atlântica. Sua vegetação (Figura 2) inclui Floresta Estacional Semidecídua, Cerradão, Cerrado *strictu sensu* e Campo Rupestre (Pedersoli, 1982). O local possui 25 nascentes que formam um curso d'água do Córrego da Serra (PBH, em preparação). No PqM foram registradas 320 espécies de plantas, 168 espécies de aves, 16 espécies de mamíferos (Câmara & Lessa, 1994; Hemetrio 2007), 19 anfíbios e 20 répteis. Não há registros de mamíferos de grande porte (Câmara & Lessa, 1994). Alves-Costa (2007) alerta para a existência de caça na área do parque.

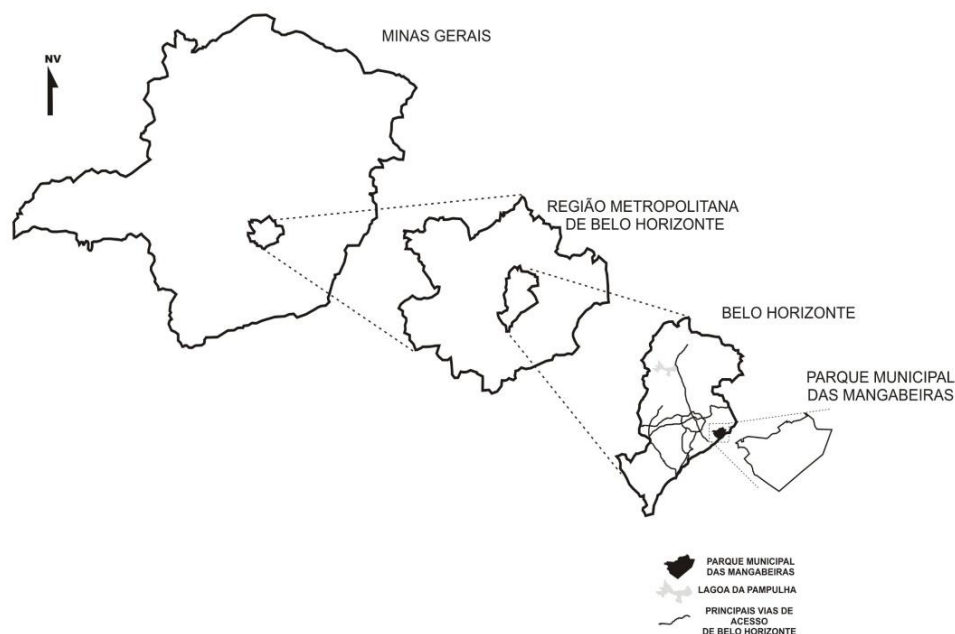


Figura 1 - Localização do Parque das Mangabeiras. Fonte: Mapas do Geominas (arquivos digitais) e Prodabel.

Durante os anos amostrados, a média anual de temperatura e precipitação foi de aproximadamente 22,2°C e 1760 mm, respectivamente (Figura 3). Existem duas estações bem demarcadas, a seca com média de chuvas de 204 mm (34 mm/ mês em média), que ocorre de abril a setembro, e a chuvosa com

precipitação média de 1555,8 mm (média de 259,3 mm/ mês), ocorrendo de outubro a março.

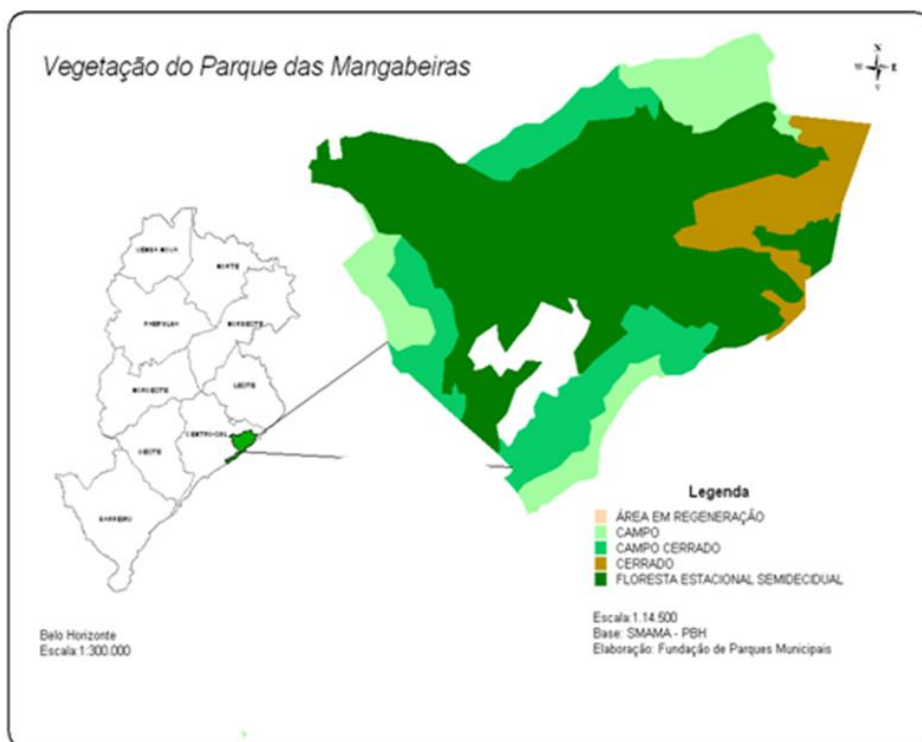


Figura 2 - Vegetação do Parque das Mangabeiras. Fonte: Plano de Manejo do Parque Municipal das Mangabeiras (em elaboração), Fundação de Parques Municipais, Prefeitura de Belo Horizonte.

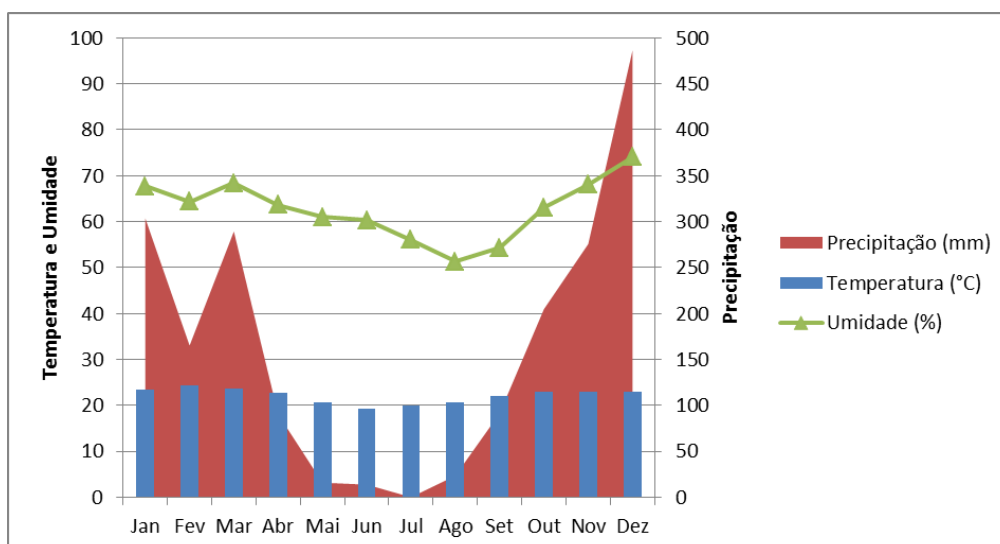


Figura 3 - Médias mensais de temperatura, precipitação e umidade no Parque das Mangabeiras entre os anos de 2008 e 2010. Fonte: INMET.

O entorno do PqM apresenta áreas residenciais, mineração de ferro e áreas de vegetação nativa como o Parque Estadual Mata da Baleia (Figura 4). No parque funcionou a primeira estação de tratamento de água da cidade. Na década de 60, a Ferro Belo Horizonte (Ferrobela) iniciou a exploração de minério de ferro na região, sendo desativada em 1979. O PqM foi inaugurado em 13 de maio de 1982 e desde então serve como área de lazer para a população. A visitação se restringe às trilhas pavimentadas que constituem 4% da área do parque que recebe aproximadamente vinte mil pessoas por mês (dados da administração do PqM).

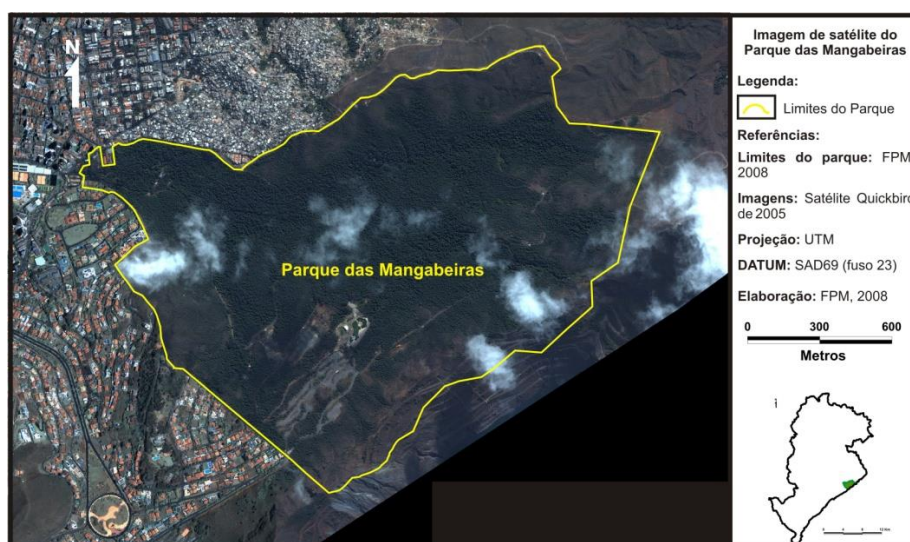


Figura 4 – Parque das Mangabeiras, mostrando a ocupação urbana em seu entorno. (Satélite Quickbird, 2005)

Os quatis são os animais mais característicos do PqM, sendo facilmente visualizados. Em função da proximidade com humanos, e de serem comumente alimentados, chegam a apresentar uma relação muito próxima com os visitantes. Isto algumas vezes implica em acidentes como mordidas e arranhões. Além disso, conseguem acessar o conteúdo das lixeiras do parque e também o fazem nas casas e estabelecimentos comerciais próximos.

MÉTODOS

Estimativa populacional e densidade

A população de quatis no Parque das Mangabeiras foi estimada entre os anos de 2008 e 2010 através do método de captura-marcação-recaptura (CMR). Este método consiste em capturar e marcar indivíduos da população e soltá-los. Posteriormente, em novos eventos de captura, baseado na proporção de indivíduos recapturados, estima-se o tamanho da população.

Para capturar os animais, foram utilizadas vinte e cinco armadilhas. Nos anos de 2008 e 2009 foram empregados dois modelos de armadilha tipo gaiola, uma em que o sistema de desarme é engatilhado quando o animal pisa em um pedal (do tipo Tomahawk[®]) e a outra que desarma quanto o animal tenta morder a isca em um gancho. Ambas são confeccionadas em ferro galvanizado e possuem dimensões 70 cm x 30 cm x 20 cm. A partir do mês de abril de 2010 foram utilizadas apenas de armadilhas com pedal. Esta mudança aconteceu porque foi observado que os quatis seguravam a porta das armadilhas de gancho com a cauda, o que não era possível com o outro modelo que se fecha por pressão graças a seu sistema de molas.

A distribuição das gaiolas ocorreu ao longo de trilhas em cinco regiões do PqM. Em cada local foram instaladas cinco armadilhas com um intervalo de cinquenta metros entre as mesmas e os pontos de captura se revezavam entre a esquerda e a direita das trilhas. Esta disposição foi adotada no intuito de permitir a captura de membros do mesmo bando que usam os locais amostrados como travessia, ao mesmo tempo que a distância entre as gaiolas foi pensada para que um animal não visse o outro sendo capturado, o que poderia inibir sua captura. A escolha das localidades para amostragem

considerou seu uso por pessoas, o risco de roubo dos equipamentos e seu uso pela espécie. Banana foi utilizada como isca por se mostrar atrativa para quatis (Pardini *et al.*, 2006; Hemetrio, 2007).

As campanhas para captura aconteceram durante cinco dias por mês, totalizando um esforço amostral de 4.500 armadilhas/dia (1.500 armadilhas/ dia ao ano). A checagem das armadilhas era feita no início da manhã e da tarde. No caso de um quati ser capturado pela primeira vez, anotava-se o dia o local de sua captura e o mesmo recebia um brinco numerado de polipropileno, utilizado normalmente para a identificação de ovinos. Esta marca tem a vantagem de ser facilmente visualizada. No entanto, os indivíduos podem eventualmente perder esta marcação externa (Hemetrio, 2007), o que descumpra a premissa do método de marcação e recaptura de que os animais marcados devem ser distinguidos dos não marcados. Por isso, os quatis também foram identificados com o implante de um microchip na porção subcutânea da região interescapular, de acordo com Loomis (1993). O microchip tem o tamanho de um grão de arroz, o revestimento é biocompatível e é inserido no animal com um aplicador semelhante a uma seringa. Assim, cada indivíduo recebia um brinco e um microchip com numerações próprias.

Para receber ambas as marcações, os animais eram sedados por um médico veterinário com uma injeção intramuscular de tiletamina e zolazepan (Zoletil 50[®], Virbac do Brasil), com dose 8,7 mg/kg (Conforti, 2002). A fim de minimizar o estresse provocado pela contenção, foi adotado um sistema no qual era utilizado um êmbolo que limitava a movimentação do animal dentro da armadilha. Com isso, a aplicação do sedativo tornava-se mais rápida e precisa. Após o término do procedimento os quatis eram colocados em caixas de

transporte para animais. Esta oferecia um ambiente que diminuía o contato visual com o meio externo e, portanto, atenuava o estresse. Passado o efeito do fármaco, os indivíduos submetidos ao procedimento eram soltos no próprio local de captura para não interferir em sua área de vida.

Quando um quati era recapturado, registrava-se o número do brinco juntamente com a data e local de captura. Após este procedimento o animal era solto. No caso de um indivíduo sem brinco ser capturado, utilizava-se o leitor de microchip para detectar se a ocasião tratava-se de uma captura ou recaptura. Se o equipamento acusasse a presença do microchip, o animal era sedado para receber novo brinco, a fim de manter a facilidade de detecção de recapturas, uma vez que a leitura do dispositivo nem sempre é facilitada pelo mesmo. As tentativas repetidas de leitura acabam por aumentar o estresse de captura, o que poderia diminuir a probabilidade de o indivíduo ser recapturado.

A partir das estimativas populacionais foi determinada a densidade de quatis, em indivíduos/km², para cada ano amostrado.

Estrutura etária e razão sexual

A estrutura etária da população de quatis do PqM foi determinada para os anos de 2008, 2009 e 2010 a partir do peso dos indivíduos capturados. Segundo Kunz *et al.* (1996), o peso é um bom indicador de idade para mamíferos de médio porte. Os animais foram pesados em uma balança com capacidade de 10 kg e, de acordo com sua massa, classificados em juvenis e jovens (até 12 meses; até 2 kg), sub-adultos (13 a 24 meses; > 2 kg até 3 kg) e adultos (> 24 meses; > 3 kg), adaptado de Gompper (1997) em estudo de *Nasua narica*.

Apenas a classe etária em que o animal se encontrava na primeira captura de cada ano foi considerada, ou seja, a contagem de indivíduos de cada categoria de idade não incluía as recapturas. Portanto, se algum quati recapturado apresentasse peso que o enquadrasse em categoria de idade diferente daquela na ocasião da captura, apenas a primeira classificação era tomada para a determinação da estrutura etária da população.

A determinação do sexo dos animais capturados foi feita com a verificação das características da região compreendida entre uretra e ânus. Em fêmeas a região entre clitóris e ânus tem poucos pêlos. Em machos, a região entre o ânus e a papila genital é maior e possui muito pêlo. Além disso, a região da uretra de machos apresenta pêlos um pouco escuros e em adultos é possível observar a presença de uma glândula. Em todas as classes etárias é possível observar a presença da bolsa escrotal. Em fêmeas adultas os mamilos são mais evidentes e auxiliam na confirmação do sexo. A cabeça de machos adultos é muito maior que das fêmeas e permite a determinação do sexo prontamente (observação pessoal). A razão sexual foi determinada por classe etária para cada ano.

Análise dos dados

O sucesso de captura, medido em porcentagem, foi determinado confrontando-se o esforço amostral com o número de capturas ocorridas. Foi verificado se houve diferença significativa no sucesso de captura entre os períodos em que foram utilizadas armadilhas de gancho e armadilhas de pedal através do teste t para proporções.

O histórico de capturas e recapturas dos quatis foi analisado através do pacote estatístico Rcapture, do programa R (versão 2.11.1) utilizando o modelo de população aberta para estimar a população. Esta ferramenta permite que ocorram nascimentos, mortes, imigração e emigração e é mais adequada para situações como neste estudo, em que é empregado um esforço durante um longo período (12 meses em cada ano). O modelo também permite o cálculo da sobrevivência, abundância, entrada de novos indivíduos na população (nascimentos e imigração) e probabilidade de captura dos quatis em cada período de amostragem (doze por ano).

A adoção do modelo de Jolly-Seber requer que algumas premissas sejam atendidas. Dentre elas (1) a de igual capturabilidade, ou seja, todo animal vivo na população em determinado momento da amostragem tem uma chance igual de ser capturado neste mesmo momento; (2) todo animal marcado da população que esteja vivo em uma campanha tem igual probabilidade de estar vivo na próxima campanha; (3) as marcas dos animais não são perdidas e são facilmente identificáveis; (4) as campanhas de capturas são pequenas; (5) a emigração na população é permanente (Pollock & Alpizar-Jara, 2005).

Uma análise de resíduos de Pearson do histórico de capturas foi realizada para verificar como o modelo empregado se ajusta ao mesmo. Quando constatada a produção grandes resíduos, procurou-se ajustar os dados para minimizar o erro da estimativa. Esse ajuste consistiu na retirada de indivíduos que produziam grandes resíduos por tentativa e erro. A presença de indivíduos *trap-shy* (inibidos pelas armadilhas) e *trap-happy* (aqueles que têm capturabilidade acima da média) pode, por exemplo, produzir resíduos. Isto

ocorre porque estes eventos alteram a premissa de igual probabilidade de captura dos indivíduos. Após a simulação das diversas situações que poderiam interferir no erro da estimativa, foi comparado o AIC (do inglês, *Akaike's Information Criteria*) calculado pelo programa R para cada um dos casos e assim verificar aquele que mais se ajusta aos dados. Dessa forma, a escolha da melhor estimativa considerou o “Critério de Informação de Akaike” e o menor erro produzido, respectivamente.

Para determinar a densidade de quatis, cada estimativa da população foi dividida pela área efetivamente amostrada em cada ano de estudo. Esta foi calculada a partir do mínimo polígono convexo (Mohr, 1947), MPC, baseado na união dos pontos mais externos formado pelas localizações das armadilhas, de modo a fechar o menor polígono possível sem formar concavidades. Ao MPC acrescentou-se uma área de amortecimento (*buffer ou tampão*) que por sua vez é determinada pela média da distância máxima percorrida pelos indivíduos recapturados em armadilhas distintas, o MMDM (do inglês, *mean maximum distance moved*). Neste trabalho, foram consideradas as áreas calculadas a partir da metade do MMDM (Karanth & Nichols, 1998), do MMDM completo e a área do PqM para a estimativa da densidade dos animais. A partir da determinação das áreas efetivamente amostrada foi verificado qual cálculo reflete melhor a realidade. O MMDM, MPC e a área *buffer* foram calculados a partir do programa Quantum GIS[®].

Para determinar se as proporções entre machos e fêmeas diferem estatisticamente de 1:1 foi empregado um teste binomial bilateral. Já para determinar se a proporção de indivíduos em cada classe etária da população variou durante os três anos de estudo aplicou o teste de qui-quadrado de

homogeneidade. Este teste também foi utilizado para verificar se as estruturas etárias dos anos de 2008 a 2010 diferiram estatisticamente daquela determinada para o ano de 2007 no PqM (baseado em Hemetrio, 2007) e da população de *Nasua narica* em Barro Colorado por Gompper (1997). A comparação com a população da espécie *N. narica* deve-se a proximidade taxonômica e ecológica com *N. nasua* e também a alta densidade de quatis no local.

RESULTADOS

Estimativa populacional e densidade

Após um esforço amostral total de 4.500 armadilhas-dia, o número de capturas variou entre anos de 17 a 101 indivíduos, enquanto o sucesso de captura variou entre 1,13% e 6,73% (Tabela 1). As taxas de captura diferiram entre os períodos nos quais foram empregadas as armadilhas de gancho e aqueles em que foram utilizadas apenas as armadilhas de pedal ($t = 63,12$; $GL = 1$; $p < 0,0001$).

Tabela 1 - Sucesso de Captura de quatis no Parque das Mangabeiras entre os anos de 2008 e 2010.

| Ano | Dias armadilhas abertas | Total armadilhas/dia | Capturas | Recapturas | Total | Sucesso (%) |
|------|-------------------------|----------------------|----------|------------|-------|-------------|
| 2008 | 60 | 1500 | 17 | 0 | 17 | 1,13 |
| 2009 | 60 | 1500 | 47 | 5 | 52 | 3,46 |
| 2010 | 60 | 1500 | 72 | 29 | 101 | 6,73 |

A estimativa da população de quatis com o modelo de Jolly-Seber foi possível apenas para o ano de 2010, sendo calculada em 148 indivíduos (erro padrão: $\pm 34,5$). No entanto, o gráfico de resíduos de Pearson aponta para

uma variação na frequência de capturas nos três primeiros meses de amostragem deste ano e também no mês de maio (Figura 5-A).

Em função disto, a estimativa populacional foi feita novamente sem os meses de janeiro, fevereiro e março, resultando em 132,6 indivíduos (erro padrão: $\pm 41,1$). A produção de resíduos diminuiu (Figura 5-C), mas ainda é possível observar que ocorreu alguma interferência na frequência de capturas nos meses de maio e julho. No intuito de melhorar a estimativa, foram retirados do histórico de captura aqueles animais com probabilidade de captura maior que a média, ou seja, os quatis capturados mais que duas vezes. Assim, as análises foram refeitas sem os três indivíduos “trap-happy”, dos quais dois foram capturados em maio. Com esta medida, a população de quatis foi calculada em $163,9 \pm 59,1$ indivíduos considerando os doze meses de amostragem. Para os nove meses amostrados (retirando os meses de janeiro, fevereiro e março) e excluindo os três indivíduos *trap-happy*, a estimativa foi de $124 \pm 29,5$ animais.

De acordo com o Critério de Informação de Akaike, a estimativa que melhor se ajusta aos dados é aquela em que foram retirados os três primeiros meses do ano e os três indivíduos do histórico de captura (Tabela 2). Os gráficos de resíduos de Pearson corroboram este ajuste aos dados (Figura 5, A a D).

Tabela 2 - Modelos testados para cálculo do tamanho populacional de quatis pelo método de Jolly-Seber, no Parque das Mangabeiras, Belo Horizonte, MG, no ano de 2010.

| Período | Retirada de indivíduos | Estimativa | Erro padrão | AIC |
|---------|------------------------|------------|-------------|---------|
| Jan-Dez | Não | 148 | 34,5 | 207.665 |
| Jan-Dez | Sim, três | 163,9 | 59,1 | 174.932 |
| Abr-Dez | Não | 132,6 | 41,1 | 150.411 |
| Abr-Dez | Sim, três | 124 | 29,5 | 131.973 |

Todos os modelos testados apresentaram uma resposta homogênea ao armadilhamento, ou seja, as variações da probabilidade de captura não foram significativas. As abundâncias estimadas para cada período foram maiores a partir do mês de junho (Tabelas 3 e 4). Não houve muita variação da sobrevivência entre os meses amostrados. A chegada de indivíduos (nascimentos e imigração) foram maiores nos meses de maio (Tabelas 3 e 4), junho, julho (Tabela 4) e agosto (Tabela 3).

A área efetivamente amostrada em 2008 possuía 2,07 km² (MPC= 0,6 km²), utilizando o MMDM completo para o cálculo da área tampão. Já em 2009, esta cobriu 6,5 km² (MPC= 0,8 km²) e em 2010 a área equivalia a 4,13km², sendo que o MPC possuía 0,8 km² (Figuras 6,7 e 8). A densidade de quatis nas áreas amostradas foi de aproximadamente 30,03 indivíduos/km² em 2010, considerando uma população de 124 indivíduos. A densidade foi calculada em 56,06 ind./km² quando utilizado o ½ MMDM (área efetivamente amostrada de 2,21 km²) e 52,54 ind./km² considerando a área do PqM (2,36 Km²).

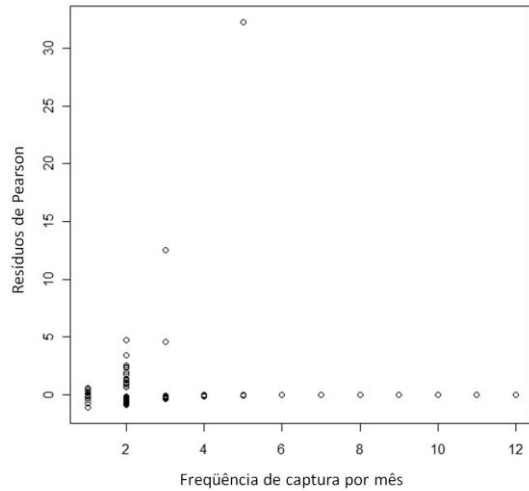
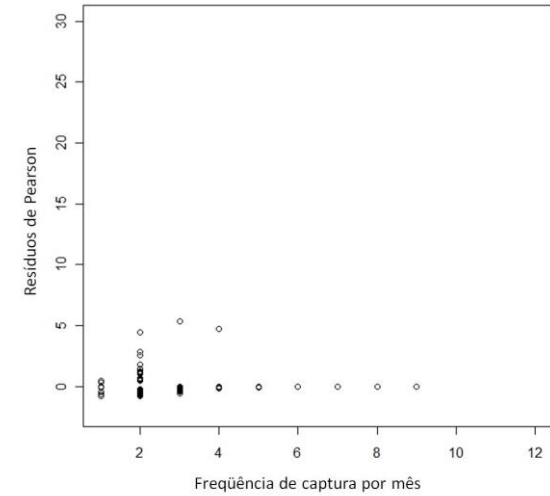
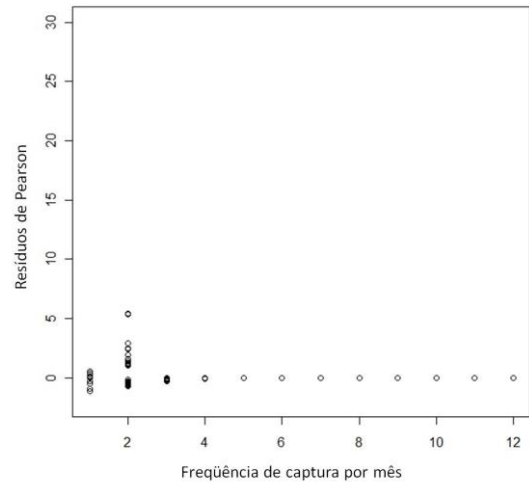
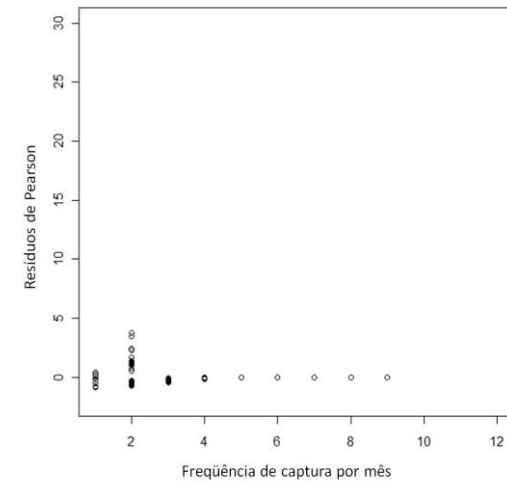
A**C****B****D**

Figura 5 – A - Gráfico de dispersão com resíduos produzidos pela frequência de captura entre os meses de janeiro e dezembro de 2010. B - Gráfico de dispersão com resíduos produzidos pela frequência de captura entre os meses de janeiro e dezembro de 2010 com retirada de indivíduos “trap-happy”. C - Gráfico de dispersão com resíduos produzidos pela frequência de captura entre os meses de abril e dezembro de 2010. D - Gráfico de dispersão com resíduos produzidos pela frequência de captura entre os meses de abril e dezembro de 2010 com retirada de indivíduos “trap-happy”.

Tabela 3 - Probabilidade de captura, abundância, sobrevivência e chegada de indivíduos na população de quatis do Parque das Mangabeiras no ano de 2010. Legenda - NA: não se aplica.

| Mês | Probabilidade de captura | | Abundância | | Sobrevivência | | Chegada de indivíduos | |
|--------------|--------------------------|--------|------------------|-------|------------------|--------|-----------------------|------|
| | Estimativa | Erro | Estimativa | Erro | Estimativa | Erro | Estimativa | Erro |
| 1 | NA | NA | NA | NA | NA | NA | NA | NA |
| 2 | 0,0668 | 0,045 | 61 | 28,9 | 0,5982 | 0,4308 | 0 | 0 |
| 3 | 0,0501 | 0,0367 | 61 | 28,9 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| 4 | 0,2198 | 0,1034 | 35,4 | 12,2 | 0,581 | 0,2786 | 0 | 0 |
| 5 | 0,3023 | 0,1308 | 35,4 | 12,2 | 1 | 0 | 66,8 | 36,1 |
| 6 | 0,0652 | 0,0289 | 101,5 | 39 | 0,9783 | 0,3284 | 0 | 0 |
| 7 | 0,1024 | 0,0389 | 101,5 | 39 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| 8 | 0,0936 | 0,0539 | 101,5 | 39 | 1 | 0 | 15 | 42,4 |
| 9 | 0,1144 | 0,0639 | 116,5 | 31,9 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| 10 | 0,0259 | 0,0184 | 116,5 | 31,9 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| 11 | 0,04 | 0,0464 | 113,3 | 111,1 | 0,9731 | 0,9333 | 0 | 0 |
| 12 | NA | NA | NA | NA | NA | NA | NA | NA |
| MÉDIA | 0,1156111 | | 81,144444 | | 0,9063889 | | 9 | |

Tabela 4 - Probabilidade de captura, abundância, sobrevivência e chegada de indivíduos na população de quatis do Parque das Mangabeiras de abril a dezembro de 2010 com retirada de indivíduos *trap happy*. Legenda - NA: não se aplica.

| Mês | Probabilidade de captura | | Abundância | | Sobrevivência | | Chegada de indivíduos | |
|--------------|--------------------------|--------|------------------|------|---------------|--------|-----------------------|------|
| | Estimativa | Erro | Estimativa | Erro | Estimativa | Erro | Estimativa | Erro |
| 4 | NA | NA | NA | NA | 0,8571 | 0,4252 | NA | NA |
| 5 | 0,5 | 0,3118 | 18 | 10 | 0,8571 | 0,4252 | 47 | 56,4 |
| 6 | 0,1181 | 0,1232 | 59,3 | 58 | 0,7058 | 0,3843 | 13 | 67,3 |
| 7 | 0,1382 | 0,0979 | 72,3 | 12 | 1 | 0 | 40 | 52,8 |
| 8 | 0,0714 | 0,0321 | 112,1 | 33 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| 9 | 0,0892 | 0,0376 | 112,1 | 33 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| 10 | 0,0535 | 0,0265 | 112,1 | 33 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| 11 | 0,0714 | 0,0321 | 112,1 | 33 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| 12 | NA | NA | NA | NA | NA | NA | NA | NA |
| MÉDIA | 0,148828571 | | 85,428571 | | 0,9275 | | 14 | |

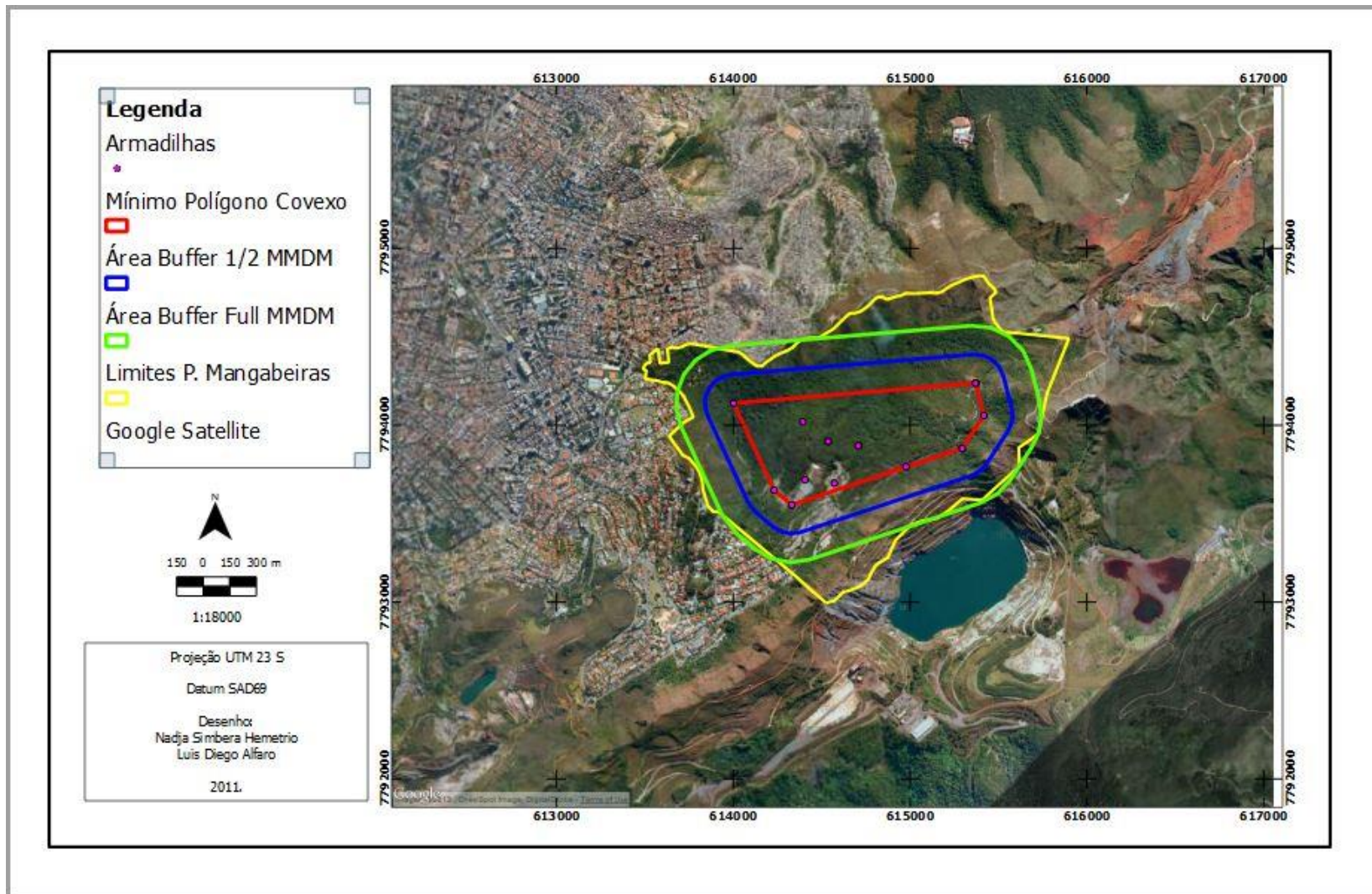


Figura 6 – Área efetivamente amostrada no ano de 2008 no Parque das Mangabeiras e região. (Fonte: Google Earth)

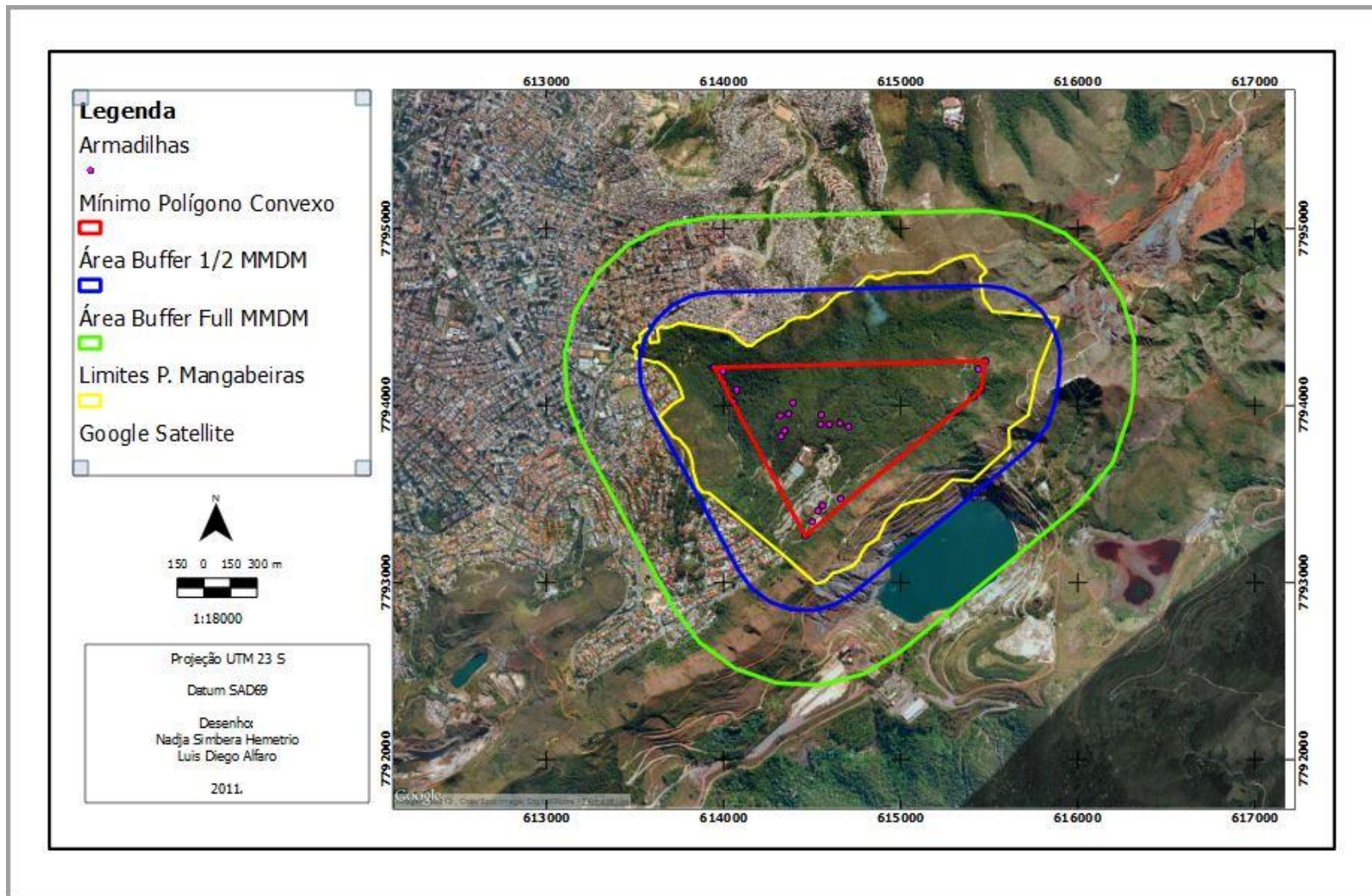


Figura 7 - Área efetivamente amostrada no ano de 2009 no Parque das Mangabeiras e região. (Fonte: Google Earth)

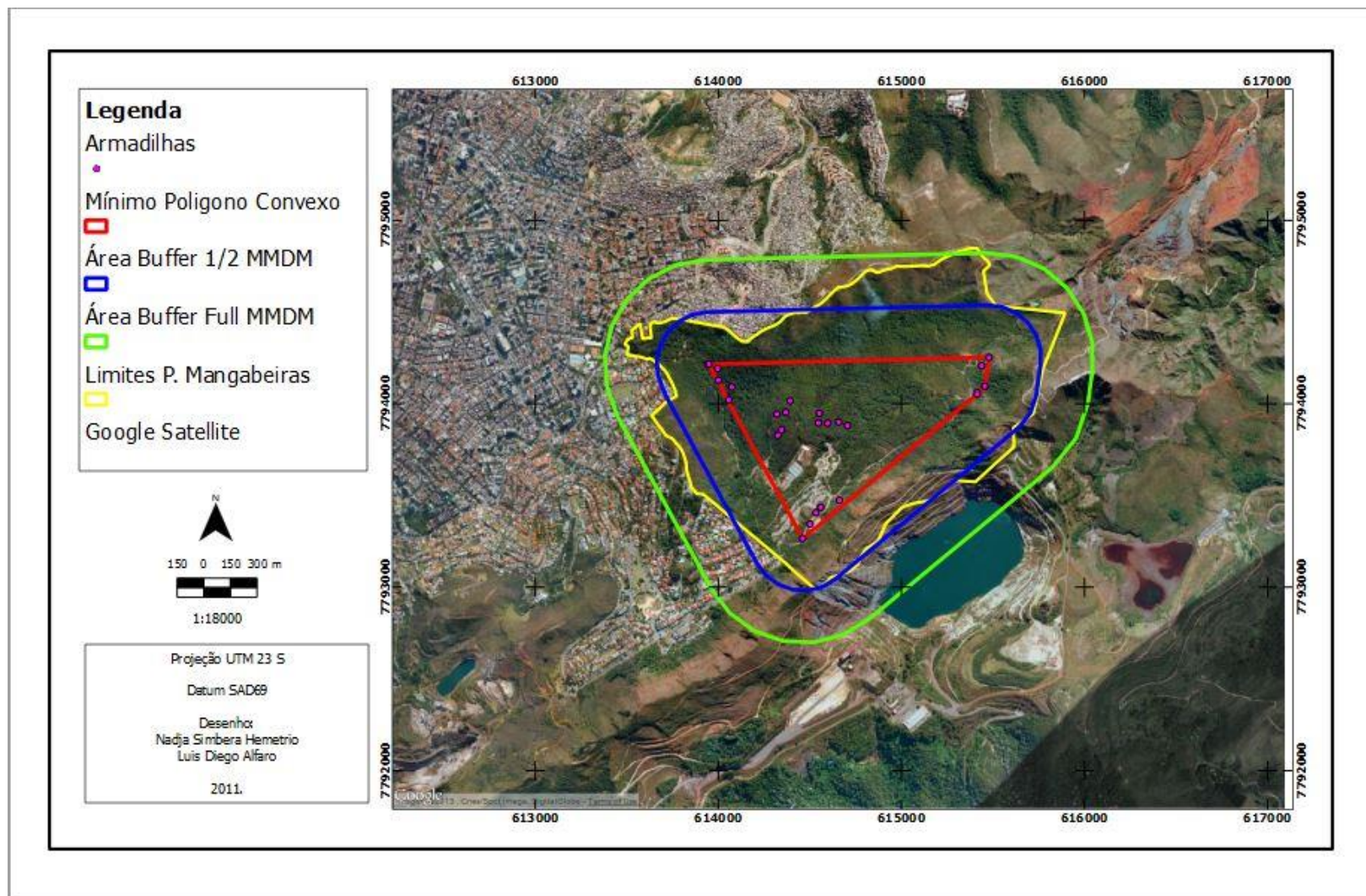


Figura 8 - Área efetivamente amostrada no ano de 2010 no Parque das Mangabeiras e região. (Fonte: Google Earth)

Estrutura etária e razão sexual

A proporção entre machos e fêmeas em cada classe etária não diferiu estatisticamente de 1:1 ($p > 0,05$) em todos os anos de amostragem (Tabela 5) à exceção dos sub-adultos em 2010, onde foi observada uma maior proporção de machos. Essa diferença também não foi observada para o total de indivíduos capturados em cada ano. Em relação à estrutura etária, não houve diferença significativa entre as proporções de indivíduos de cada classe (Tabela 6, Figura 9) entre 2008 e 2010 ($X^2 = 3,8677$; GL= NA; $p = 0,43$), porém elas diferem da estrutura etária da população verificada no ano de 2007 ($X^2 = 21,7437$; GL= NA; $p = 0,002$) e da população de *Nasua narica* de Barro Colorado ($X^2 = 23,69$; GL= NA; $p = 0,0001$).

Tabela 5 - Distribuição dos quatis capturados no Parque das Mangabeiras em classes etárias e sexos.

| Classe etária | 2008 | | | 2009 | | | 2010 | | |
|---------------|----------|-----------|--------------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|----------|
| | Machos | Fêmeas | p | Machos | Fêmeas | p | Machos | Fêmeas | p |
| Jovem | 1 | 5 | 0,22 | 13 | 6 | 0,167 | 10 | 12 | 0,832 |
| Sub-adulto | 1 | 3 | 0,625 | 5 | 10 | 0,302 | 16 | 6 | 0,05248 |
| Adulto | 3 | 4 | 1 | 3 | 6 | 0,508 | 8 | 16 | 0,15 |
| TOTAL | 5 | 12 | 0,144 | 21 | 22 | 1 | 34 | 34 | 1 |

Tabela 6 - Porcentagem de indivíduos em cada classe etária entre os anos de 2007 e 2010 no Parque das Mangabeiras (*Nasua nasua*) e em Barro Colorado (*N. narica*). Legenda - BC: Barro Colorado.

| Classe Etária | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | BC |
|---------------|----------|----------|----------|----------|----------|
| Jovem | 41,90476 | 35,29412 | 44,18605 | 32,35294 | 10,16949 |
| Sub-adulto | 9,52381 | 23,52941 | 34,88372 | 32,35294 | 27,11864 |
| Adulto | 48,57143 | 41,17647 | 20,93023 | 35,29412 | 62,71186 |

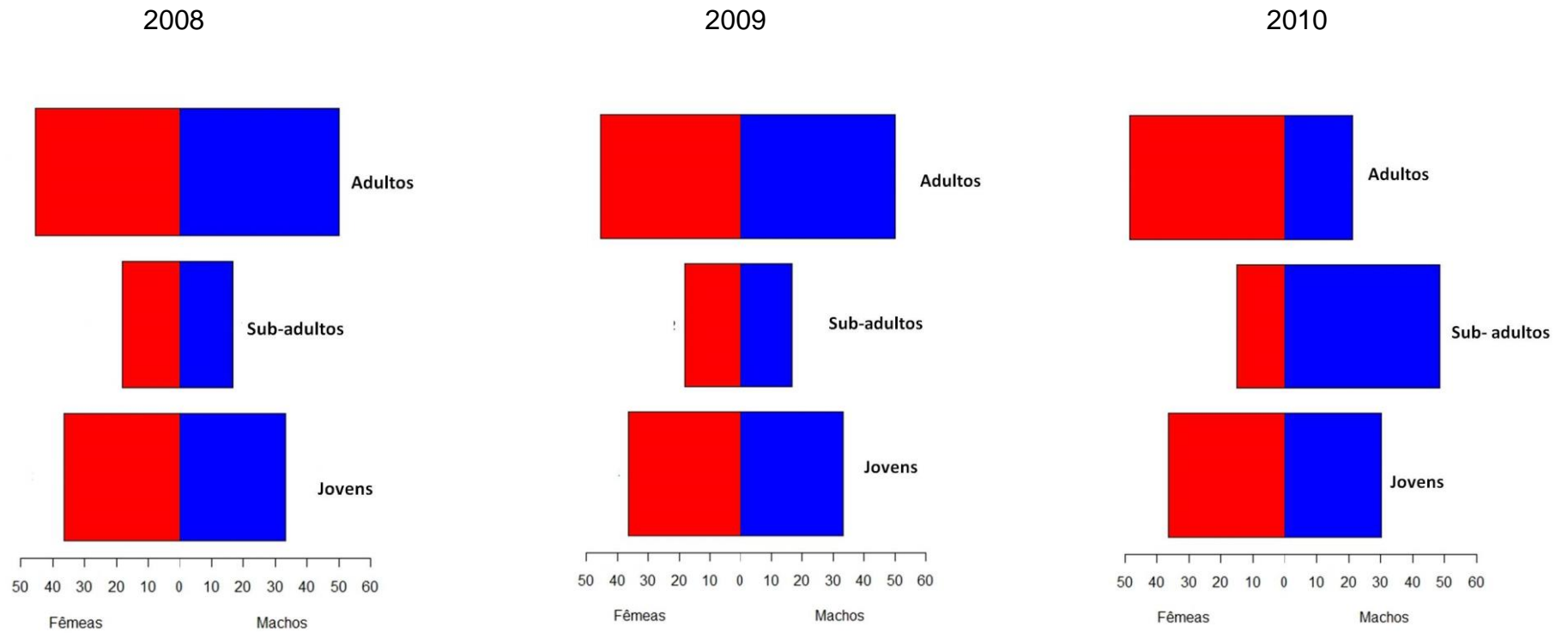


Figura 9 - Estruturas etárias da população de quatis do Parque das Mangabeiras nos anos de 2008, 2009 e 2010, respectivamente, a partir da porcentagem de indivíduos de cada sexo. Fêmeas são representadas pela cor vermelha e machos pela cor azul.

DISCUSSÃO

Estimativa populacional e densidade

A variação do sucesso de captura devido ao tipo de armadilha empregada reflete o aprendizado dos quatis. Foi possível observar que, ao entrarem nas armadilhas de gancho, alguns destes animais seguravam a porta com a cauda e comiam a isca sem serem capturados. Eles também tinham facilidade em puxar o gancho com as unhas e remover a isca pendurada sem entrar na gaiola. Este tipo de armadilha demonstrou ser menos vantajoso para a captura desta espécie em relação às armadilhas que desarmam com um sistema de pedal, em que a porta fecha por pressão e não pela gravidade. Este viés alterou a probabilidade de captura e foi um dos responsáveis pelos resíduos observados nas amostragens dos três primeiros meses de 2010. Também pode ser creditada ao tipo de armadilha a baixa taxa de captura (e recaptura) em 2008 e 2009, que impossibilitou a estimativa de população nestes anos.

Outros fatores não detectados também podem ter influenciado o número de capturas. Em estudo com esquilo cinzento (*Sciurus carolinensis*), foi demonstrado que as variações ambientais podem afetar o sucesso de captura (Perry Jr. *et al.*, 1977). Estas alterações podem ser provocadas por incêndios, modificação na distribuição espacial de recursos alimentares, doenças, clima etc.. As condições do ambiente afetando a sobrevivência e/ou da permanência dos indivíduos na área de estudo entre os anos refletiriam na incidência de capturas.

Os quatis no PqM são facilmente visualizados, em especial em alguns locais onde vão buscar alimento. Por isso optou-se pelo método de captura-marcação-recaptura, pois seria fácil capturá-los nestes locais. As armadilhas utilizadas no início, porém, fizeram com que a taxa de capturas fosse baixa em dois anos de estudo. Em estudo no PqM em 2007, além de armadilhas, foi utilizado um sistema de ceva dos animais em cercados para aplicação da CMR. Tal método demonstrou-se muito eficiente em obter um grande número de capturas e recapturas (Hemetrio, 2007). Isso pode ser explicado pelo comportamento grupal da espécie, pois os quatis parecem ficar mais seguros em adentrar no cercado porque o faziam juntamente com o seu bando. As capturas dos animais neste estudo não só permitiram a estimativa da população, determinação de sexo e idade, mas também a coleta de informações sobre seus aspectos sanitários e genética. Porém os cercados podem ser utilizados apenas em locais restritos, pois são estruturas que precisam ser construídas, o que poderia direcionar a captura apenas para determinados grupos que frequentam o local onde o cercado foi instalado. O método de transecto linear (TL) é o mais utilizado para estimar a densidade de quatis em outras localidades (Tabela 6) e é apontado por Tomás *et al.* (2006) como sendo de maior aplicabilidade para levantamentos populacionais destes animais que a técnica de Captura-Marcação-Recaptura (CMR). O TL é limitado no sentido de determinar mais precisamente o sexo e a idade dos animais estudados, porém tem a vantagem de possuir um baixo custo (Smallwood & Schonewald, 1998). Outra vantagem do método seria a determinação do tamanho dos bandos, que deve variar conforme o tamanho das populações. A aplicação do método depende de abertura de trilhas na floresta, porém, pode

ser um método indicado para continuar o monitoramento da população de quatis do PqM. O método de TL não foi empregado porque objetivava-se uma determinação mais precisa da estrutura etária e também havia a necessidade da coleta de amostras biológicas para outros projetos (diversidade genética, análise citogenética, perfil hematológico e bioquímico, avaliação de hemoparasitas, avaliação de ectoparasitas).

Todas as adaptações do histórico de captura apresentaram uma probabilidade de captura homogênea, o que por sua vez minimiza o erro da estimativa da populacional (Pollock *et al.*, 1990). Mesmo assim, as estimativas obtidas com a retirada das campanhas em que foram utilizadas as armadilhas de gancho foram mais robustas em relação àquelas em que foram considerados os doze meses amostrados. A presença de indivíduos *trap-happy* normalmente aumenta o erro das estimativas da população (Pollock & Alpizar-Jara, 2005), porém aumentam a precisão do cálculo da sobrevivência (Pollock *et al.*, 1990).

A indicação de chegada de indivíduos na população que melhor refletiu o observado em campo é aquela obtida com o histórico de captura de doze meses sem retirada de indivíduos, pois demonstra o nascimento de indivíduos no mês de agosto. Uma chegada indivíduos na população no mês de maio poderia indicar machos se incorporando ao bando no período que antecede a época de acasalamento que, segundo Alves-Costa (1998), ocorre no mês de julho no PqM. É descrito que na espécie *N. narica*, os machos adultos (a partir dos dois anos), são solitários e só se juntam ao bando na época de acasalamento, que dura pouco menos de um mês (Kaufmann, 1962; Russel, 1981, 1982; Gompper, 1994, 1995). Não existem muitas informações neste

sentido para *N. nasua*. Costa *et al.* (2009) relatam que no Parque do Prosa os machos estão incorporados ao bando durante a maior parte do ano e propõem que estes seriam tolerados pelo bando devido às altas densidade de recursos. O contexto descrito no P. do Prosa é bem próximo daquele observado no PqM (abundância de recursos e proximidade com área urbana), porém deve ser investigado o comportamento dos machos perante os bandos no local. As diferenças observadas podem, no entanto, refletir uma variação no comportamento entre as espécies, não apenas uma situação causada pelo ambiente.

Dentre as densidades de quatis calculadas, a que melhor reflete a realidade é aquela em que foi utilizado o MMDM completo, pois os moradores do entorno do PqM relatam que estes animais freqüentemente utilizam as áreas de suas casas. Em um estudo de onça pintada (*Panthera onca*), que combinou o uso de armadilhas fotográficas, captura e recaptura e telemetria com tecnologia GPS, Soisalo & Cavalcanti (2006) demonstraram que o uso da metade do MMDM superestima a densidade de indivíduos. Reppucci e colaboradores (2011) também observaram uma superestimativa da densidade de *Leopardus jacobita* quando utilizado a metade do MMDM. Um estudo da área de vida dos quatis do PqM seria interessante para avaliar a adequação do MMDM para o cálculo da densidade populacional.

A densidade de *Nasua nasua* do Parque das Mangabeiras em 2010 é maior que a média encontrada para a espécie (10,7 indivíduos/ km²) e também para *Nasua nelsoni* e *Nasuella olivacea* (Tabela 7). No entanto, é menor que aquelas estimadas para *N. narica* em Barro Colorado, Panamá por Kaufmann (1962) em 1958 e por Gompper (1997) e em Cuixmala, México (Valenzuela,

1998; Valenzuela & MacDonald, 2002). A ausência da caça e a disponibilidade de recursos foram apontadas como as causas da alta densidade de quatis em Barro Colorado (Russel, 1982; Russel, 1983; Gompper, 1997). Já em Cuixmala, a grande disponibilidade de água e o baixo impacto de enchentes sobre os recursos alimentares seriam as responsáveis pela alta densidade no local em relação a Cumbre (Valenzuela & MacDonald, 2002).

A densidade populacional em 2010 (30,03 ind./km²) é muito próxima daquela observada no Parque do Prosa, que também está localizado em área urbana (33,7 ind./ km²). Costa *et al.* (2009) descrevem o isolamento do Parque do Prosa como o fator que mais limita o tamanho da população de quatis do local devido aos atropelamentos em rodovias do entorno. No Parque das Mangabeiras o registro de mortes de quatis nas ruas do entorno é pouco freqüente e parece não representar limitação considerável ao crescimento da população e à movimentação de indivíduos. Além disso, quatis machos marcados no PqM foram visualizados nos municípios de Caeté (Bárbara Neves Chaves, comunicação pessoal) e Nova Lima (Júnio Augusto da Silva, comunicação pessoal), cerca de 25 e 10 km de distância, respectivamente, e demonstra que o local não apresenta grandes barreiras para a dispersão da espécie.

Tabela 7 - Densidades encontradas para as quatro espécies de quati.

| Espécie | Densidade (ind./km ²) | Ambiente | Local | Método | Referência |
|--------------------------|-----------------------------------|---------------|--|------------|------------------------------|
| <i>Nasua nasua</i> | 13 | Mata | Fazenda Acurizal, Pantanal, Flor. Gal. | TL | Schaller, 1983 |
| | 6,2 | Mata | Fazenda Acurizal, Pantanal, Flor. Dec. | TL | Schaller, 1983 |
| | 4,2 | Mata | Parque Estadual Morro do Diabo, SP | TL | Cullen <i>et al.</i> , 2001 |
| | 4,47 | Mata | Estação Ecológica Cateto, SP | TL | Cullen <i>et al.</i> , 2001 |
| | 3,4 | Mata | Fazenda Mosquito, SP | TL | Cullen <i>et al.</i> , 2001 |
| | 3,11 | Mata | Fazenda Tucano, SP | TL | Cullen <i>et al.</i> , 2001 |
| | 5,2 | Mata | Fazenda Rio Claro, SP | TL | Cullen <i>et al.</i> , 2001 |
| | mín 0,7 | Mata | Fazenda Nhumirin, Pantanal | RT | Rocha, 2006 |
| | 15,4 | Mata | Amazônia | TL | Parry <i>et al.</i> , 2007 |
| | 25,06 | Mata | Ilha Anchieta, SP | TL | Bovendorp & Galetti, 2007 |
| | 0,5-4 | Mata | Ucs Pacaya-Samiria, Lago Preto - Peru | TL | Bodmer & Puertas, 2009 |
| | 52,81 | Mata | Parque das Mangabeiras | CMR | Hemetrio, 2007 |
| | 33,7 | Mata e Aberto | Parque Prosa, MS | TL | Costa <i>et al.</i> , 2009 |
| | 16,5 | Mata | Pantanal | TL | Desbiez & Borges, 2010 |
| | 9 | Aberto | Pantanal | TL | Desbiez & Borges, 2010 |
| | 30,03 | Mata | Parque das Mangabeiras | CMR | Presente estudo |
| <i>Nasua narica</i> | 42 | Mata | Barro Colorado 1958 | TL | Kaufmann, 1962 |
| | 26 | Mata | Barro Colorado 1959 | TL | Kaufmann, 1962 |
| | 16,8 | Mata | Península Gigante, Canal do Panamá | TL | Rodríguez, 1992 |
| | 23 | Mata | Barro Colorado | TL | Rodríguez, 1992 |
| | 51,5 | Mata | Barro Colorado | CMR | Gompper, 1997 |
| | 42,94 | Mata | Chamela-Cuixmala Biosphere Reserve | TL | Valenzuela, 1998 |
| | 55,6 | Mata | Cuixmala | RT, TL | Valenzuela & Macdonald, 2002 |
| | 26,9 | Mata | Cumbre | RT, TL | Valenzuela & Macdonald, 2002 |
| | 1,2 | Mata | Huachuca Moutains, Arizona 1996 | RT | Hass, 2002 |
| | 0,8 | Mata | Huachuca Moutains, Arizona 1997 | RT | Hass, 2002 |
| | 0,6 | Mata | Huachuca Moutains, Arizona 1998 | RT | Hass, 2002 |
| | 0,4 | Mata | Huachuca Moutains, Arizona 1999 | RT | Hass, 2002 |
| <i>Nasuella olivacea</i> | 0,0035 | Mata | Colômbia | CMR | Sanchez <i>et al.</i> , 2008 |
| <i>Nasua nelsoni</i> | 0,43 | Mata | Cozumel Island | TL | Cuaron <i>et al.</i> , 2004 |
| | 0,05/10 km | Mata | Cozumel Island | TL | Cuaron <i>et al.</i> , 2009 |

Legenda - transecto linear: TL; radiotelemetria: RT; Captura-marcação-recaptura: CMR.

A densidade de quatis do PqM parece ser fortemente influenciada pela grande oferta de alimentos de origem antrópica. É comum observar estes animais se alimentando em lixeiras do parque e há relatos que isto também ocorra em residências e em estabelecimentos comerciais do entorno. Além disso, os visitantes do PqM alimentam os animais constantemente. A disponibilidade de recursos alimentares poderia aumentar a sobrevivência e a taxa reprodutiva dos quatis porque propiciaria uma melhor condição física, que por sua vez afeta a reprodução por diminuir a idade da primeira reprodução, aumentar o tamanho das ninhadas e/ou diminuir a taxa de mortalidade dos juvenis (Fuller & Sievert, 2001). Prange *et al.* (2003) relatam que a combinação do aumento do recrutamento anual, da sobrevivência e da fidelidade aos locais são responsáveis pelas altas densidades de guaxinins (*Procyon lotor*) encontradas em áreas urbanas em relação às áreas rurais. Esta fidelidade pode ser provocada pela abundância de recursos. Muitos estudos com mamíferos têm demonstrado que há uma relação inversa entre disponibilidade de recursos e emigração (Harris & Trehwella, 1988; Lurz *et al.*, 1997; Virgl & Messier, 2000; Lin & Batzli, 2001; Prange *et al.*, 2003), ou seja, a densidade pode aumentar porque a taxa de dispersão dos animais é diminuída. Fuller & Sievert (2001) descrevem que em situação contrária, de baixa disponibilidade de recursos, há um aumento da mortalidade de adultos, das áreas de vida e também das taxas de movimentação dos animais. Foi demonstrado que guaxinins migram menos em área urbana que em áreas rurais (Prange *et al.*, 2003). Provavelmente isto também ocorra com quatis.

A densidade de quatis não difere entre os anos de 2007 e 2010, pois Hemetrio (2007) considerou a área do PqM para seu cálculo e, quando o

mesmo é feito para a população em 2010, a densidade passa de 30,03 para 52,54 indivíduos/ km², que não difere do que foi estimado para 2007 (52,81 ind./ km²).

O aumento da densidade facilita a transmissão de doenças e a população pode periodicamente diminuir (Prange *et al.*, 2003). Devido à proximidade com o meio urbano e, conseqüentemente de animais domésticos, a incidência de doenças poderia exercer algum controle sobre a população de quatis, necessitando ser investigada. Também merecem atenção as mortes por envenenamento, pois durante este estudo foi detectada a morte de um indivíduo causada pela ingestão de “chumbinho” (Carbamato). O envenenamento pode ter sido ser acidental ou ser decorrente da tentativa de moradores do entorno em impedir que os quatis entrem em suas casas. No entanto, outros casos de envenenamento podem não ser detectados, impossibilitando o dimensionamento do problema.

Na Venezuela a espécie *N. nasua* é comum em formações secundárias e bordas de florestas criadas pelo desmatamento provocado pela agricultura, pecuária, mineração e construção de represas e parece ser flexível às alterações em seu hábitat com um possível incremento na população (Bisbal, 1993). Estas condições são bem próximas àquelas encontradas no PqM e podem ter influência em sua população de quatis, pois o local foi uma mina de ferro e sua vegetação apresenta-se em recuperação. Além disso, o parque está inserido em uma região com intensa atividade mineradora e com grande fragmentação da paisagem.

O abate de quatis por cães domésticos eventualmente ocorre, mas não parece ter grande influência sobre o tamanho da população. Os predadores

naturais dos quatis não estão presentes no PqM. Terborgh (1990) relata que existem indícios de que ocorra aumento da densidade populacional dessa espécie na ausência de predadores de topo, como os grandes felinos. Sabe-se que a espécie chega a ser comum na dieta de *Panthera onca* em remanescentes de Mata Atlântica (Garla *et al.*, 2001). A extinção dos predadores de topo levando ao aumento da densidade de mesopredadores com hábito generalista como os quatis, poderia, por sua vez, causar alterações nas comunidades de pequenos vertebrados (Fonseca & Robinson, 1990; Palomares *et al.*, 1995; Rogers & Caro, 1998; Terborgh *et al.*, 1997; Sieving & Karr, 1997; Crooks & Soulé, 1999). No PqM, itens de origem vegetal e invertebrados compõem a maior parte da dieta dos quatis e os vertebrados constituem cerca de 9,3% da dieta dos quatis do Parque das Mangabeiras (Alves-Costa *et al.*, 2004), uma parte pequena na dieta destes animais.

Em alguns casos uma determinada população é considerada superabundante somente por ser inconveniente para o homem (Caughley, 1981). No entanto, esta alta densidade pode ser apenas aparente e o tamanho da população pode não representar impactos sobre o ecossistema. O que é relevante saber é se determinado número de indivíduos de uma população irá refletir negativamente seja no ecossistema, seja economicamente ou ainda se representa riscos para a saúde. Portanto, deve ser investigado se a alta densidade de quatis causa algum impacto sobre suas presas e, em caso positivo, quais as conseqüências para o ambiente.

Um estudo sobre a dieta dos quatis do Parque das Mangabeiras verificou que sementes de 49 espécies de plantas são defecadas intactas por estes animais (Alves-Costa *et al.*, 2004). Por este motivo, a espécie poderia

desempenhar um importante papel como dispersora de sementes. No entanto, a suplementação da dieta dos quatis com fontes antrópicas pode produzir uma interferência em seu papel ecológico. Os animais podem deixar de consumir, ou consumir menos, frutos e suas presas por receberem alimento fácil. Com isso, os quatis poderiam dispersar menos sementes e/ou exercer menos controle sobre as abundâncias de suas presas. Assim, deve ser averiguado se a alimentação artificial dos animais está causando algum impacto sobre o ecossistema local.

Estrutura etária e razão sexual

A diferença verificada entre as estruturas etárias observadas no PqM e com a de *N. narica* em Barro Colorado provavelmente deveu-se a menor proporção de jovens neste último local. A proporção de indivíduos em cada classe etária entre os anos de 2008 e 2010 é mais homogênea no PqM e pode indicar uma alta sobrevivência de quatis adultos e sub-adultos, o que, por sua vez, contribuiria para o aumento da densidade. Já a diferença da proporção de animais entre as classes etárias em relação ao ano de 2007 talvez deva-se ao baixo número de sub-adultos capturados. Estas diferenças podem ser decorrentes dos diferentes métodos empregados. A proporção de jovens na área de estudo é muito próxima daquela descrita por Schaller (1983) na Fazenda Acurizal, Pantanal, onde o autor cita *N. nasua* como o carnívoro mais abundante do local.

A razão sexual observada neste estudo não diferiu de 1:1 em todas as classes etárias. Esta situação também foi descrita para *Nasua narica* em Barro Colorado (Gompper, 1997). No ano de 2007 a razão sexual no PqM foi de

1:1,56 (Hemetrio, 2007) e talvez deva-se ao método empregado que parece ser mais propício para a captura de fêmeas adultas que para machos adultos. Costa (2009) verificou uma razão sexual de 1:3 para indivíduos adultos da espécie *N. nasua* no Parque do Prosa. Estas proporções entre gêneros são de populações com densidades aumentadas e talvez não sirvam como bons parâmetros sobre a razão sexual ideal almejada em um possível manejo da população do Parque das Mangabeiras, pois podem estar envolvidas no processo de aumento da densidade. Redford & Stearman (1993), descrevem uma razão sexual de 1:1,5 para a espécie *N. nasua* na Bolívia, baseando-se em animais caçados. No Arizona, Hass (2002) encontrou uma razão sexual de 1:2 para uma população de *N. narica* com baixa densidade.

Na maioria das vezes a razão sexual é direcionada pela sobrevivência diferencial entre machos e fêmeas (Skalski *et al.*, 2005). Dessa forma, a proporção entre machos e fêmeas no Parque das Mangabeiras demonstra que não haveria diferença na mortalidade entre os sexos em todas as classes etárias. No entanto, deve ser investigado se a razão sexual dos adultos também reflete a migração diferencial entre os gêneros. Por exemplo, as fêmeas da espécie *N. narica* são filopátricas em relação aos machos (Gompper, 1997). Os machos adultos emigrando para outras áreas e a razão sexual sendo mantida em 1:1 no local representaria na verdade uma sobrevivência maior de machos em relação às fêmeas.

RECOMENDAÇÕES PARA O MANEJO

A densidade de quatis do Parque das Mangabeiras está acima do que seria esperado em condições naturais. Este fato provavelmente deve-se à oferta suplementar de alimento e à ausência de predadores da espécie no local. O grande número de quatis no local pode causar alterações no ecossistema local e, ainda, contribuir para o conflito da espécie com o homem.

Estratégias de manejo devem incluir a supressão de fontes alimentares de origem antrópica que provavelmente terá implicações nas taxas reprodutivas, de mortalidade e também de emigração. Para tanto, devem ser desenvolvidas e implantadas lixeiras anti-quatis no Parque. Ainda sobre os resíduos, deve ser desenvolvido um trabalho com os moradores do entorno para que o lixo seja devidamente acondicionado em suas residências para que os quatis não acessem seu conteúdo. Um programa de educação ambiental deve ser iniciado no Parque no intuito de conscientizar seus usuários sobre as consequências de alimentar os animais silvestres. É importante que as pessoas conheçam os hábitos nutricionais das espécies ali residentes e que tenham clareza em relação à proibição da alimentação dos animais do Parque.

Para um manejo efetivo da população é necessário conhecer os parâmetros demográficos que regem o seu tamanho. Um estudo dos bandos auxiliaria a aquisição destas informações e ainda permitiria avaliar o tamanho dos grupamentos formados pelos quatis, que provavelmente reflete a densidade de indivíduos e poderia servir como mais um parâmetro de comparação com outras populações. O entendimento da ecologia populacional dos quatis permitiria determinar a tendência da população no local, auxiliaria o

monitoramento da resposta da população às ações de manejo implantadas e também de impactos como doenças e alterações do hábitat (incêndios, por exemplo).

É recomendável monitorar também os estoques da dieta natural dos quatis. O acompanhamento dos hábitos alimentares da espécie também é importante para determinar se a suplementação da dieta afeta seu desempenho como dispersora de sementes.

Os quatis possuem hábitos generalistas e uma grande plasticidade. Por este motivo, sua população obteve êxito no Parque das Mangabeiras. Assim, para serem bem sucedidas no controle da população, as medidas de manejo devem ser contínuas e a abundância dos animais monitorada periodicamente.

REFERÊNCIAS

- ALVES-COSTA, C. P. 1998. **Frugivoria e dispersão de sementes por quatis (Procyonidae: *Nasua nasua*) no Parque das Mangabeiras, Belo Horizonte, MG**. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas.
- ALVES-COSTA, C. P., FONSECA, G. A.B, CHRISTOFARO, C. 2004 Variation in the diet of the brown-nosed coati (*Nasua nasua*) in southeastern Brazil. **J Mammal** 85:478–482.
- ALVES-COSTA, C. P., AND P. C. ETEROVICK. 2007. Seed dispersal services by coatis (*Nasua nasua*, Procyonidae) and their redundancy with other frugivores in southeastern Brazil. **Acta Oecologica** 32:77–92.

- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia: de Indivíduos a ecossistemas**. 4 ed. Porto Alegre: Artmed, 2007.
- BEISIEGEL, B.M., 2001. Notes on the Coati, *Nasua nasua* (Carnivora:Procyonidae) in an Atlantic Forest area. **Braz. J. Biol.**, 61 (4): 689-692.
- BEISIEGEL, B. M., AND W. MANTOVANI. 2006. Habitat use, home range and foraging preferences of the coati *Nasua nasua* in a pluvial tropical Atlantic forest area. **Journal of Zoology**, 269:77– 87.
- BISBAL, E. 1986. Food habits of some neotropical carnivores in Venezuela (Mammalia, Carnivora). **Mammalia**, 50(3): 329-339.
- BISBAL FJ. 1989. Distribution and habitat association of the carnivores in Venezuela. Pp.339-362, em: *Advances in Neotropical Mammalogy*. (KH Redford e JF Eisenberg, eds.). The Sandhill Crane Press, Inc. Gainesville, Florida.
- BODMER, R.; FANG, T.; PUERTAS, P. 2009. **Wildlife Populations in the Pacaya-Samiria National Reserve and Lago Preto**, Peru. Relatório de operação.
- BOVENDORP, R. S.; GALETTI, M. 2007. Density and population size of mammals introduced on a land-bridge island in southeastern Brazil. **Biol Invasions**, 9:353–357.
- BROOKS, D. M. 1993. **Observations on procyonids in Paraguay and adjacent regions**. *Small Carnivore Conservation* 8: 3-4.
- CÂMARA, E.M.V.C; L.G. LESSA. 1994. Inventário dos mamíferos do Parque das Mangabeiras, Belo Horizonte, Minas Gerais. **Bios** 2: 31-35.

- CAUGHLEY, G.. Overpopulation. *In*: Jewell, P. A.; Holt, S. **Problems in Management of Locally Abundant Wild Mammals**. Academic Press, Paris, New York, London, San Diego, San Francisco, São Paulo, Sydney, Tokyo, Toronto.1981
- CAUGHLEY, G; A. R. SINCLAIR. 1994. Wildlife ecology and management. **Blackwell**, Oxford.
- CHAVES, B.R.N. 2011. Diversidade genética e dinâmica **populacional de quatis (Nasua nasua) em Minas Gerais**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- CHIARELLO, A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in southeastern Brazil. **Biological Conservation**, Liverpool, 89: 71-82.
- CONFORTI, V.A.; AZEVEDO, F. C. C. 2002. Chemical Restraint of South American Coatis with a combination of Teletamine and Zolazepam (Zoletil®). Anais: Conference on Carnivore Biology and Conservation, p 219.
- COSTA, E. M. J. 2003. **Movimentação, frugivoria e dispersão de sementes por quatis(Procyonidae: Nasua nasua) no Parque do Prosa, Campo Grande, Mato Grosso do Sul**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Mato Grosso do Sul 88p.
- COSTA, E.M.J.; MAURO, R.A.; SILVA, J.S.V. 2009. Group composition and activity patterns of brown-nosed coatis in savanna fragments, Mato Grosso do Sul, Brazil. **Braz. J. Biol.**, 69(4): 985-991.

- CRESPO, J. A. 1982. Ecología de la comunidad de mamíferos del parque Nacional de Iguazú, Misiones. **Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia"**, **Ecología** 3(2):45-162.
- CROOKS, K. R.; SOULÉ, M. E. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. **Nature** 400:563-566.
- CULLEN JR, L.; BODMER, E. R.; VALLADARES-PADUA, C. 2001. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, São Paulo, Brazil. **Oryx**, 35 (2).
- CUARON, A. D.; MARTINEZ-MORALES, M.A.; MCFADEN, K. W.; VALENZUELA, D.; GOMPPER, M. E. 2004. The status of dwarf carnivores on Cozumel Island. **Biodiversity and Conservation**, 13:317-331.
- CUARON, A. D. et al. 2009 Conservation of the endemic dwarf carnivores of Cozumel Island, Mexico. **Small Carnivore Conservation**, 41: 15-21.
- DECKER, D. M. 1991. Systematics of the coatis, genus *Nasua* (Mammalia, Procyonidae). **Proceedings of the Biological Society of Washington**. 104(2): 370-386.
- DESBIEZ, A. L. J.; BORGES, P. A. L. 2010. Density, habitat selection and observations of South American Coati *Nasua nasua* in the central region of the Brazilian Pantanal wetland. **Small Carnivore Conservation**, Vol. 42: 14–18.
- DOBSON, F.S.; J. Yu. 1993. Rarity in neotropical forest mammals revisited. **Conserv. Biol.** 7: 586-591.

- EISENBERG, J. F. & REDFORD, K. H. 1999. **Mammals of the Neotropics: the central neotropics. Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil.** Chicago e Londres, University of Chicago. 609p.
- EMMONS, H.E. 1987. Comparative feeding ecology of felids in a neotropical rainforest. **Behav.Ecol.Sociobiol.** 20: 71-283.
- EMMONS, L. H.; FEER, F. 1997. **Neotropical rainforest mammals: a field guide.** Chicago, The University of Chicago. 307p.
- FONSECA, G. A.B.; ROBINSON, J.G. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. **Biological Conservation**, 53:265-294.
- FULLER, T. K.; SIEVERT, P. R. 2001. Carnivore demography and the consequences of changes in prey availability. Pages 163-178 *In* J. L. Gittleman, S. M. Funk, D. W. Macdonald, and R. K. Wayne, eds. **Carnivore Conservation.** Cambridge University Press, London, U.K.
- GARLA, R.C., SETZ, E.Z.F. & GOBBI, N. 2001. Jaguar (*Panthera onca*) food habits in Atlantic Rain Forest of Southeastern Brazil. **Biotropica.** 33(4):691-696.
- GEHRT, S.D., RILEY, S.P.D., CYPHER, B.L., (eds.) 2010. Urban Carnivores. **John Hopkins University Press** pp. 78-95.
- Godfrey, M. H.; Mrosovsky, N. (2001). Relative importance of thermal and nonthermal factors on the incubation period of sea turtle eggs. **Chelonian Conservation and Biology** 4, 217-218.
- GOMPPER, M. E. & KRINSLEY, J.S. 1992. Variation in social behavior of adult male coatis (*Nasua narica*) in Panama. **Biotropica.** 24(2a): 216-219.

- GOMPPER, M. E. 1994. **The importance of ecology, behavior and genetics in the maintenance of coati (*Nasua narica*) social structure** Tese de Doutorado. University of Tennessee, Knoxville.
- GOMPPER, M. E. 1995. *Nasua narica*. **Mammalian Species**. 487: 1-10.
- GOMPPER, M. E. 1996. Sociality and asociality in white-nosed coatis (*Nasua narica*): foraging cost and benefits. **Behavioural Ecology** 7(3): 254-263.
- GOMPPER, M. E. 1997. Population ecology of the white-nosed coati (*Nasua narica*) on Barro Colorado Island, Panama. **J. Zool.**, Lond. 241. Pp. 441-455.
- GOMPPER, M. E.; DECKER, D. M. 1998. *Nasua nasua*. **Mammalian species**, 580: 1-9.
- HARRIS, S.; TREWHELLA, W. J. 1988. An analysis of some of the factors affecting dispersal in an urban fox (*Vulpes vulpes*) population. **Journal of Applied Ecology**, 25:409-422.
- HASS, C. C.; VALENZUELA, D. 2002. Anti-Predator benefits of group living in white-nosed coatis (*Nasua narica*). **Behavioural Ecology Sociobiology**, 51: 570-578.
- HASS, C. C. 2002. Home-range dynamics of white-nosed coatis in southeastern Arizona. **Journal of Mammalogy**, 83(4): 934-946.
- HEMETRIO, N. S. 2007. **Levantamento populacional de quatis (PROCYONIDAE: *Nasua nasua*) no Parque das Mangabeiras, Belo Horizonte, MG**. Monografia. Universidade Federal de Minas Gerais. 30p.
- JOLLY, G. M. 1965. Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration | Stochastic model. **Biometrika** 52 225.

- JORGENSON, J. P. & REDFORD, K. H. 1993. Humans and big cat predators in the neotropics. **Symposia of the Zoological Society of London**, London. 637-690, 65, p.
- KARANTH K. U.; Nichols J. D. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. **Ecology** 79, 2852-2862.
- KAUFMANN, J. H. 1962. Ecology and social behaviour of the coati, *Nasua narica*, on Barro Colorado Island, Panama. **Univ. Calif. Publs. Zool.** 60: 95-222.
- KAUFMANN, J. H.; LANNING, D. V. & POOLE, S. E. (1976). Current status and distribution of the coati in the United States. **Journal of Mammalogy** 57(4): 621-637.
- KREBS, Charles J. **Ecological methodology**. 2nd ed. Menlo Park, CA: Benjamin/Cummings, c1999. 620 p.
- KRUUK LEB, CLUTTON-BROCK TH, ALBON SD, PEMBERTON JM, GUINNESS FE, 1999. Population density affects sex ratio variation in red deer. **Nature** 399:459–461.
- KUNZ, T. H.; WEMMER, K.; HAYSEN, V. Sex, Age and Reproductive Condition of Mammals. *In*: Wilson, D. E.; Cole, F. R.; Nichols, J. D.; Rudran, R.; Foster, M. S. (eds). **Measuring and Monitoring Biological Diversity – Standard Methods for Mammals**. Smithsonian Institution Press, Washington e Londres, 1996
- LIN, Y. T. K.; BATZLI, G. O. 2001. The influence of habitat quality on dispersal, demography, and population dynamics of voles. **Ecological Monographs**, 71: 245-275.

- LOOMIS, M. R. Identification of animals in zôos. *In*: Fowler. M. E. **Zoo and wildlife medicine: current therapy**. 3^a ed. W.B.Saunders Company. Philadelphia, 1993.
- LURZ, P. W. W.; GARSON, P. J.; WAUTERS, L. A. 1997. Effects of temporal and spatial variation in habitat quality on red squirrel dispersal behavior. **Animal Behavior**, 54: 427-435.
- MOHR, C. O. 1947. Table of equivalent populations of North American mammals. **American Midland Naturalist**, 37: 223-249.
- MYSTERUD, A., YOCCOZ, N.G., STENSETH, N.C. & LANGVATN, R. (2000). Relationships between sex ratio, climate and density in red deer: the importance of spatial scale. *J. Anim. Ecol.* 69, 959–974.
- NAKANO-OLIVEIRA, E. 2002. **Ecologia Alimentar e Área de vida de Carnívoros da Floresta Nacional de Ipanema, Iperó, SP (Carnivora: Mammalia)**. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 97 p.
- NILON CH, PAIS RC. 1997. Terrestrial verte-brates in urban ecosystems: developing hy-potheses for the Gwynns Falls Watershed in Baltimore, Maryland. **Urban Ecosyst.** 1:247- 57
- OLIFIERS, N. 2010. **Life-history and disease ecology of the brown-nosed coati (*Nasua nasua*) and the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*) in the brazilian Pantanal**. Tese de Doutorado. University of Missouri, 162p.
- PALOMARES, F.; GAONA, P.; FERRERAS, P. & DELIBES, M. 1995. Positive effects on game species of top predators by controlling smaller predator

populations: an example with lynx, mongooses and rabbits.

Conservation Biology 9(2): 295-305.

PARDINI, R.; DITT, E. H.; CULLEN JR., L.; BASSI, C. RUDRAN, R.

Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte.

In: Cullen Jr., L.; Rudran, R.; Pádua-Valladares, C.. **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Ed.

UFPR e Fundação O Boticário de Proteção a Natureza. Curitiba, 2003. 665p.

PARRY, L.; BARLOW, J.; PERES, C. A. 2007. Large-vertebrate assemblages

of primary and secondary forests in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, 23, pp 653-662.

PBH. **Plano de Manejo do Parque Municipal das Magabeiras** (em preparação).

PEDERSOLI, J. L. 1997. **Resultados e relações das plantas no Parque das Mangabeiras**. Relatório final. Convênio PMBH/FUNDEP.

PERRY, H. R., Jr; PARDUE, G.B.; BARCALOU, F.S., Jr.; MONROE, R.J. 1977
Factors affecting trap response of Gray squirrel. **The Journal of Wildlife Management** 41:135-143.

PRANGE, S.; GEHRT, S. D.; WIGGERS, E. P. 2003. Demographic factors contributing to high raccoon densities in urban landscapes. **Wildl. Manage.**, 67(2).

PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L.; GROVE, J. M.; NIKON, C. H.;
POUYAT, E. V.; ZIPPERER, W. C.; CONSTANZA. B. 2001. Urban ecological systems. Linking terrestrial ecological, physical, and

- socioeconomic components of metropolitan areas. **Annual Review of Ecology and Systematics** 32:127-157
- POLLOCK, K. H.; NICKOLS, J. D.; BROWNIE, C., HINES, J. E. 1990. Statistical inference for capture-recapture experiments. *Wildlife Monographs*. 107: 1-97.
- POLLOCK, K. H.; ALPIZAR-JARA, R. Classical Open-population Capture-recapture Models. *In: Amstrup, S. C.; MacDonald, T. L.; Manly, F. J. Handbook of Capture-Recapture Analysis*. Princeton University Press, 2005.
- RAEDEKE, K.J., J.J. MLLSPAUGHA, ND P.E. CLARK. 2002. Population characteristics Pages 449-491 in D.E. Toweill and J.W. Thomas, editors. **North American elk: ecology and management**. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C., USA.
- REDFORD, K. H.; J. F. EISENBERG. 1992. Mammals of the neotropics: the southern cone. Volume 2 Chile, Argentina, Uruguay, Paraguay. Chicago: **University of Chicago Press**.
- REDFORD, K. H.; STEARMAN, A. M. 1993. Forest-dwelling native Amazonians and the conservation of biodiversity. **Conservation Biology**, 7 (2): 248-255.
- REPPUCCI J., GARDNER, B.*, LUCHERINI, M. 2011. Estimating etection and density of the Andean cat in the high Andes. **Journal of Mammalogy**. 2(1):140-147.
- ROCHA, F. L. 2006 **Áreas de uso e seleção de habitats de três espécies de carnívoros de médio porte na Fazenda Nhumirim e arredores,**

- Pantanal da Nhecolândia, MS.** Dissertação (Mestrado em Ecologia)
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Corumbá.
- ROCHA, V. J.; SEKIANA, M.L. Mamíferos do Parque Estadual Mata dos Godoy
p. 138-151. In: TOREZAN, J. M. D. (Org.). **Ecologia do Parque** Estadual
Mata dos Godoy. Londrina: Itedes, 2006, 169 p.
- RODRÍGUEZ, G. A. 1992 Mammalian surveys of two forested area with
different degrees of disturbance, in Panama. **Ecotrópicos**, 5(2):1-10.
- ROGERS, C. M. & CARO, M. J. 1998. Song sparrows, top carnivores and nest
predation: a test of mesopredator release hypothesis. **Oecologia**,
116:227-233.
- RUSSELL, J. K. 1981. **Exclusion of adult male coatis from social groups:
protection from predation.** Journal of mammalogy, 62: 206-208.
- RUSSEL, J.K. 1983. Altruism in coatis bands; nepotism or reciprocity? In:
Wasser, S.K. (ed.) **Social Behavior of female vertebrates.** Academic
Press, Inc. Pp.263-290.
- RUSSEL, J.K. 1996. Timing of reproduction by coatis (*Nasua narica*) in relation
to fluctuations in food resource. In: E.G. Leight, Jr.; Rand A.S. & Windsor,
D.M. **The Ecology of a tropical forest - seasonal rhythms and long-
term changes.** Second edition. By the Smithsonian Institution. pp. 413-
431.
- SÁNCHEZ, F.; SÁNCHEZ-PALOMINO, P.; CADENA, A. 2008. Species
richness and índices of abundance of médio-sized mammals in Andean
Forest and reforestation with Andean Alder: a preliminary analysis.
Caldasia 30:197-208

- SCHALLER, G. B. 1983. Mammals and their biomas on a Brazilian ranch. **Arq.Zool.**, 31(1): 1-36.
- SEBER, G. A. F. (1965). A note on the multiple recapture census. **Biometrika** 52: 249-259.
- SIEVING, K. E. & KARR, J.R. 1997. Avian extinction and persistence mechanisms in lowland Panama. Pp. 156-170, In: LAURANCE, W. F. & BIERREGAARD, R.O. (eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. The University of Chicago Press, Chicago.
- SKALSKI JR, KE RYDING, AND JJ MILLSPAUGH. 2005. Wildlife Demography. Analysis of Sex, Age, and Count Data. **Elsevier**, Academic Press, Amsterdam.
- SMALLWOOD, K. S.; SCHONEWALD, C. 1998. Study Design and interpretation of mammalian carnivore density estimates. **Oecologia**, 113:447-491.
- SOISALO, M. K.; S. M. C. CAVALCANTI. 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture–recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. **Biological Conservation** 129:487–496.
- TERBORGH, J. 1990. The role of felid predators in Neotropical forest. **Vida Silvestre Neotropical**, 2(2):3-5.
- TERBORGH, J.; LOPEZ, L.; TELLO, J.; YU, D.; BRUNI, A. N. 1997. Transitory states in relaxing ecosystems of land bridge islands. Pp. 256-274, In: LAURANCE, W. F. & BIERREGAARD, R.O. (eds.). **Tropical forest**

remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities. The University of Chicago Press, Chicago.

TOMAS, W. M.; RODRIGUES, F. G. H.; COSTA, R. F. 2006. Levantamento e monitoramento de populações de carnívoros. In: MORATO, R. G.; RODRIGUES, F. G. H.; EIZIRIK, E.; MANGINI, P. R. AZEVEDO, F. C. C.; MARINHO-FILHO, J. (Orgs.). **Manejo e conservação de carnívoros neotropicais. I Workshop de Pesquisa para Conservação de Carnívoros Neotropicais.** IBAMA, São Paulo.

TROVATI, R. G. 2004. **Monitoramento radiotelemetrico de pequenos e médios carnívoros na area de influência da UHE Luiz Eduardo Magalhães/Lajeado – TO.** Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, 72p.

VALENZUELA, D. 1998. Natural history of the white-nosed coati, *Nasua narica*, in a tropical dry forest of western Mexico. **Revista Mexicana de Mastozoologia**, 3:26–44.

VALENZUELA, D. & CEVALLOS, G. 2000. **Habitat selection, home range, and activity of the white-nosed coatis (*Nasua narica*) in a Mexican tropical dry forest.** *Journal of Mammalogy* 81(3):810-819.

VALENZUELA, D.; MACDONALD, D. W. 2002. **Home-range use by White-nosed coatis (*Nasua narica*): limited water and a test of the resource dispersion hypothesis.** *Journal of Zoology* 258: 247-256.

VIRGL, J. A.; MESSIER, F. 2000. Assessment of source sink theory for predicting demographic rates among habitats that exhibit temporal changes in quality. **Canadian Journal of Zoology**, 78:1483-1493.

WEST, S. A. W.; SHELDON, B. C. 2002. Constraints in the Evolution of Sex Ratio Adjustment. **Science**, 295 (5560), 1685-1688.

WILLIAMS, B. K.; NICHOLS, J. D.; CONROY, M. J. **Analysis and management of animal population – Modeling, estimation and decision making**. Academic Press, San Diego, San Francisco, New York, Boston, London, Sydney, Tokyo, 2002.

**Modelagem de Ações de Manejo para uma População de Quatis
(PROCYONIDAE: *Nasua nasua*)**

RESUMO

A densidade de quatis (*Nasua nasua*) do Parque das Mangabeiras está maior que em outras áreas de ocorrência da espécie. Embora ainda não tenha sido verificada, a grande quantidade destes animais poderia causar impactos negativos no ambiente local. Além disso, há um conflito homem-quati devido à invasão de casas e estabelecimentos comerciais do entorno e também à arranhões e mordidas de visitantes. Deste modo, é necessário pensar ações que poderiam reduzir a população quatis para minimizar os problemas causados por eles. Para tanto, ações de manejo foram modeladas no programa VORTEX 9.99 de modo a determinar aquelas que seriam mais efetivas no controle de uma população teórica de quatis. Estas incluíram reduções da capacidade suporte (K), remoção de indivíduos, redução do número de indivíduos reprodutivos e a combinação destas ações. As simulações foram feitas com 100 repetições durante 100 anos, com reprodução dependente e independente da densidade (RID e RDD) e foi considerado que a população se encontrava na capacidade suporte (124 indivíduos). A meta a ser alcançada com as ações de manejo foi calculada a partir da densidade média de quatis em sua área de ocorrência (10 indivíduos/km²), sendo de 40 a 50 indivíduos. A redução de K foi simulada para acontecer anualmente durante os 2, ou 5 ou 10 primeiros anos de manejo. Nas simulações de remoção de indivíduos, a ação

tinha início no segundo ano e terminava no décimo ano, ocorrendo anualmente. O número de indivíduos removidos variou de 8 a 90 e nas proporções de um macho para uma fêmea (1M:1F), 1M:2F, 2M:1F, 1M:0F, 0M:1F. Já o número de indivíduos reproduzindo foi reduzido de 70 até 14%, nas razões de 1M:1F, 0M:1F e 1M:0F. Após a determinação das ações de manejo que possibilitam atingir a meta do número de quatis na população, foram avaliadas as flutuações populacionais ao longo dos cem anos de simulação, a probabilidade de extinção (PE) e os custos de sua aplicação a fim de selecionar aquelas que seriam mais adequadas. A meta é atingida com a redução de K, mas é inviável devido à alta PE. O mesmo ocorre quando o número de indivíduos reproduzindo é reduzido nas proporções de 1M:1F e 0M:1F. Já a redução de machos reproduzindo e a remoção de indivíduos não produzem efeito algum sobre o tamanho da população. A combinação da redução de K com a remoção de indivíduos também não permite que a meta seja alcançada. Já o manejo reprodutivo e de k combinados mostrou-se a melhor estratégia de manejo. Assim, para que a meta seja alcançada de forma viável, seria necessário a redução de K em 13,5% durante 2 anos e manter apenas 26,5% das fêmeas reproduzindo. Os gastos com o manejo da população somariam R\$106.904,45 (\$ 64790.58) e incluem a fabricação e instalação de lixeiras anti-quati, educação ambiental, captura e esterilização de 13 fêmeas adultas. O ideal seria a adoção de um manejo adaptativo, pois os modelos podem subestimar os riscos envolvidos com as ações de manejo. Assim, é fundamental o monitoramento para retificação ou ratificação das estratégias de manejo.

ABSTRACT

Coati's (*Nasua nasua*) density is higher in Mangabeiras Park than in other areas where the species occur. The high number of these animals may cause negative impacts in the local environment, even though it has not been verified. There is also a conflict between humans and coatis due to invasions of houses and commercial establishments and aggressions on visitors, such as bites and scratches. In this regard it is necessary to think about actions that could reduce coati's population to minimize its problems. Management actions were modeled in VORTEX 9.99 to determine the most effective in controlling a theoretical coati's population, testing to reduce the carrying capacity (K), remove individuals, reduce the number of reproductive individuals and combinations of these actions. Scenarios with 100 repetitions throughout 100 years were simulated, considering that the reproduction was dependent or not to the density (RID e RDD) and the population was in its carrying capacity (124 individuals). Based on coati's medium density in its range (10 individuals/km²), it was established 40-50 individuals as the management goal. The K reduction was simulated to happen annually through the first 2, 5 or 10 years of management. When simulating animal removal (individual removal), the action was implemented annually on the second year throughout the tenth year. The number of removed individuals varied from 8 up to 90 on the following proportions of male (M) and female (F): 1M: 1F; 1M:2F; 2M:1F; 1M:0F e 0M:1F. The number of reproducing individuals was reduced from 70 to 14%, with the proportions 1M:1F; 0M:1F e 1M:0F. After determining the management actions necessary to reach the aim established, population fluctuations through 100 years of simulation, the probability of extinction (PE) and the financial costs of

the management were evaluated to select the most appropriate actions to be implemented. The goal is reached with a K reduction, but it is unfeasible because of the high PE. The same occurs when there is a reduction of reproducing individuals on the proportion of 1M:1F and 0M:1F. However, neither the reduction on reproducing males nor the removal of individuals, combined or isolated, produces any effect on the size of population. The best strategy found was the combination of reproductive management and K reduction. Therefore, to reach a viable goal, it would be necessary to reduce K in 13,5% for 2 years and maintain only 26,5% of the females reproducing. The costs for this population management are estimated in R\$106.904,45 (\$64790.58) including fabrication and installation of anti-coatis trash cans, environmental education and capture and sterilization of 13 adult females. Considering that models can underestimate the risk involved in management actions, an adaptive management would be ideal. Finally, the monitoring of actions would be fundamental to rectify and ratify the management strategies.

INTRODUÇÃO

Os quatis (*Nasua nasua* Linnaeus, 1766) são procionídeos de médio porte com hábitos grupais. Formam bandos com 30 ou mais indivíduos (Crespo, 1982; Schaller, 1983, Emmons & Feer, 1997). A composição dos bandos ainda é controversa. Alguns autores relatam que são constituídos por fêmeas adultas e seus filhotes de ambos os sexos e que os machos são solitários (Emmons & Feer, 1997, Nakano-Oliveira, 2002; Rocha-Mendes *et al.*, 2005), mas estes já foram observados acompanhando bandos ao longo do ano, fora do período reprodutivo (Rocha, 2006; Costa *et al.*, 2009; observação pessoal). A reprodução é anual e o tempo de gestação da espécie é de dez a onze semanas, nascendo de dois a sete filhotes, que ficam aos cuidados de indivíduos mais velhos em “berçários” (Gompper & Decker, 1998). A idade da primeira reprodução de fêmeas varia entre dois e três anos (Wootton, 1987; Olifiers, 2010) e a longevidade da espécie é cerca de sete anos em vida livre (MacDonald, 1984). Seus predadores naturais são onças pintadas (*Panthera onca*), suçuaranas (*Puma concolor*), jaguatiricas (*Leopardus pardalis*) e jaguarundis (*Puma yagouaroundi*) (Sanderson, 1949; Crespo, 1982; Schaller, 1983; Emmons, 1987; Almeida, 1990; Redford & Eisenberg, 1992; Jorgenson & Redford, 1993; Gompper & Decker, 1998).

A espécie possui uma dieta generalista que inclui frutos, bromélias, invertebrados e pequenos vertebrados. Também há registros de animais de maior porte em sua alimentação como macaco-prego (*Cebus nigritus*), veado (*Mazama nana*), paca (*Cuniculus paca*) e ratão do banhado (*Myocastor coypus*) indicando seu potencial para predação (Rocha-Mendes, 2005). Os quatis podem ser considerados dispersores de sementes, pois defecam as

sementes intactas (Rocha 2001; Alves-Costa *et al.*, 2004). Devido ao seu caráter oportunista, são freqüentemente observados se alimentando de lixo em áreas urbanas.

A elevada quantidade de alimento geralmente leva ao aumento da densidade de espécies capazes de ocupar áreas urbanizadas (McKinney, 2002; Shochat *et al.*, 2006). Nas cidades as pessoas promovem a adaptação dos animais alimentando-os intencionalmente ou acidentalmente, quando não acondicionam adequadamente o seu lixo, ou quando deixam a ração de animais domésticos exposta (DeStefano & DeGraaf, 2003). As áreas urbanas podem ainda proporcionar refúgio para algumas espécies contra seus predadores (Faeth *et al.*, 2005).

Algumas espécies de carnívoros parecem bem adaptadas ao meio urbano, como por exemplo, coiotes (*Canis latrans*), raposas vermelhas (*Vulpes vulpes*), guaxinins (*Procyon lotor*) e texugos (*Meles meles*). Estas espécies compartilham algumas características: médio porte, dieta onívora e alto potencial reprodutivo (Gehrt *et al.*, 2010), que também são atribuídas aos quatis e podem estar relacionadas ao fato da espécie se encontrar muito abundante no Parque das Mangabeiras, 30 indivíduos/km² (Capítulo I). Os quatis recebem alimentação de visitantes do PqM e de moradores do entorno. Também se alimentam de lixo dentro e fora do parque e não há registros da ocorrência de seus predadores no local (Hemetrio, 2007). Estas condições favorecem o aumento da capacidade suporte do ambiente e também incitam um conflito entre pessoas e quatis, pois estes animais invadem casas e estabelecimentos comerciais do entorno e eventualmente ocorrem mordidas e arranhões. O aumento da densidade de quatis no PqM pode levar a alterações

ambientais devido a maior pressão exercida sobre suas presas. Sendo verificados impactos negativos do grande número de indivíduos, haverá a necessidade da implementação de ações de manejo para reduzir o tamanho da população. Estas ações podem incluir a redução da capacidade suporte, remoção de indivíduos e diminuição das taxas reprodutivas da população de quatis do PqM.

A capacidade suporte (K) representa o número de indivíduos que o ambiente pode sustentar sem uma tendência de aumento ou diminuição (Ricklefs, 2003; Begon *et al.*, 2006). Sua redução poderia ser feita diminuindo o acesso dos quatis às fontes antrópicas de alimentação. A reintrodução de predadores poderia ajudar a diminuir o número de indivíduos que o ambiente suporta, porém, não seria viável devido à proximidade com a área urbana. O tamanho da área não consegue manter algumas das espécies e/ou ainda poderia criar mais um conflito com o homem.

A diminuição das taxas reprodutivas poderia ser alcançada com a esterilização ou castração dos animais. A esterilização faz com que o animal se torne infértil, mas mantém o seu comportamento reprodutivo (cio, disputa por fêmeas, cópula). Já a castração impede que o animal se reproduza e elimina seu comportamento reprodutivo. Existe ainda uma alternativa que é a contracepção hormonal ou imunológica para fêmeas (Fagerstone *et al.*, 2006).

A remoção de indivíduos da população pode ser feita através da caça, envenenamento e controle biológico. Destas, a forma mais segura seria a caça, pois é seletiva e relativamente segura em termos ambientais, quando comparada ao uso de substâncias químicas (Gosling & Baker 1989) e

patógenos (Courchamp *et al.*, 2003). Uma alternativa não letal de remoção é a translocação de indivíduos para outras áreas. No entanto, ela apresenta o risco de carrear doenças presentes no local de origem para a área de restabelecimento dos indivíduos translocados (Woodford & Rossiter, 1994).

O manejo de uma população tem um risco associado. A modelagem pode ser usada para avaliar o impacto das ações de manejo, para indicar quais variáveis são prioritárias para a coleta de dados e, finalmente, para orientar a alocação de recursos de conservação (Faust *et al.*, 2004). O programa VORTEX é amplamente usado para modelagens de populações de vida selvagem (Lacy, 2005). Esse software é freqüentemente utilizado em análises de viabilidade populacional (Lacy, 2005) para avaliar a probabilidade de persistência das populações de espécies ameaçadas sob várias condições e identificar manejos efetivos para estratégias de conservação ou necessidade de pesquisa (Morris *et al.*, 1999; Brook *et al.*, 2000; McCarthy *et al.*, 2001; Reed *et al.*, 2002). Neste estudo, serão modeladas ações de manejo para o controle da população de uma população teórica de quatis, baseando-se nas condições presentes no PqM. O objetivo deste estudo é determinar as ações mais efetivas para o controle populacional e avaliar sua aplicabilidade quanto aos riscos e custos associados.

MÉTODOS

Modelagens de ações de manejo foram empregadas de modo a determinar aquelas que seriam mais efetivas no controle da população de quatis. Estas incluíram variações da capacidade suporte, remoção de indivíduos (abate ou translocação), redução do número de indivíduos reprodutivos e a combinação

destas ações. Para tanto, uma população teórica foi construída a partir de dados obtidos em campo e na literatura, com alguns parâmetros sendo assumidos devido à escassez de informações sobre a espécie *Nasua nasua* (Tabela 8). A partir desta população teórica foram simuladas as ações de manejo sob dois contextos, com reprodução dependente (RDD) e independente da densidade (RID), como recomendado por Ginzburg *et al.* (1990) para os casos em que não existe tal informação. As ações foram intensificadas até que a probabilidade de extinção fosse igual a um. Para as simulações foi utilizado o programa Vortex[®] versão 9.99 (Lacy *et al.*, 2005) e foram realizadas 100 repetições para um período de 100 anos. A população teórica de quatis possuía estrutura etária estável. Para o tamanho inicial foi considerada a estimativa realizada em 2010 de 124 indivíduos (capítulo 1) e foi assumido que ela se encontrava no limite da capacidade suporte. Foi considerado que os indivíduos se reproduzem até o fim da vida sendo, portanto, até os sete anos (MacDonald, 1984).

A meta das ações de manejo foi reduzir a população para uma faixa de 40 a 50 indivíduos em uma área de 2,36 km², obtendo uma densidade aproximada de 10 indivíduos/ km². O tamanho da população a ser alcançado com as ações de manejo foi baseado na média das densidades de *N.nasua* em toda a sua distribuição geográfica.

O tempo de implementação das medidas foi definido para ser o mais próximo da realidade. O manejo de espécies depende, na maioria das vezes, do investimento de dinheiro público, ou mesmo de iniciativa privada, o que dificilmente seria conseguido para um tempo superior a dez anos, principalmente se tratando de espécie não ameaçada de extinção.

Tabela 8 - Parâmetros populacionais utilizados para a construção da população teórica de quatis (*Nasua nasua*).

| Parâmetro | Dados de entrada | Referência |
|---|------------------|--|
| Período em anos | 100 | NA |
| Nº de iterações | 100 | NA |
| Nº de catástrofes | 0 | NA |
| Extinção | Resta 1 sexo | Assumido |
| Tamanho da População | 124 | Capítulo 1 |
| Sistema reprodutivo | Poliginia | Gompper <i>et al.</i> , 1997 |
| Idade da 1ª prole p/ fêmeas | 2 | Olifiers, 2010; Wootton, 2007 |
| Idade da 1ª prole p/ machos | 2 | Kaufmann, 1962 |
| Idade máxima de reprodução | 7 | Assumido |
| Nº máximo de crias por ano | 1 | Gompper 1997 |
| Nº máximo de progenies por cria | 7 | Rocha & Sekiama, 2006 |
| Razão sexual no nascimento - % em machos | 50 | Baseado no presente estudo |
| % fêmeas reproduzindo em baixa densidade | 90 | Assumido |
| % fêmeas reproduzindo na capacidade suporte | 70 | Assumido |
| % de fêmeas adultas reprodutivas | 70 | Assumido |
| Probabilidade do número de crias (%) | 100 | Assumido |
| Tamanho médio da prole | 6 | Alves-Costa & Eterovick, 2007; Obs. pessoal |
| Mortalidade causada por idade 0 para 1 (fêmeas %) | 0 | Adaptado de Olifiers, 2010 |
| Mortalidade causada por idade 1 para 2 (fêmeas %) | 0 | Adaptado de Olifiers, 2010 |
| Mortalidade anual depois da idade 2 (fêmeas %) | 33 | Adaptado de Olifiers, 2010 |
| Mortalidade causada por idade 0 para 1 (machos %) | 0 | Adaptado de Olifiers, 2010 |
| Mortalidade causada por idade 1 para 2 (machos %) | 0 | Adaptado de Olifiers, 2010 |
| Mortalidade anual depois da idade 2 (machos %) | 33 | Adaptado de Olifiers, 2010 |
| % de machos no grupo reprodutivo | 70 | Assumido |
| % de machos bem sucedidos na produção da prole | 44,2 | Calculado pelo programa |
| Número médio de parceiros/ prole produzida | 1,6 | Calculado pelo programa |
| Capacidade suporte | 124 | Assumido |

Legenda - NA: não se aplica

A redução da capacidade suporte (K) foi simulada para acontecer anualmente durante os dois, cinco e dez primeiros anos de manejo para verificar a resposta da população teórica a esta ação.

A remoção de indivíduos foi simulada para dez anos, acontecendo anualmente a partir do segundo ano. O número de indivíduos removidos variou de 8 a 90 e nas proporções de um macho para uma fêmea (1M:1F), 1M:2F, 2M:1F, 1M:0F, 0M:1F. Já o número de indivíduos reproduzindo foi reduzido de 70 até 14%, tanto machos e fêmeas com razão de 1:1, quanto somente fêmeas ou machos. O programa VORTEX não permite estipular o tempo para esta última ação, que perdura pelos cem anos das simulações.

Para serem efetivas, as ações de manejo devem reduzir o tamanho populacional minimizando o risco de extinção da população. Assim, as respostas da população às intervenções simuladas foram classificadas em categorias de risco de acordo com a probabilidade de extinção em 100 anos (adaptado de Paglia, 1997): segura (probabilidade de extinção em 100 anos de no máximo 20% de todas as populações simuladas), arriscada (entre 20 e 50%), altamente arriscada (51 a 70 %) e inviável (maior que 70%).

As ações de manejo foram combinadas para o alcance de seu objetivo, incluindo manipulações de K e do número de indivíduos reprodutivos, e de K e remoções de indivíduos. As combinações foram feitas para as faixas de intervenções classificadas como seguras (até 20 % de risco de extinção da população). Não foi combinado o manejo reprodutivo e de remoção, pois não seria justificável esterilizar e translocar e/ou abater indivíduos da população.

No intuito de avaliar os custos das ações de manejo empregadas, foram listados os itens necessários para a sua implementação e orçados os gastos envolvidos, em Reais e em Dólares.

Após a determinação das ações de manejo que possibilitam atingir a meta do número de quatis na população, foram avaliadas as flutuações populacionais ao longo dos cem anos de simulação, o risco de extinção e os custos de sua aplicação a fim de selecionar aquelas que seriam mais adequadas.

RESULTADOS

Para alcançar a meta do número de quatis na população, a capacidade suporte deveria ser reduzida anualmente entre 22 e 25% durante dois anos, ou 9,5 e 11,5% ao longo de cinco anos ou ainda entre 4,5 e 5% no tempo de 10 anos (Figura 10). No entanto, estas reduções são classificadas como inviáveis devido à alta probabilidade de extinção da população em cem anos (Tabela 9 e Figura 11). A população é extinta quando K é reduzida em 20% (RID) ou 25% (RDD) durante 2 anos, em 12% (RID e RDD) ao longo de 5 anos, ou em 6,5% (RID) e 6 % (RDD) durante 10 anos (Figura 14).

A redução de machos e fêmeas reproduzindo de 70 para 19 e 20% faz com que o objetivo de 40 a 50 indivíduos na população seja alcançado, mas o risco de extinção da população é alto (Tabela 10). Quando a porcentagem de fêmeas reproduzindo é diminuída para 19 (RID e RDD), 20 e 22 (RID), a meta é atingida, contudo há risco de extinção da população. Já a redução de machos reproduzindo não produz efeito algum sobre o tamanho da população (Figuras

12 e 13). A população é extinta quando o número de fêmeas e indivíduos de ambos os sexos reproduzindo é inferior a 14% (Figuras 12 e 13).

Tabela 9 – Redução anual da capacidade suporte (K) em porcentagem com duração de 2; 5 e 10 anos, classificação do risco das reduções e alcance da meta do tamanho populacional com reprodução dependente e independente da densidade.

| Reprodução | Duração da redução de K | | | | | |
|----------------------------|---------------------------|------------|--------------|-------------------------|------------|--------------|
| | Independente da densidade | | | Dependente da densidade | | |
| | 2 anos | 5 anos | 10 anos | 2 anos | 5 anos | 10 anos |
| Categorias de risco | | | | | | |
| Segura | 15 | 5,5 | 2,5 | 14,5 | 6 | 3 |
| Arriscada | 15,5 a 18 | 6 a 7,5 | 3 a 3,5 | 15 a 18 | 6,5 a 7,5 | 3,5 |
| Altamente arriscada | 19 a 20 | 8 a 8,5 | 4 | 19 a 22 | 8 a 8,5 | 4 |
| Inviável | Acima de 22 | Acima de 9 | Acima de 4,5 | Acima de 23 | Acima de 9 | Acima de 4,5 |
| Alcance da meta | 22 a 25 | 9,5 a 11,5 | 4,5 a 5 | Não | 9,5 a 10 | 4,5 |

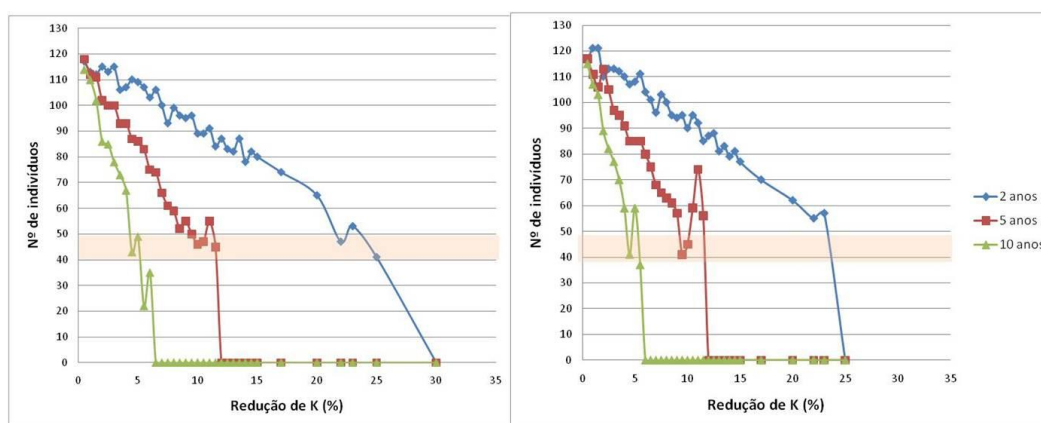


Figura 10 - Variação do número de indivíduos da população teórica de quatis com a redução anual da capacidade suporte (K), em porcentagem. No gráfico à esquerda a reprodução é independente da densidade e à direita a reprodução depende da densidade. Em ambos, destaque para a meta da ação de manejo

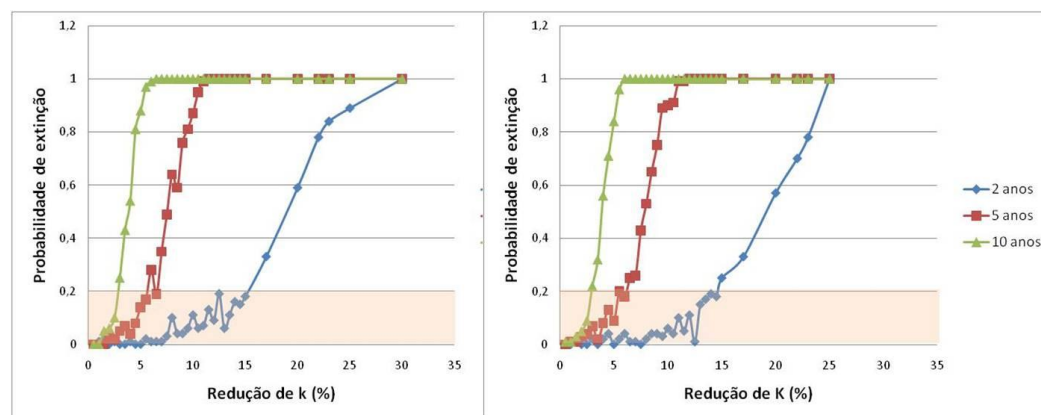


Figura 11 – Variação da probabilidade de extinção da população teórica de quatis com a redução da capacidade suporte e destaque da redução segura. No gráfico da esquerda a reprodução é independente da densidade e da direita a reprodução depende da densidade.

Tabela 10 - Classificação do risco das porcentagens de indivíduos reproduzindo independente e dependente da densidade e alcance da meta do tamanho populacional.

| Reprodução | Porcentagem de indivíduos reproduzindo | | | | | |
|------------------------|--|--------------|-------|-------------------------|--------------|-------|
| | Independente da densidade | | | Dependente da densidade | | |
| Categorias de risco | M e F | F | M | M e F | F | M |
| Segura | Acima de 23 | Acima de 23 | Todas | Acima de 25 | Acima de 25 | Todas |
| Arriscada | 20 e 21 | 19 a 21 | 0 | 19 a 20 | 19 a 20 | 0 |
| Altamente arriscada | 19 e 22 | 18 e 22 | 0 | 18 | 18 | 0 |
| Inviável | Abaixo de 18 | Abaixo de 17 | 0 | Abaixo de 17 | Abaixo de 17 | 0 |
| Alcance da meta | 19 e 20 | 19 e 22 | Não | 20 | 19 | Não |

Legenda – M: machos; F: fêmeas

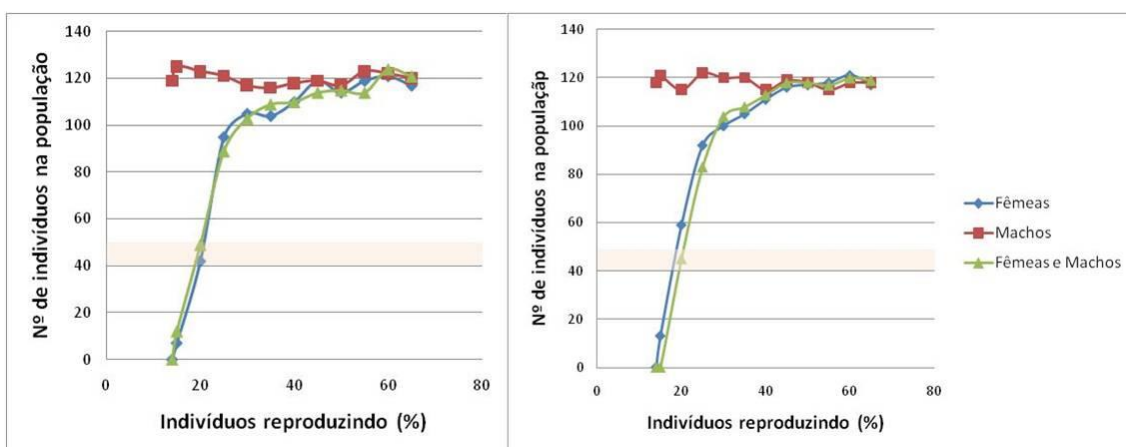


Figura 12 – Variação do número de indivíduos da população teórica de quatis com a redução da taxa reprodutiva de fêmeas, machos e ambos os sexos. No gráfico à esquerda a reprodução é independente da densidade e à direita a reprodução depende da densidade. Em ambos, destaque para a meta da ação de manejo.

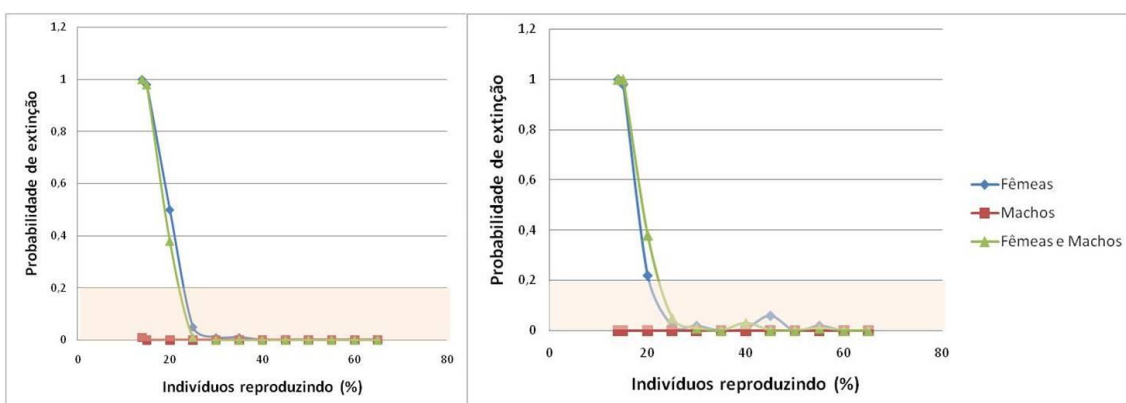


Figura 13 - Variação da probabilidade de extinção da população teórica de quatis com a redução do número de fêmeas, machos e indivíduos de ambos os sexos reproduzindo. À esquerda a reprodução é independente da densidade e à direita a reprodução depende da densidade. Destaque da zona de redução segura.

A remoção de indivíduos da população teórica de quatis mais segura é aquela com a proporção 2M:1F, seguida de 1:1, 1:0, 1:2 e 0:1, ou seja, seria mais seguro remover mais quatis do sexo masculino em relação ao feminino (Tabelas 11 e 12). Entretanto, nenhuma destas situações permite que a meta estipulada seja alcançada e o tamanho final da população não sofre muitas alterações (Tabelas 11 e 12; Figura 14) até que a probabilidade de extinção atinja seu auge, fazendo com que a população se extinga abruptamente (Figura 14).

Tabela 11 - Classificação do risco das remoções de indivíduos com reprodução independente da densidade e situação em relação à meta da ação de manejo.

| Categoria de risco | 1M :1 F | 1M : 2 F | 2M : 1F | 1M : 0F | 0M : 1F |
|---------------------------|----------------|-----------------|----------------|----------------|----------------|
| Segura | Até 40 | Até 27 | Até 39 | Até 32 | Até 16 |
| Arriscada | 42 a 44 | 30 a 33 | 42 a 51 | 33 a 39 | 17 a 19 |
| Altamente arriscada | 46 a 54 | 36 | 54 a 57 | 40 a 44 | 20 a 23 |
| Inviável | Acima de 56 | Acima de 39 | Acima de 60 | Acima de 45 | Acima de 25 |
| Alcance da meta | Não | Não | Não | Não | Não |

Legenda – M: machos; F: fêmeas

Tabela 12 - Classificação do risco das remoções de indivíduos com reprodução dependente da densidade e situação em relação à meta da ação de manejo.

| Categoria de risco | 1M : 1F | 1M : 2 F | 2M : 1F | 1M : 0F | 0M : 1F |
|----------------------------|----------------|-----------------|----------------|----------------|----------------|
| Segura | Até 38 | Até 24 | Até 39 | Até 30 | Até 15 |
| Arriscada | 40 a 46 | 27 a 33 | 42 a 51 | 31 a 40 | 16 a 20 |
| Altamente arriscada | 48 a 52 | 36 | 54 a 60 | 41 | 21 a 22 |
| Inviável | Acima de 54 | Acima de 39 | Acima de 63 | Acima de 42 | Acima de 23 |
| Alcance da meta | Não | Não | Não | Não | Não |

Legenda – M: machos; F: fêmeas

A meta do número de quatis na população foi atingida em várias combinações das reduções de K e do número de indivíduos reprodutivos (Tabelas 13 e 14). Entretanto, na maioria das vezes o risco foi alto e a meta foi atingida de forma segura apenas com a redução de K em 13% durante 2 anos, com 28% de machos e fêmeas

reproduzindo e com reprodução independente da densidade (Tabela 13, Figura 16). A meta não foi alcançada em nenhuma das combinações de remoção de animais e redução de K.

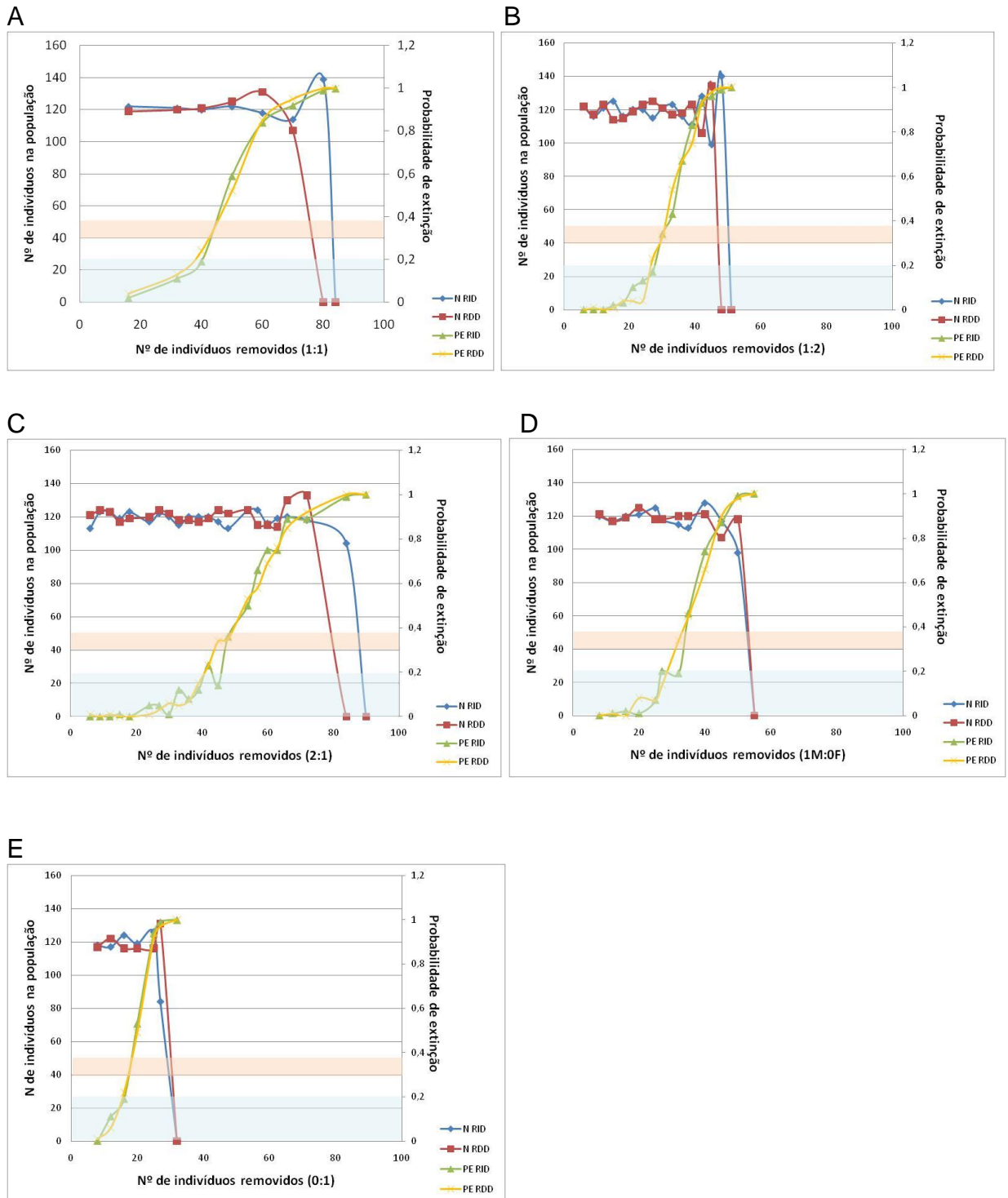


Figura 14 – Variação do número de indivíduos e da probabilidade de extinção da população teórica de quatis com a remoção de indivíduos nas proporções 1 macho para uma fêmea (A - 1M:1F), B- 1M:2F, C - 2M:1F, D - 1M:0F, E - 0M:1F. Estão representadas as variações com reprodução dependente (RDD) e independente da densidade (RID). Destaque para a redução segura (em azul) e meta das ações de manejo (em cor de rosa).

Tabela 13 - Combinações da redução da capacidade suporte e de indivíduos reprodutivos em que houve alcance da meta e categorias de risco com reprodução independente da densidade.

| Redução de K (%) | Duração (anos) | Indivíduos reproduzindo (%) | Sexo | N | PE (%) | Categoria de risco |
|------------------|----------------|-----------------------------|--------|----|--------|--------------------|
| 3 | 10 | 25 | Fêmeas | 41 | 54 | AA |
| 3 | 10 | 30 | Fêmeas | 49 | 25 | A |
| 2,5 | 10 | 25 | Fêmeas | 46 | 35 | A |
| 2,5 | 10 | 25 | Fêmeas | 50 | 38 | A |
| 2 | 10 | 24 | Ambos | 48 | 35 | A |
| 2 | 10 | 24,5 | Ambos | 48 | 26 | A |
| 1,5 | 10 | 23 | Ambos | 45 | 26 | A |
| 5,5 | 5 | 25 | Fêmeas | 44 | 55 | AA |
| 5,5 | 5 | 26 | Fêmeas | 48 | 36 | A |
| 5,5 | 5 | 26 | Fêmeas | 49 | 23 | A |
| 5,5 | 5 | 25 | Ambos | 42 | 36 | A |
| 5,5 | 5 | 26 | Ambos | 44 | 38 | A |
| 5,5 | 5 | 27 | Ambos | 43 | 36 | A |
| 5 | 5 | 25 | Fêmeas | 46 | 30 | A |
| 5 | 5 | 26 | Ambos | 48 | 26 | A |
| 5 | 5 | 25 | Ambos | 40 | 35 | A |
| 4 | 5 | 24 | Fêmeas | 48 | 29 | A |
| 4 | 5 | 23 | Fêmeas | 46 | 25 | A |
| 3,5 | 5 | 23 | Fêmeas | 49 | 24 | A |
| 3 | 5 | 22 | Fêmeas | 49 | 30 | A |
| 15 | 2 | 25 | Fêmeas | 45 | 54 | AA |
| 15 | 2 | 28 | Fêmeas | 48 | 38 | A |
| 15 | 2 | 25 | Ambos | 34 | 49 | A |
| 15 | 2 | 26 | Ambos | 42 | 52 | AA |
| 14 | 2 | 26,5 | Fêmeas | 47 | 28 | A |
| 14 | 2 | 28 | Ambos | 50 | 33 | A |
| 13,5 | 2 | 26 | Fêmeas | 46 | 36 | A |
| 13,5 | 2 | 26,5 | Fêmeas | 50 | 27 | A |
| 13 | 2 | 25 | Fêmeas | 44 | 29 | A |
| 13 | 2 | 28 | Ambos | 48 | 38 | A |
| 12,5 | 2 | 26 | Ambos | 42 | 27 | A |
| 12,5 | 2 | 27 | Ambos | 50 | 24 | A |
| 12 | 2 | 25 | Fêmeas | 48 | 35 | A |
| 12 | 2 | 25 | Ambos | 47 | 39 | A |
| 10 | 2 | 27 | Fêmeas | 46 | 38 | A |
| 10 | 2 | 23 | Fêmeas | 47 | 34 | A |

Legenda – K: capacidade suporte, N: número de indivíduos, PE: probabilidade de extinção, S: seguro, A: arriscado, AA: altamente arriscado.

Tabela 14 - Combinações da redução da capacidade suporte e de indivíduos reprodutivos em que houve alcance da meta e categorias de risco com reprodução dependente da densidade.

| Redução de K (%) | Duração (anos) | Indivíduos reproduzindo (%) | sexo | N | PE (%) | Categoria de risco |
|------------------|----------------|-----------------------------|--------|----|--------|--------------------|
| 15 | 2 | 25 | Fêmeas | 40 | 56 | AA |
| 15 | 2 | 28 | Fêmeas | 48 | 37 | A |
| 13,5 | 2 | 26 | Fêmeas | 46 | 40 | A |
| 13,5 | 2 | 26,5 | Fêmeas | 50 | 36 | A |
| 13 | 2 | 25 | Fêmeas | 42 | 39 | A |
| 12 | 2 | 25 | Fêmeas | 44 | 44 | A |
| 15 | 2 | 26 | Ambos | 40 | 49 | A |
| 12,5 | 2 | 26 | Ambos | 49 | 30 | A |
| 12,5 | 2 | 27 | Ambos | 49 | 36 | A |
| 12 | 2 | 25 | Ambos | 41 | 37 | A |
| 12 | 2 | 26 | Ambos | 44 | 37 | A |
| 5,5 | 5 | 25 | Fêmeas | 42 | 42 | A |
| 5,5 | 5 | 26 | Fêmeas | 48 | 31 | A |
| 5 | 5 | 25 | Fêmeas | 50 | 34 | A |
| 4 | 5 | 23 | Fêmeas | 50 | 32 | A |
| 5,5 | 5 | 26 | Ambos | 44 | 46 | A |
| 5 | 5 | 26 | Ambos | 46 | 30 | A |
| 5 | 5 | 25 | Ambos | 43 | 35 | A |
| 3 | 10 | 25 | Fêmeas | 43 | 46 | A |
| 2,5 | 10 | 25 | Fêmeas | 47 | 29 | A |
| 1,5 | 10 | 23 | Ambos | 47 | 19 | A |
| 2 | 10 | 24 | Ambos | 49 | 23 | A |
| 2 | 10 | 24,5 | Ambos | 49 | 28 | A |

Legenda – K: capacidade suporte, N: número de indivíduos, PE: probabilidade de extinção, A: arriscado, AA: altamente arriscado.

A redução de K poderia ser feita diminuindo o acesso dos quatis às fontes não naturais de alimento. Para tanto, poderiam ser instaladas cinquenta lixeiras anti-quati durante o primeiro ano de manejo para atender a demanda de toda a área do PqM, com custo aproximado de R\$10.250,00 (U.S. \$6,212.12). Além disso, a oferta de alimento de origem antrópica pode ser diminuída através de um programa de educação ambiental. Este deve incluir palestras no PqM, em escolas do entorno e associações de moradores, utilização de cartazes e panfletos informativos, visita às casas e estabelecimentos comerciais do entorno para a conscientização sobre a importância de não

alimentar os animais silvestres, sobretudo o quati, também sobre a maneira ideal de acondicionamento do lixo e melhor horário de colocá-lo para recolhimento pelo serviço de limpeza urbana da cidade. Estas ações teriam o custo anual aproximado de R\$78.168,45 (U.S.\$4,7374.82). Os custos do manejo de K estão listados na Tabela 15.

Na Tabela 16 estão discriminados os valores associados ao manejo reprodutivo. O custo da esterilização de cada fêmea seria em torno de R\$772,00 (U.S.\$467.88), já a castração teria um valor aproximado de R\$840,00 (U.S.\$509.09). Para machos, o gasto com a esterilização por animal é próximo de R\$912,00 (U.S.\$552.73) e de R\$640,00 (U.S.\$387.88) para a castração. Para a captura dos animais, o custo seria de R\$8.450,00 (U.S.\$5,121.21) para campanha de um mês por ano (Tabela 17).

Tabela 15 - Custos do manejo da capacidade suporte.

| <i>Lixeiras anti-quati</i> | | |
|-----------------------------------|-----------------------------|-------------------------------|
| Itens | Valor unitário (R\$) | Valor unitário (US \$) |
| Lixeira | 190,00 | 115,15 |
| Instalação | 15,00 | 9,09 |
| TOTAL | 205,00 | 124,24 |

| <i>Educação Ambiental</i> | | |
|----------------------------------|--------------------|----------------------|
| Itens | Valor (R\$) | Valor (US \$) |
| Projektor | 3644,45 | 2208,76 |
| Tela para projeção | 329 | 199,39 |
| Computador | 1299 | 787,27 |
| Panfletos/ cartilhas | 3500 | 2121,21 |
| Banners | 3000 | 1818,18 |
| Pessoal | 64958 | 39368,48 |
| Equipamento de som | 1438 | 871,52 |
| TOTAL | 78168,45 | 47374,82 |

Tabela 16 - Custos por animal de possíveis ações de manejo reprodutivo.

| <i>Esterilização de fêmeas</i> | | |
|--------------------------------|----------------------------|------------------------------|
| Intervenção | Custo/ animal (R\$) | Custo/ animal (US \$) |
| Ligadura das trompas | 160,00 | 96,97 |
| Anestesia | 197,00 | 119,39 |
| Recuperação (10 dias) | 400,00 | 242,42 |
| Medicação | 15,00 | 9,09 |
| TOTAL | 772,00 | 467,88 |

| <i>Castração de fêmeas</i> | | |
|----------------------------|----------------------------|------------------------------|
| Intervenção | Custo/ animal (R\$) | Custo/ animal (US \$) |
| Castração | 228,00 | 138,18 |
| Anestesia | 197,00 | 119,39 |
| Recuperação (10 dias) | 400,00 | 242,42 |
| Medicação | 15,00 | 9,09 |
| TOTAL | 840,00 | 509,09 |

| <i>Esterilização de machos</i> | | |
|--------------------------------|----------------------------|------------------------------|
| Intervenção | Custo/ animal (R\$) | Custo/ animal (US \$) |
| Vasectomia | 300,00 | 181,82 |
| Anestesia | 197,00 | 119,39 |
| Recuperação (10 dias) | 400,00 | 242,42 |
| Medicação | 15,00 | 9,09 |
| TOTAL | 912,00 | 552,73 |

| <i>Castração de machos</i> | | |
|----------------------------|----------------------------|---------------------------|
| Intervenção | Custo/ animal (R\$) | Custo/ animal (\$) |
| Castração | 228,00 | 138,18 |
| Anestesia | 197,00 | 119,39 |
| Recuperação (5 dias) | 200,00 | 121,21 |
| Medicação | 15,00 | 9,09 |
| TOTAL | 640,00 | 387,88 |

Tabela 17 - Gastos com a captura de quatis durante uma campanha de um mês.

| Item | Custo (R\$) | Custo (US \$) |
|--------------|--------------------|----------------------|
| Armadilhas | 4000,00 | 2424.24 |
| Iscas | 100,00 | 60.60 |
| Combustível | 350,00 | 212.12 |
| Pessoal | 4000,00 | 2424.24 |
| TOTAL | 8450,00 | 5121.21 |

Dentre todas as ações de manejo empregadas, foram selecionadas as cinco melhores (Tabela 18) e incluíram o a redução do número de indivíduos reprodutivos e/ou a diminuição de K. Os valores do manejo reprodutivo variaram entre R\$10.036,00 e R\$20.208,00 (U.S. \$6,082.42 e U.S. \$1,2247.27) e as probabilidades de extinção entre 18% (seguro) e 47% (arriscado) (Tabela 11; Figuras 15 a 19).

Tabela 18 - Lista das opções de manejo mais viáveis.

| K | Anos | Indiv. reprodutivo (%) | Nº de indiv. manejados | N | PE | Castração (R\$) | Castração (\$) | Esterilização (R\$) | Esterilização (\$) |
|----------|-------------|-------------------------------|-------------------------------|----------|-----------|------------------------|-----------------------|----------------------------|---------------------------|
| 13 | 2 | 28 (M e F) | 24 | 50 | 18 | 17760,00 | 10763,64 | 20208,00 | 12247,27 |
| 13,5 | 2 | 26,5 F | 13 | 50 | 27 | 10920,00 | 6618,18 | 10036,00 | 6082,42 |
| 10 | 2 | 23 F | 14 | 47 | 34 | 11760,00 | 7127,27 | 10808,00 | 6550,30 |
| 13 | 2 | 25 F | 13 | 42 | 39 | 10920,00 | 6618,18 | 10036,00 | 6082,42 |
| 0 | 0 | 19 F | 15 | 48 | 47 | 12600,00 | 7636,36 | 11580,00 | 7018,18 |

Legenda – K: capacidade suporte, M: macho, F: fêmea, N: número de indivíduos na população, PE: Probabilidade de extinção

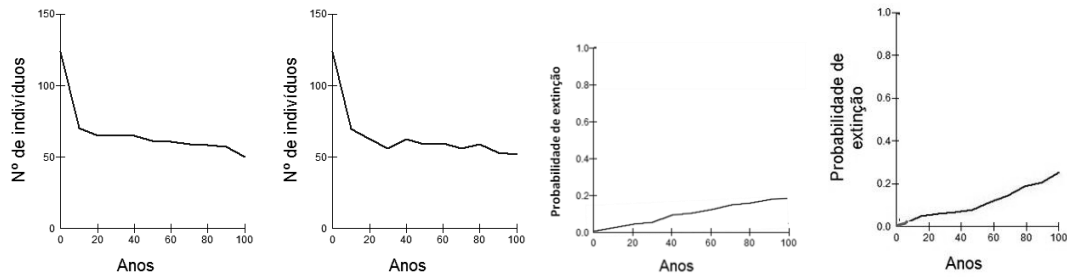


Figura 15 – Número de indivíduos na população teórica de quatis (da esquerda para direita, RID e RDD) e probabilidade de extinção ao longo de cem anos (da esquerda para direita, RID e RDD) após a redução da capacidade suporte em 13% durante dois anos e diminuição de machos e fêmeas reprodutivos de 70 para 28%.

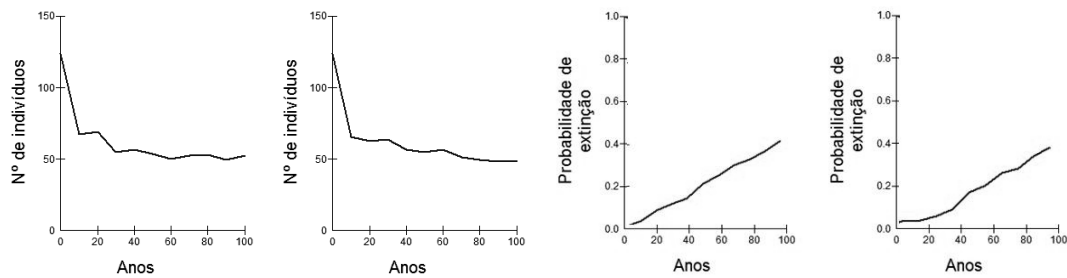


Figura 16 - Número de indivíduos na população teórica de quatis (da esquerda para direita, RID e RDD) e probabilidade de extinção ao longo de cem anos (da esquerda para direita, RID e RDD) após a redução da capacidade suporte em 13,5% durante dois anos e diminuição de fêmeas reprodutivas de 70 para 26,5%.

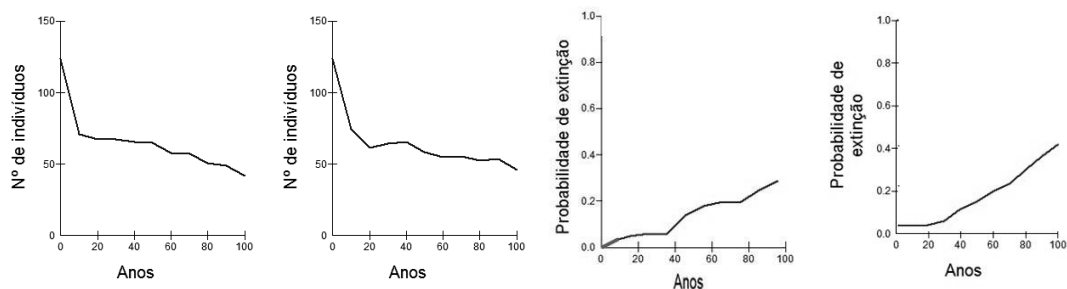


Figura 17 - Número de indivíduos na população teórica de quatis (da esquerda para direita, RID e RDD) e probabilidade de extinção ao longo de cem anos (da esquerda para direita, RID e RDD) após a redução da capacidade suporte em 10% durante dois anos e diminuição de fêmeas reprodutivas de 70 para 23%.

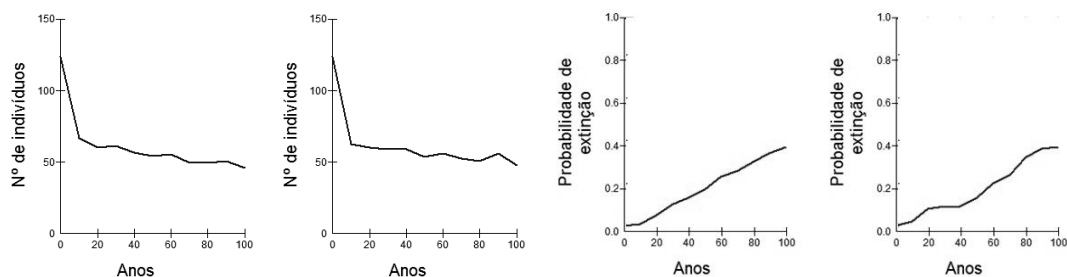


Figura 18 - Número de indivíduos na população teórica de quatis (da esquerda para direita, RID e RDD) e probabilidade de extinção ao longo de cem anos (da esquerda para direita, RID e RDD) após a redução da capacidade suporte em 15% durante dois anos e diminuição de fêmeas reprodutivas de 70 para 25%.

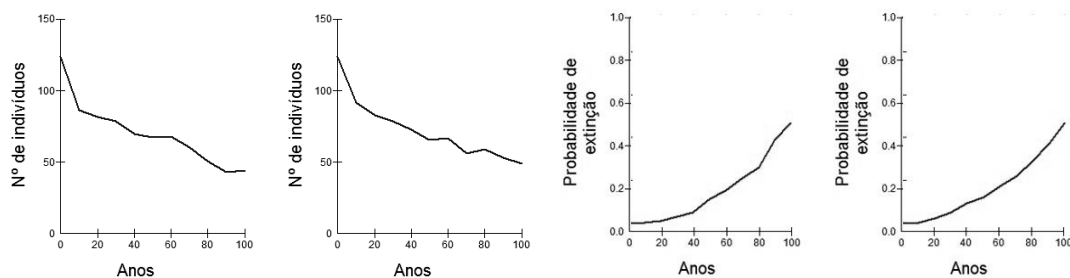


Figura 19 - Número de indivíduos na população teórica de quatis (da esquerda para direita, RID e RDD) e probabilidade de extinção ao longo de cem anos (da esquerda para direita, RID e RDD) após a diminuição de fêmeas reprodutivas de 70 para 19%.

DISCUSSÃO

O manejo envolvendo somente a diminuição de K mostrou-se inviável porque as taxas reprodutivas foram mantidas. Dessa forma, o ambiente comportando menos indivíduos, mas mantendo um grande número de fêmeas reproduzindo (90% em baixa densidade e 70% em alta densidade) e nascendo muitos filhotes por ninhada (média de 6 por ninhada e máximo de 7) faz com que ocorram maiores flutuações do tamanho populacional (Anexo I) e, portanto, a probabilidade de extinção aumenta à medida que K é diminuída. O modelo foi simulado com baixa taxa de mortalidade na capacidade suporte. Nestas condições, a redução de K não é eficiente (Henle *et al.*, 2004)

A redução do número de machos reproduzindo não altera o tamanho da população, pois faz com que o número médio de parceiros por prole produzida aumente, ou seja, se menos machos estão reproduzindo há menos competição por fêmeas reprodutivas e eles podem se acasalar com um número maior delas. No modelo simulado, um macho poderia copular com todas as fêmeas disponíveis. Deste modo, a diminuição de machos reproduzindo não influencia o tamanho populacional mesmo quando somado à redução de fêmeas

reprodutivas na população. Silva *et al.* (2010) verificaram que a esterilização de machos só é aplicável em populações relativamente pequenas.

A diminuição do número de quatis fêmeas reproduzindo faz com que a natalidade seja reduzida. Com a diminuição da taxa de natalidade, a taxa de mortalidade tenderá a diminuir também, sendo esta dependente da densidade. Porém, o novo ponto de estabilização se dará em um patamar inferior. Assim, as flutuações do tamanho da população ao longo de cem anos são menores que aquelas da redução apenas de K (Anexo II) e por isso sua probabilidade de extinção é menor quando a meta é alcançada, porém ainda apresenta risco de ser extinta.

No modelo foi considerado que tanto quatis fêmeas mais jovens quanto mais velhas produzem a mesma quantidade de filhotes e que se reproduzem anualmente. Provavelmente fêmeas mais jovens produzem menos filhotes e a medida que envelhecem alcançam um pico de reprodução (Henle *et al.*, 2004). Isto deve ser verificado em campo para ajuste do modelo.

As remoções mais seguras deslocadas para machos podem dever-se à maior contribuição das fêmeas para o tamanho da população. Um macho pode fecundar várias fêmeas, mas quando este é retirado da população, outros machos podem fazer a fecundação. No entanto, outras fêmeas não podem compensar o número de filhotes que uma fêmea excluída teria. Deste modo, a retirada de fêmeas tem maior efeito sobre o tamanho da população e, conseqüentemente, sobre a persistência da mesma.

A remoção de indivíduos faz com que a população que se encontrava na capacidade suporte (K) tenha seu tamanho reduzido para aproximadamente a

metade de K , que é justamente a situação em que a população apresenta maior taxa de crescimento e por isso a meta não é alcançada, pois a mesma sempre tende a voltar rapidamente ao seu tamanho na capacidade suporte. Dessa forma, a população apresenta grandes flutuações e a probabilidade de extinção cresce à medida que o número de indivíduos removidos aumenta, até o ponto em que a população está muito reduzida e não consegue se recuperar de uma diminuição do seu tamanho e se extingue (Anexo III). Mesmo a combinação da remoção de quatis com a diminuição de K não permite o alcance da meta também devido a manutenção das taxas reprodutivas.

Ainda que a remoção de quatis obtivesse êxito, a translocação deveria ser pensada com cautela, pois Chaves (2011) sugere que a população no PqM pode ter se originado de introdução recente seguida de um rápido crescimento populacional, o que é corroborado por relatos de funcionários e de moradores do entorno de que a espécie teria sido introduzida. O rápido crescimento populacional descrito pode dever-se às características que conferem à espécie um grande sucesso em áreas urbanas (dieta generalista e altas taxas reprodutivas). Portanto, a translocação da espécie poderia produzir em outro local um problema parecido com o que ocorre no PqM, uma alta densidade de quatis.

Oli & Dobson (2003) demonstraram que parâmetros reprodutivos têm maior influência naquelas populações caracterizadas por maturidade prematura e altas taxas de fertilidade, enquanto que os parâmetros de sobrevivência têm a maior influência sobre populações com puberdade tardia e baixa fecundidade. Por isso, o manejo reprodutivo de quatis seria mais eficiente que sua remoção e/ou abate.

As combinações da diminuição de K com a redução do número de indivíduos reproduzindo permitiu o alcance da meta estipulada de diversas formas e com a probabilidade de extinção diminuída, tornando a estratégia mais vantajosa. A meta foi alcançada de forma segura apenas com 28% de machos e fêmeas reproduzindo na população (oito de cada sexo) e com K reduzido em 13% durante 2 anos. Entretanto, a combinação mais vantajosa foi aquela com 26,5% das fêmeas reproduzindo (oito) e com redução de K em 13,5% ao longo de 2 anos. Embora esta última estratégia apresente probabilidade de extinção maior (27% contra 18%), seus custos são menores (Tabela 10), portanto, sua aplicabilidade seria maior. Seu risco poderia ser monitorado e as ações corrigidas, se necessário.

A capacidade suporte do ambiente é de difícil mensuração, mas as respostas à redução podem ser monitoradas e ajustadas. A população de ursos pardos (*Ursus arctos*) da região de Yellowstone declinou drasticamente na década de 70, como resultado de uma rápida eliminação de seu acesso a alimentação antrópica a qual estavam habituados por décadas (Faust *et al.*, 2004). Os ursos começaram a freqüentar áreas com alta densidade populacional e eram afastados com tiros. Como consequência, em 1975 a espécie foi listada como ameaçada de extinção pelas autoridades norte-americanas. Dessa forma, se lixeiras inacessíveis e cessamento da alimentação por pessoas fizerem com que o risco de extinção aumente muito, deverá ser fornecida uma alimentação controlada aos quatis para que a população se recupere. Porém, é possível também que mesmo as ações para eliminar o acesso a fontes antrópicas de alimento não sejam suficientes para redução da capacidade suporte ao nível desejado. Além disso, a educação

ambiental deve preparar moradores e comerciantes do entorno do PqM para a possibilidade de mudança comportamental da espécie com a redução da alimentação dentro de sua área para minimizar conflitos que poderiam culminar em maus-tratos.

O risco de extinção da população de quatis com o manejo e a dificuldade de medição da capacidade suporte do ambiente indica a necessidade de um acompanhamento da dinâmica da população e o ajuste da intensidade das ações para o controle da população. O manejo adaptativo caracteriza-se como um processo de aprender fazendo, considerando a imprevisibilidade dos ecossistemas e que os erros são fontes importantes de informação para o aprimoramento das táticas de manejo (Holling, 1986). O manejo adaptativo tem sido muito utilizado na indústria da pesca (Cooke, 1999; Sainsbury, 1998) e também para verificar o efeito de predadores sobre suas presas. Varley e Boyce (2005) atualizaram o modelo predador-presa construído para antecipar as consequências da reintrodução de lobos (*Canis lupus*) em *Yellowstone National Park* com os novos dados acumulados desde que foram soltos no local em 1995.

A esterilização das fêmeas tem um custo menor que a castração, além de manter o cio das fêmeas e, conseqüentemente a competição entre machos por cópulas. No entanto, o efeito sobre a saúde das fêmeas da espécie *Nasua nasua* deve ser monitorado, pois em cadelas (*Canis lupus familiaris*) a castração é preferida porque a esterilização pode propiciar o desenvolvimento de câncer uterino e nas glândulas mamárias (Moulton, 1990).

Os gastos iniciais com o manejo reprodutivo são altos, mas a manutenção da população no patamar definido será muito menos custosa.

Para manter apenas 26,5% das fêmeas reproduzindo, será necessário um monitoramento para detectar quando deverá ser feita nova intervenção sobre a população. O procedimento de esterilização e a recuperação em uma clínica poderiam expor os quatis ao risco de contaminação por doenças. A construção de um ambulatório no PqM minimizaria estes riscos, podendo variar entre R\$5.000,00 e R\$20.000,00 e o custo da esterilização pode ser menor a longo prazo. Porém, pode acontecer de nos anos subsequentes haver necessidade de esterilizar um número menor de fêmeas ou mesmo nenhuma e com isso a estrutura ficaria ociosa. Assim sendo, devem ser avaliadas suas vantagens e desvantagens para a tomada de decisão.

Os gastos com o manejo da população somariam R\$106.904,45 (U.S. \$ 64,790.58), sendo R\$10.250,00 para a fabricação e instalação de lixeiras anti-quati, R\$ 78.168,45 empregados na educação ambiental e R\$18.486,00 para a captura e esterilização de 13 fêmeas adultas.

Modelos são simplificações do mundo real e os resultados devem ser tratados como hipóteses mais do que como verdades (Reed *et al.*, 2002), pois os modelos provavelmente subestimam as ameaças à população (Zimmerman *et al.*, 2006). É possível modelar apenas fatores conhecidos e os parâmetros que são determináveis (Zimmerman *et al.*, 2006). Os valores de muitos dos parâmetros populacionais necessários para as simulações tiveram de ser assumidos ou tomados de outras populações de quatis. Portanto, para assegurar que as ações de manejo modeladas sejam de fato efetivas para a população de quatis do PqM e que o risco de extinção seja baixo, é necessário coletar dados em campo, como por exemplo, sobrevivência, que foi calculada por Olifiers (2010) baseando-se em poucos indivíduos da população de quatis

em Nhumirim, Pantanal. Também a idade da primeira e última reprodução, porcentagem de indivíduos no grupo reprodutivo, dentre outros, devem ser avaliados para as próximas simulações serem mais realistas, e é fundamental o monitoramento para retificação ou ratificação das estratégias de manejo.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, T. 1990. Jaguar hunting in the Mato Grosso and Bolivia. **Safari Press**, Long Beach, California, 275pp.
- ALVES-COSTA, C. P., FONSECA, G. A.B, CHRISTOFARO, C. 2004 Variation in the diet of the brown-nosed coati (*Nasua nasua*) in southeastern Brazil. **J Mammal**, 85:478–482.
- ALVES-COSTA, C. P., AND P. C. ETEROVICK. 2007. Seed dispersal services by coatis (*Nasua nasua*, Procyonidae) and their redundancy with other frugivores in southeastern Brazil. **Acta Oecologica**, 32:77–92.
- BROOK, B. W.; O'GRADY, J. J.; CHAPMAN, A. P.; BURGMAN, M. A.; AKCAKAYA, H. R.; RANKHAM R. 2000. Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. **Nature**, v. 404, p. 385-387.
- DESBIEZ, A.L.J.; KEUROGHLIAN, A.; PIOVEZAN, U.; BODMER, R.E. 2009. **Ecologia de Populações de Porco Monteiro no Pantanal do Brasil**. Embrapa Pantanal, Corumbá,.

- BEGON, M., TOWNSEND, C.R. & HARPER, J.L. 2007. **Ecologia de indivíduos a ecossistemas**. 4ª Edição. Artmed Editora S/A. Porto Alegre.
- CHAVES, B.R.N. 2011. **Diversidade genética e dinâmica populacional de quatis (*Nasua nasua*) em Minas Gerais**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- COOKE, J. G. 1999. Improvement of fishery-management advice through simulation testing of harvest algorithms. **ICES Journal of Marine Science**, 56: 797–810.
- COSTA, E.M.J.; MAURO, R.A.; SILVA, J.S.V. 2009. Group composition and activity patterns of brown-nosed coatis in savanna fragments, Mato Grosso do Sul, Brazil. **Braz. J. Biol.**, 69(4): 985-991.
- COURCHAMP, F.; CHAPUIS, J.L.; PASCAL, M. 2003. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. **Biol Rev Camb Philos, Soc** 78:347–383.
- CRESCO, J. A. 1982. Ecología de la comunidad de mamíferos del parque Nacional de Iguazú, Misiones. **Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia"**, **Ecología** 3(2):45-162.
- DESTEFANO, S.; R. M. DEGRAAF. 2003. Exploring the ecology of suburban wildlife. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 1:95–101.
- EMMONS, H.E. 1987. Comparative feeding ecology of felids in a neotropical rainforest. **Behav.Ecol.Sociobiol.** 20: 71-283.
- EMMONS, L. H.; FEER, F. 1997. **Neotropical rainforest mammals: a field guide**. Chicago, The University of Chicago. 307p.

- FAETH, S. H., P. S. WARREN, E. SHOCHAT, W. A. MARUSSICH. 2005.
Trophic dynamics in urban communities. *BioScience* 55:399–407.
- FAGERSTONE, K.; MILLER L.; BYNUM K.; 2006. When, where and for what
wildlife species will contraception be a useful management approach?
Proc Vert Pest Conf 22:45–54.
- FAUST, L.J.; JACKSON, R.; FORD, A.; THOMPSON, J. M. E. S. D. 2004.
Models for management of wildlife populations: lessons from spectacled
bears in zoos and grizzly bears in Yellowstone. **System Dynamics
Review**. 20(2).
- GEHRT, S.D., RILEY, S.P.D., CYPHER, B.L., (eds.) 2010. Urban Carnivores.
John Hopkins University Press pp. 78-95.
- GINZBURG, L. R., S. FERSON, AKCAKAYA, H. R. 1990. Reconstructibility of
density dependence and the conservation assessment of extinction risks.
Conservation Biology, 4: 63–71.
- GOMPPER, M. E. 1997. **Population ecology of the white-nosed coati
(*Nasua narica*) on Barro Colorado Island, Panama**. *J. Zool., Lond.*
241. Pp. 441-455.
- GOMPPER, M. E.; GITTLEMAN, J. L. & WAYNE, R. K. 1997. Genetic
relatedness, coalitions and social behaviour of white-nosed coatis, *Nasua
narica*. **Animal behavior**, 53: 781-797.
- GOMPPER, M E.; DECKER, D. M. 1998. *Nasua nasua*. **Mammalian species**,
580: 1-9.
- GOSLING, L.M.; BAKER, S.J. 1989. The eradication of muskrats and coypus
from Britain. **Biol J Linn Soc Lond**, 38:39–51.

- HENLE, K.; SARRE, S.; WIEGAND, K. 2004. The role of density regulation in extinction processes and population viability analysis. **Biodiversity and Conservation**, 13: 9–52.
- HOLLING, C.S. Resilience of Ecosystem: local surprise and global change. On Sustainable Development of the biosphere, pp. 292-317, ed. W.C. Clark, and R.E. Munn. Cambridge: **Cambridge University Press**, 1986.
- JORGENSON, J. P. & REDFORD, K. H. 1993. Humans and big cat predators in the neotropics. **Symposia of the Zoological Society of London**, London. 637-690, 65, p.
- KAUFMANN, J. H. 1962. **Ecology and social behaviour of the coati, *Nasua narica*, on Barro Colorado Island, Panama.** *Univ. Calif. Publs. Zool.* 60: 95-222.
- LACY, R.C., M. BORBAT, AND J.P. POLLAK. 2005. VORTEX: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 9.50. Brookfield, IL: **Chicago Zoological Society**.
- MACDONALD, D. **The Encyclopedia of Mammals**. Vol.1, Facts of File. Londres, 1984.
- MCCARTHY, M. A.; POSSINGHAM, H.; DAY, J. R.; TYRE, A. J. 2001. Testing the accuracy of population viability analysis. **Conservation Biology**, v. 15, p. 1030-1038.
- MCKINNEY, M. L. 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. **BioScience**, 52:883–890
- MILLER, P.S., AND R.C. LACY. 2005. VORTEX: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 9.50 User's Manual. Apple Valley, MN: **Conservation Breeding Specialist Group (SSC/IUCN)**.

- MORRIS, W.; DOAK, D.; GROOM, M.; KAREVIA, P.; FIEBERG, J.; GERBER, L.; MURPHY, P.; THOMSON, D. **A practical handbook for population viability analysis**. [Washington]: The Nature Conservancy, 1999. 79p.
- MOULTON, J.E. **Tumors in domestic animals**. 3.ed. Berkeley: University of California, 1990. 672p.
- NAKANO-OLIVEIRA, E. 2002. **Ecologia Alimentar e Área de vida de Carnívoros da Floresta Nacional de Ipanema, Iperó, SP (Carnivora: Mammalia)**. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 97 p.
- OLI, M. K.; DOBSON, F. S. 2003. The relative importance of life-history variables to population growth rate in mammals. **The American Naturalist**, v. 161, p. 422-440.
- OLIFIERS, N. 2010. **Life-history and disease ecology of the brown-nosed coati (*Nasua nasua*) and the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*) in the brazilian Pantanal**. Tese de Doutorado. University of Missouri, 162p.
- PAGLIA, A. P. 1997. **Ecologia populacional e modelagem da exploração econômica da capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*) no pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul**. Dissertação de Mestrado., Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- REDFORD, K. H.; J. F. EISENBERG. 1992. Mammals of the neotropics: the southern cone. Volume 2 Chile, Argentina, Uruguay, Paraguay. Chicago: **University of Chicago Press**.
- REED, J. M.; MILLS, L. S.; DUGGING JR, J. B.; MENGES, E. S., MCKELVEY, K. S.; FRYE, R.; BEISSINGER, S. R.; ANSTETT, M.; MILLER, P. S.

2002. Emerging issues in population viability analysis. **Conservation Biology**, v. 16, p. 7-19.
- RICKLEFS, R. E. 2003. **A economia da natureza**. 5. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 503p.
- ROCHA, V. J. 2001. **Ecologia de mamíferos de médio e grande portes do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, PR.**. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 131 p.
- ROCHA, F. L. 2006. **Áreas de uso e seleção de habitats de três espécies de carnívoros de médio porte na Fazenda Nhumirim e arredores, Pantanal da Nhecolândia, MS**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Corumbá, 107p.
- ROCHA-MENDES, F. 2005. **Ecologia alimentar de carnívoros (Mammalia: Carnívora) e elementos de etnozologia do município de Fênix, Paraná, Brasil**. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto, 72 p.
- ROCHA, V. J.; SEKIANA, M.L. Mamíferos do Parque Estadual Mata dos Godoy p. 138-151. In: TOREZAN, J. M. D. (Org.). **Ecologia do Parque Estadual Mata dos Godoy**. Londrina: Itedes, 2006, 169 p.
- SANDERSON, I.T. 1949. A brief Review of Mammals of Suriname (Dutch Guiana), based upon collection made in 1938. **Proceeding of the Zoological Society of London**. 119:755-789.
- SAINSBURY, K. J. 1998. Living marine resource assessment for the 21st Century: What will be needed and how will it be provided? In **Fishery Stock Assessment Models**, pp. 1–40. Ed. by F. Funk, T. J. Quinn II, J. Heifetz, J. N. Ianelli, J. E. Powers, J. F. Schweigert, P. J. Sullivan, and

- C.-I. Zhang. Alaska Sea Grant College Program Report No. AK-SG-98-01. University of Alaska, Fairbanks, Alaska, USA.
- SCHALLER, G. B. 1983. Mammals and their biomas on a Brazilian ranch. *Arq.Zool. São Paulo*,31(1): 1-36.
- SHOCHAT, E., WARREN, P.S., FAETH, S.H., MCINTYRE, N.E., & HOPE, D. 2006. From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. **Trends in Ecology & Evolution**, 21, 186-191.
- SILVA, A.G.; Kolokotronis, S.O.; Wharton, D. 2010. Modeling the eradication of invasive mammals using the sterile male technique. **Biol Invasions**, 12:751–759.
- VARLEY, N.; BOYCE, M.S. 2005. Adaptive management for reintroductions: Updating a wolf recovery model for Yellowstone National Park Updating a wolf recovery model for Yellowstone National Park. **Ecological Modelling**. 193 (3-4), pp 315-339.
- WOODFORD, M.H., ROSSITER, P.B., 1994. Disease risks associated with wildlife translocation projects. In: Olney, P.J.S., Mace, G.M., Feistner, A.T.C. (Eds.), **Creative Conservation: Interactive Management of Wild and Captive Animals**. Chapman and Hall, London, pp. 178–198.
- WOOTTON ,J. T. 1987. The Effects of Body Mass, Phylogeny, Habitat, and Trophic Level on Mammalian Age at First Reproduction. **Evolution**, 41(4), pp. 732-749.
- ZIMMERMAN, C.; STURM, M.; BALLOU, J.; TRAYLOR-HOLZER, K. (eds.). 2006. **Horses of Assateague Island Population and Habitat Viability Assessment: Final Report**. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, MN

ANEXO I - HISTÓRICO DOS QUATIS NO PARQUE DAS MANGABEIRAS

O Parque das Mangabeiras está dentro da área de distribuição dos quatis. Mesmo assim, durante os quatro anos que coletei dados no local sempre ouvia alguém dizendo que os quatis foram introduzidos. Por isso, comecei a indagar funcionários antigos sobre a ocorrência da espécie.

A área do parque abrigou a primeira estação de tratamento de água da cidade (1941). Na década de 70, instalou-se a Ferro Belo Horizonte (Ferrobél), que explorava minério de ferro na região, sendo desativada em 1979. O Parque das Mangabeiras foi inaugurado em 13 de maio de 1982. Os funcionários Marco Antônio (o Marquinho) e Salvador trabalham no local desde sua criação e disseram que nunca haviam visto quatis no parque e que começaram a visualizá-lo no início da década de 90. Eu mesma, como moradora de Belo Horizonte, frequento o parque desde a infância na década de 80 e só passei a visualizar os quatis a partir da década de 90. Os funcionários supracitados acreditam que o surgimento de quatis no local foi fruto de solturas por parte da Polícia Florestal. Até os dias de hoje observamos que os carros da polícia florestal possuem livre acesso ao Parque das Mangabeiras e muitos dos funcionários relatam que sua entrada é para a soltura de animais. Algumas vezes aparecem animais que não constam na lista de espécies do local, como é o caso de um macaco prego.

Um morador da região me procurou para falar dos quatis. O Sr. Marcos Junqueira diz frequentar a região assiduamente desde 1955, é biólogo formado em história natural e trabalhou no parque de 1982 a 1988. Ele também relatou

que só passou a ver os quatis na década de 90 e que em 1995 chegou a contar 44 indivíduos, chamando-lhe a atenção para o risco de estes animais predarem ninhos de aves. Disse que um guarda-parque da época lhe falou sobre a soltura de quatis por policiais florestais.

O Sr. Marcos também contou sobre os relatos de um caçador já falecido, Sr. Eugênio Murgel Furtado. Segundo ele, o caçador era homem culto, que conhecia bem a região desde 1914 e que nunca vira sequer um quati no local.

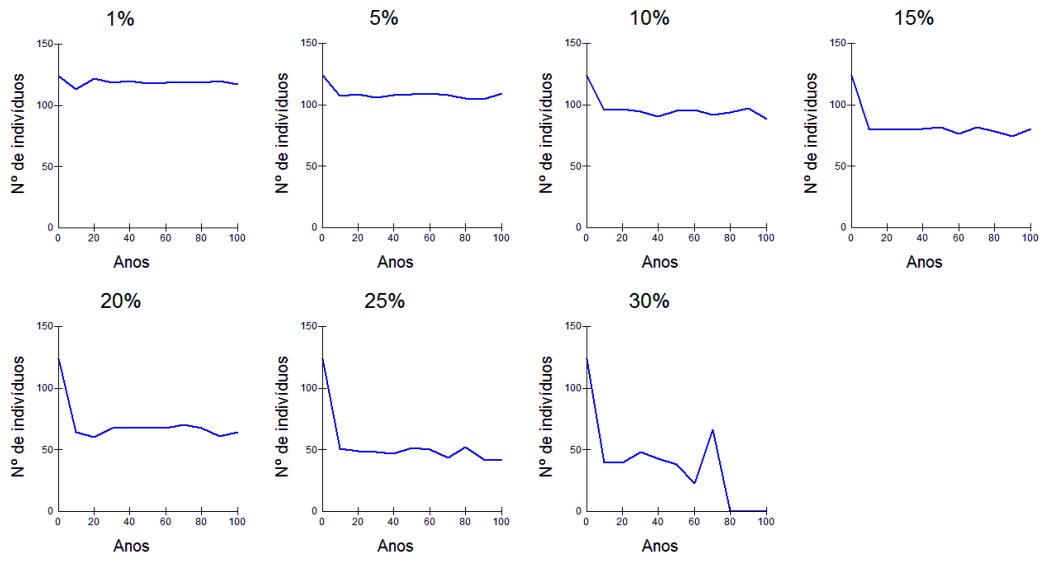
Além da possível introdução, os funcionários do parque também disseram que entre os anos de 1993 e 1994 haviam sete coxos na mata onde era colocada alimentação para os animais de manhã e a tarde. Os alimentos eram doados pelo Mercado do Cruzeiro e nos coxos eram colocadas cenouras, batatas-doce cozidas, maçãs, abacaxi, banana etc. Assim, os animais se acostumaram a se alimentar nestes locais.

A cevagem dos animais tratava-se de um projeto para reduzir a saída de quatis do Parque das Mangabeiras. Uma emissora de televisão local aproveitava os coxos para realizar gravações de programas com animais a vista. Os funcionários disseram que os quatis pararam de ir a um hospital próximo quando existiam os coxos. Um morador da Vila Marçola me disse uma vez que o parque deveria voltar a utilizar os coxos para os quatis não irem mais às casas. O Marquinho e o Salvador disseram que a Cecília Alves- Costa, bióloga que estudou a dieta dos quatis na década de 90, alertou para o problema que aquela alimentação poderia causar e pediu que fosse cessada a prática.

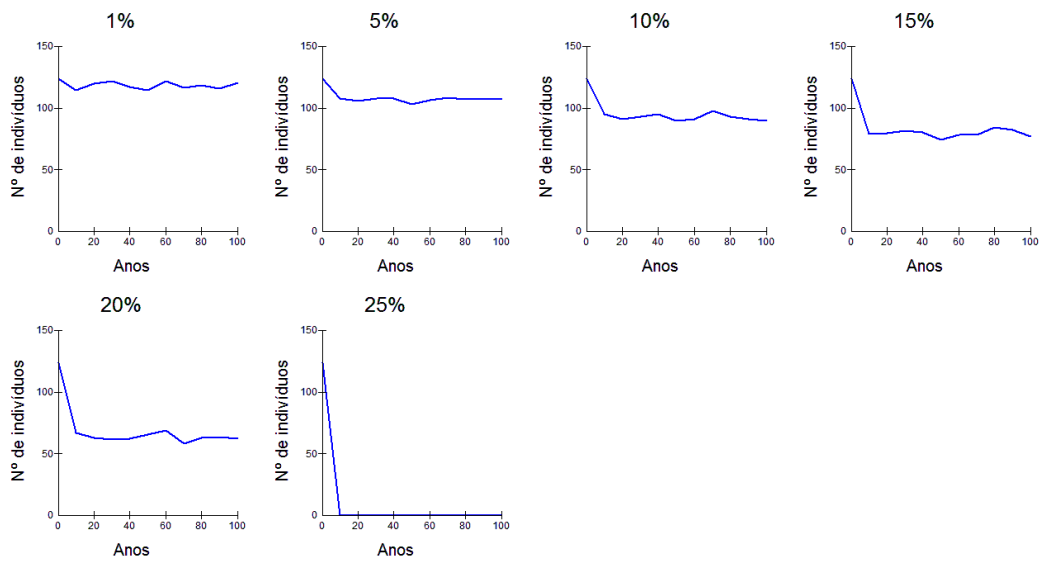
Parece que o emprego das cevas foi eficiente no sentido de manter os quatis dentro do Parque. No entanto, eu acredito que esta prática foi o gatilho para o crescimento da população de quatis chegando às altas densidades observadas atualmente. Recentemente, a bióloga Bárbara Chaves, que faz parte da equipe do Projeto Quatis, realizou um estudo sobre a diversidade genética da população de quatis do Parque das Mangabeiras. Os resultados sugerem que a população pode ter se originado de uma reintrodução recente, responsável por um efeito fundador, seguida de rápido crescimento populacional (Chaves, 2011) e corrobora os relatos dos funcionários e do Sr. Marcos Junqueira.

ANEXO II - Redução da Capacidade suporte

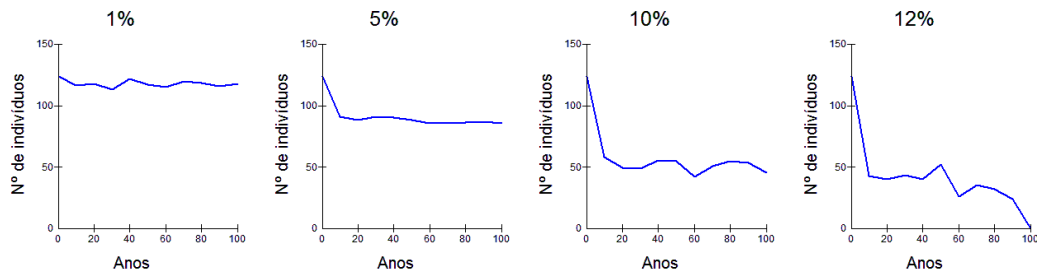
- Durante 2 anos, independente da densidade



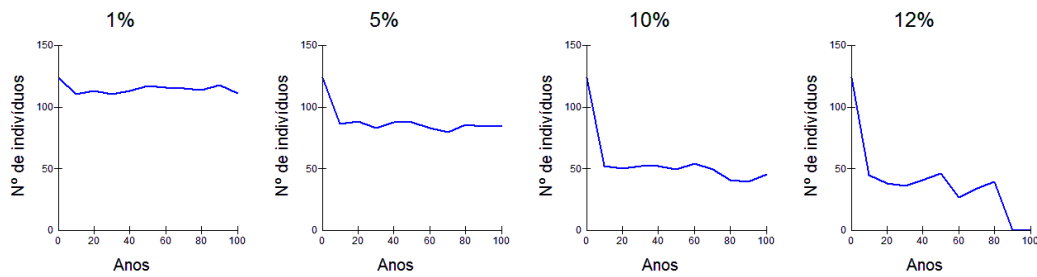
- Durante 2 anos, dependente da densidade



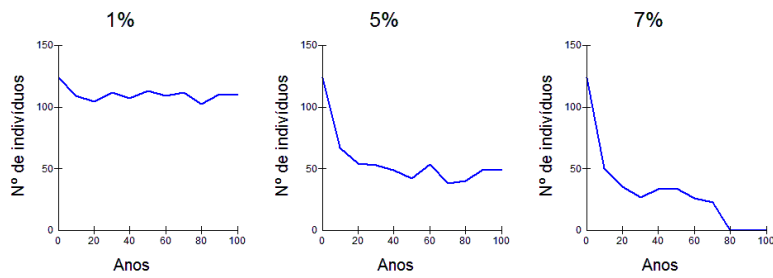
- Durante 5 anos, independente da densidade



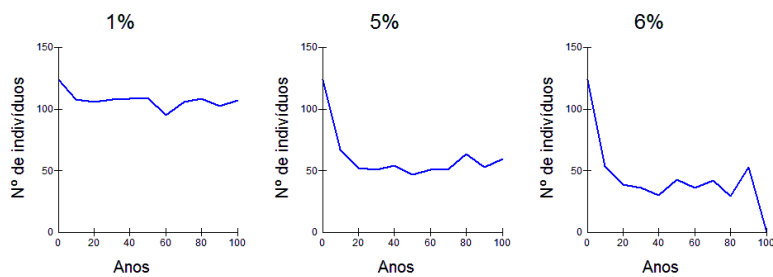
- Durante 5 anos, dependente da densidade



- Durante 10 anos, independente da densidade



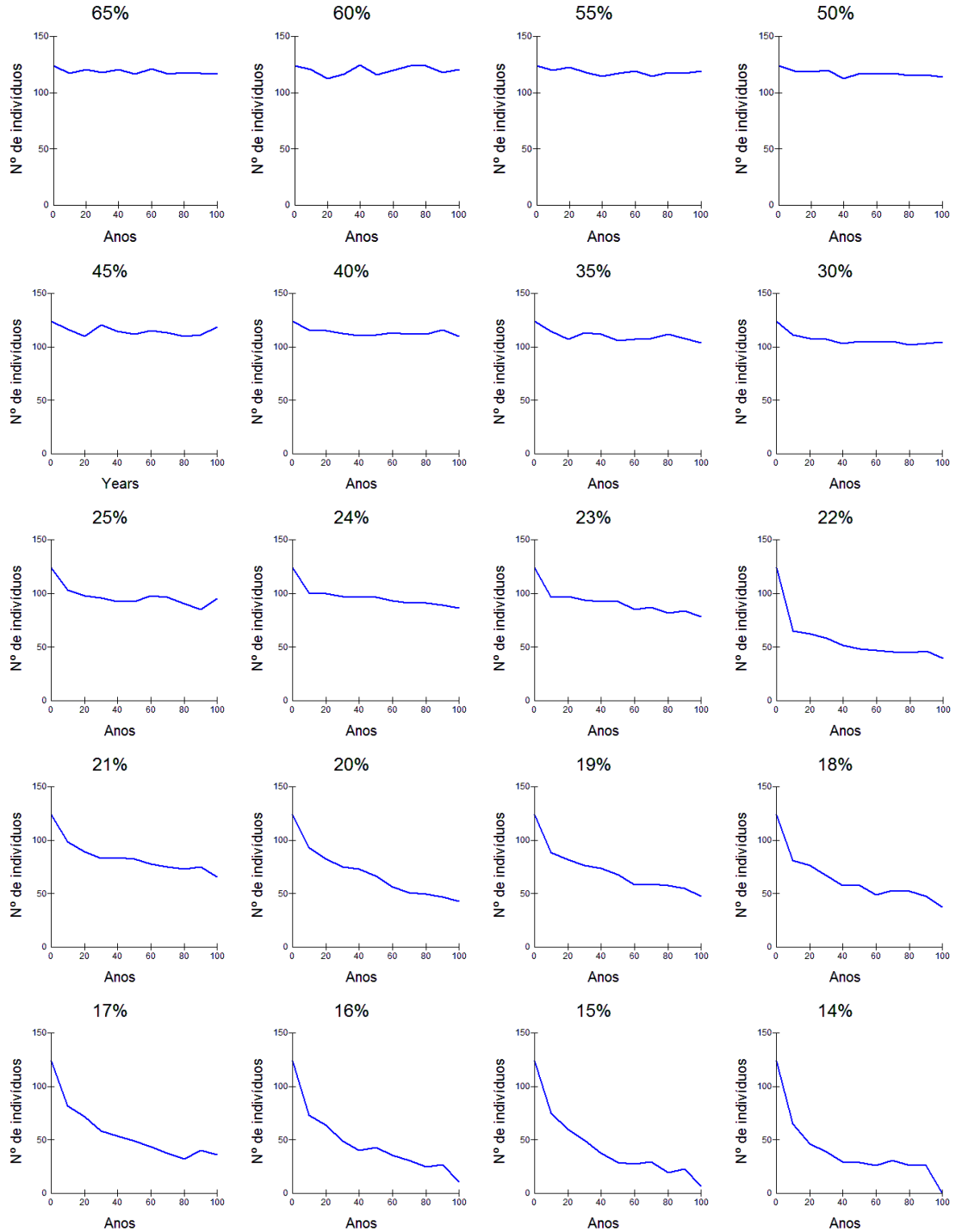
- Durante 10 anos, dependente da densidade



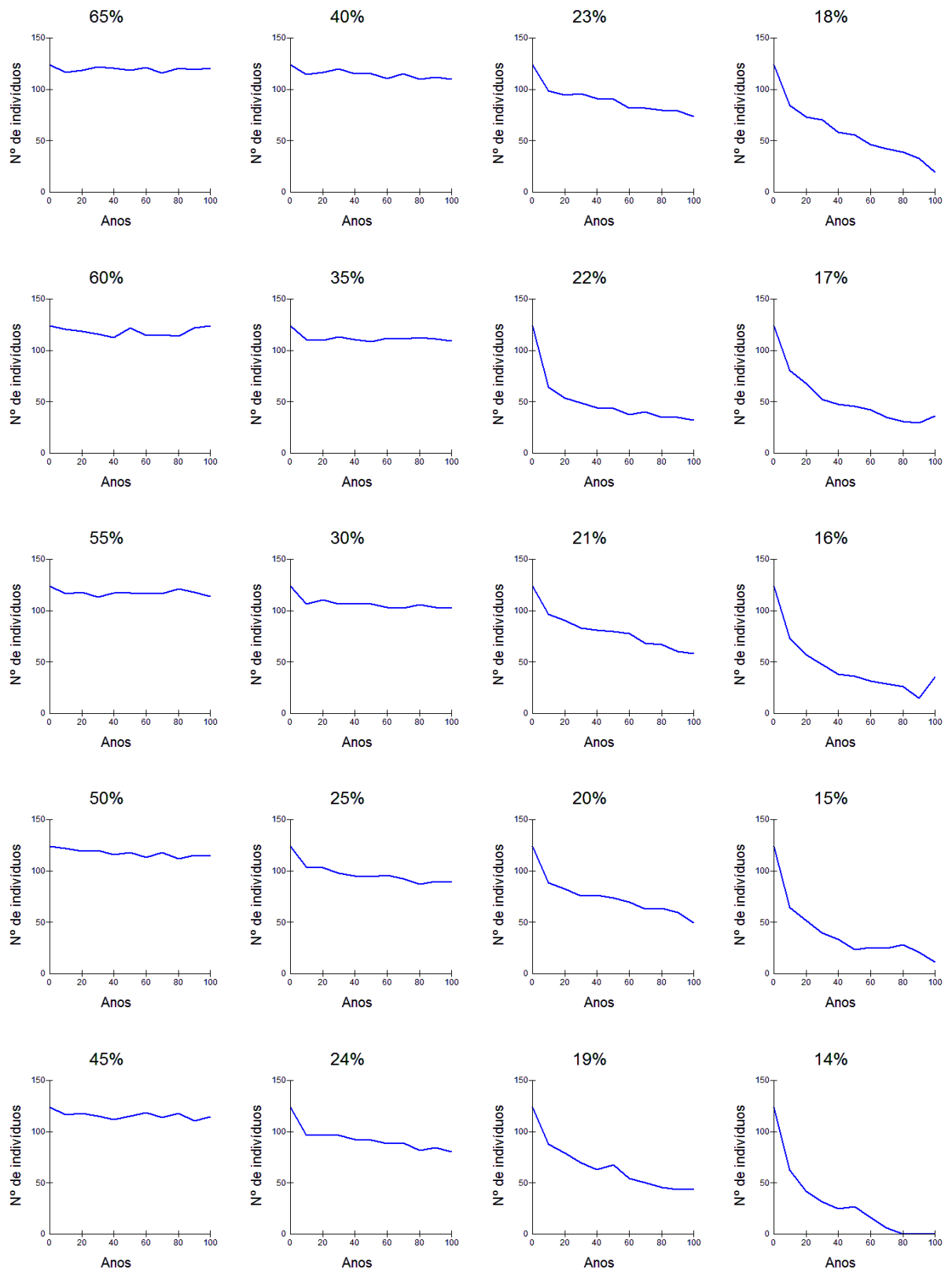
ANEXO III – Redução do número de indivíduos reprodutivos

- Independente da densidade-

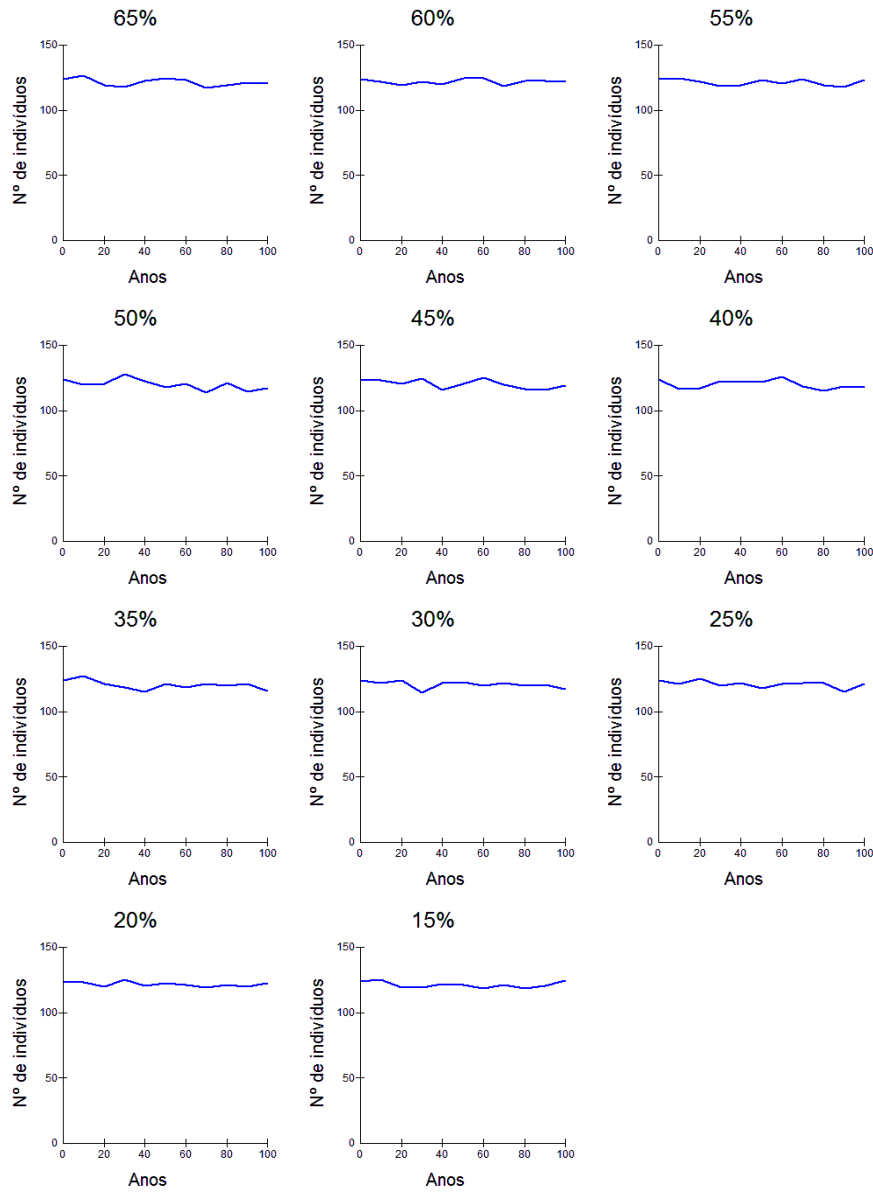
- Redução da porcentagem de fêmeas reproduzindo



- Redução da porcentagem de machos e fêmeas reproduzindo

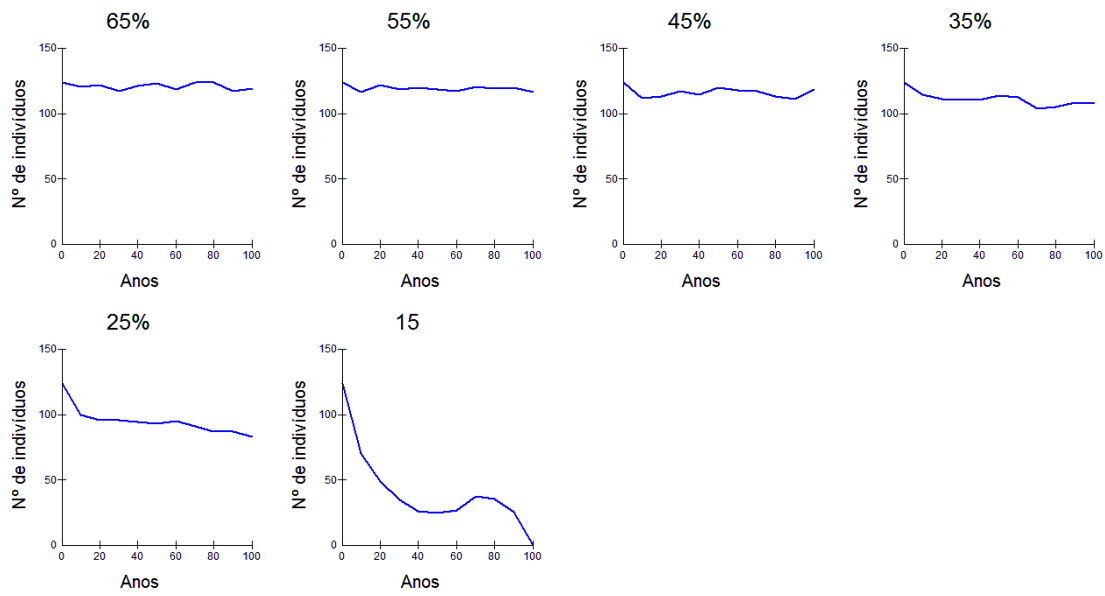


- Redução da porcentagem de machos reproduzindo

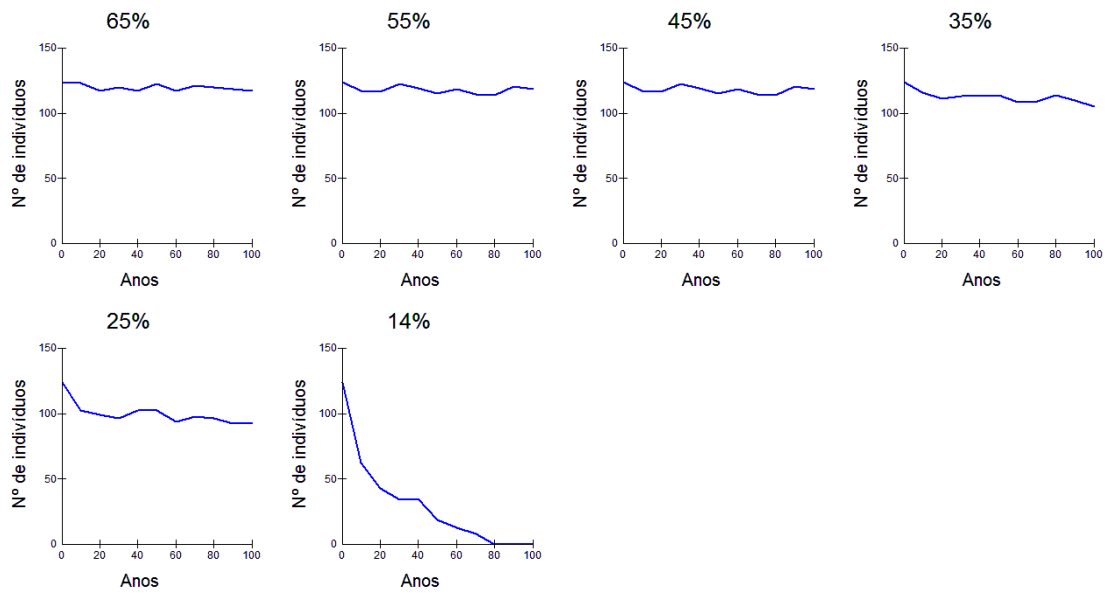


- Dependente da densidade -

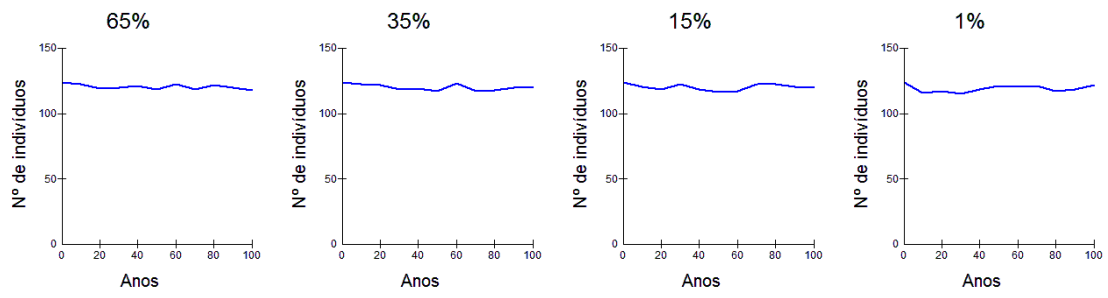
- Redução da porcentagem de fêmeas e machos reproduzindo



- Redução da porcentagem de fêmeas reproduzindo



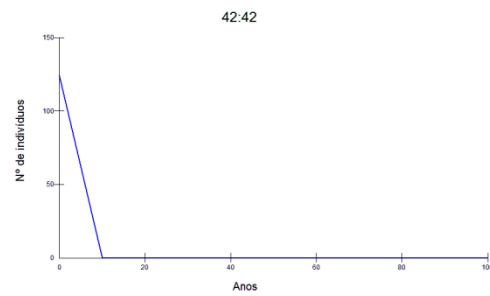
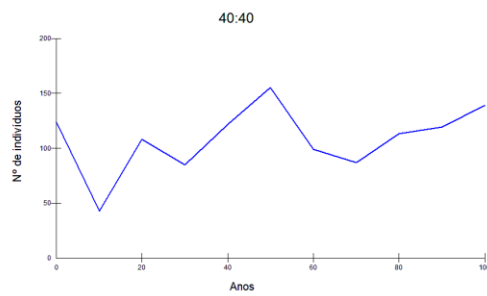
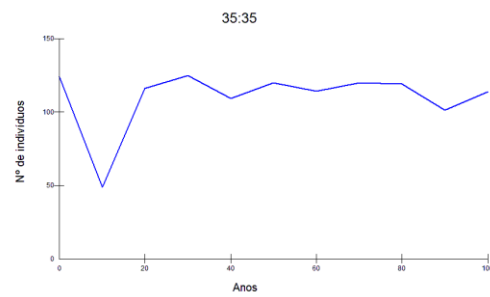
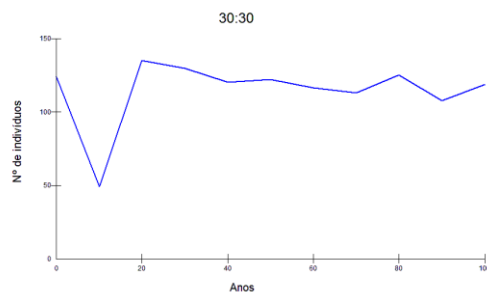
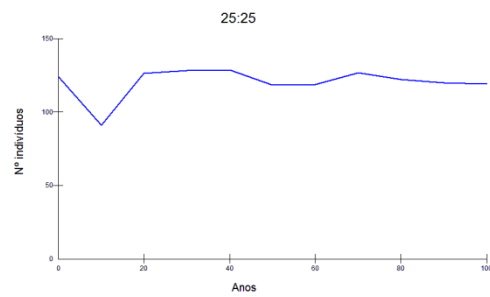
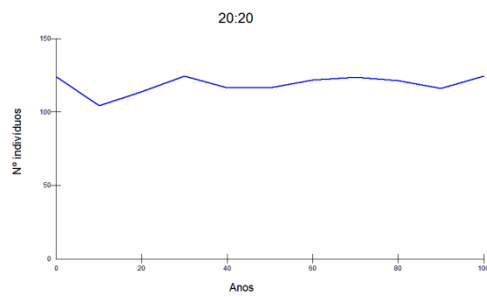
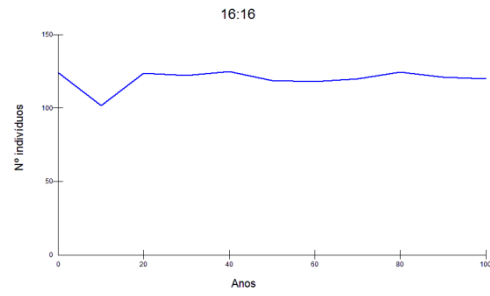
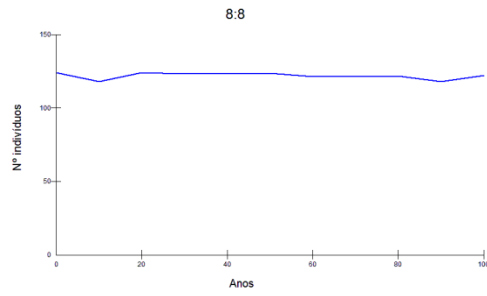
- Redução da porcentagem de machos reproduzindo



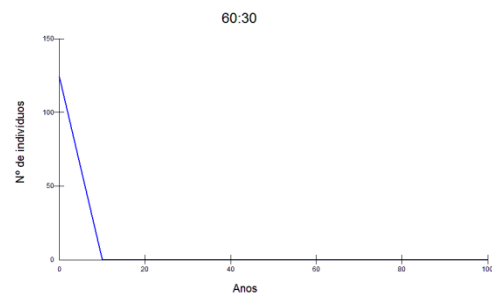
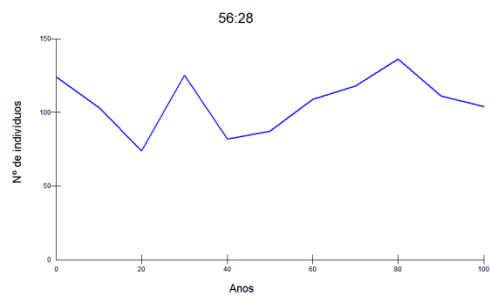
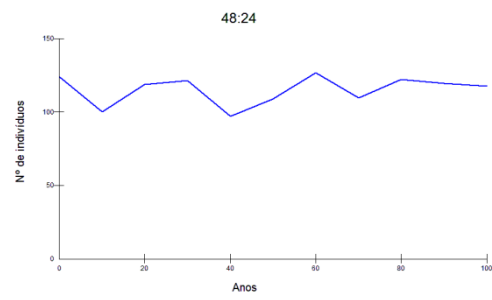
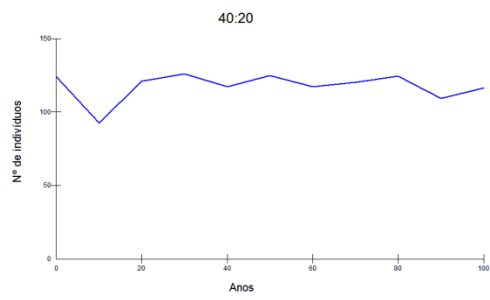
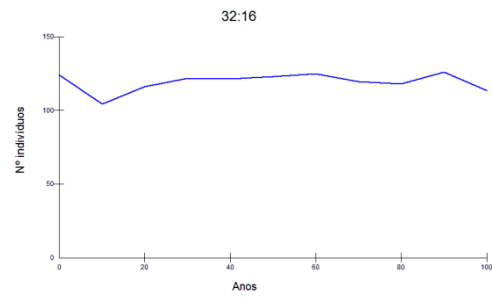
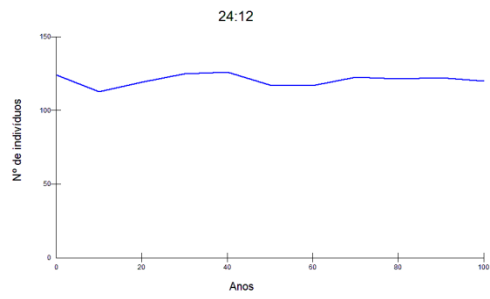
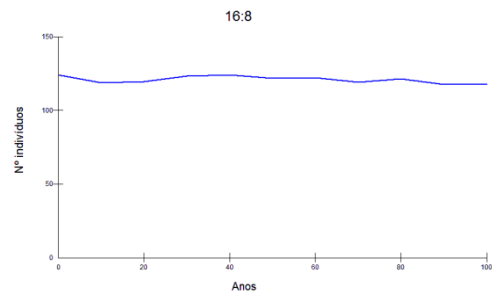
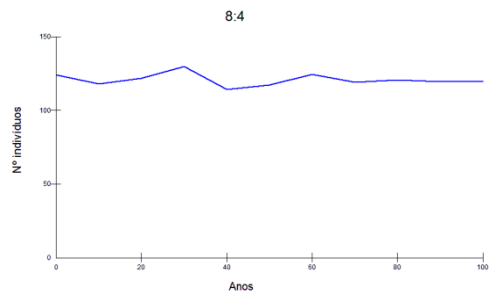
ANEXO IV – Remoção de indivíduos

- independente da densidade-

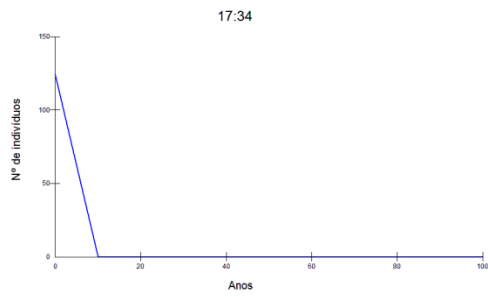
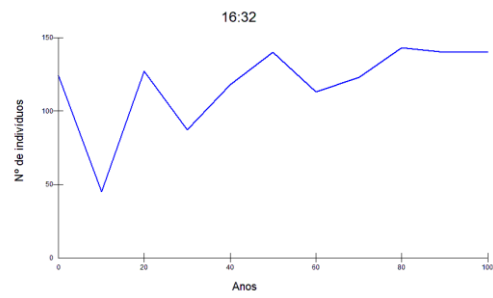
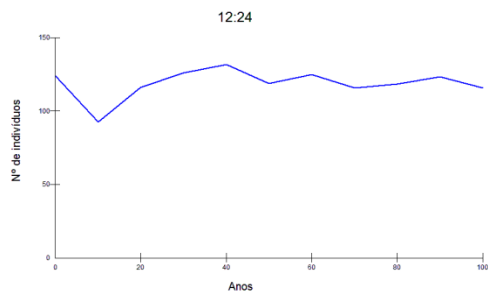
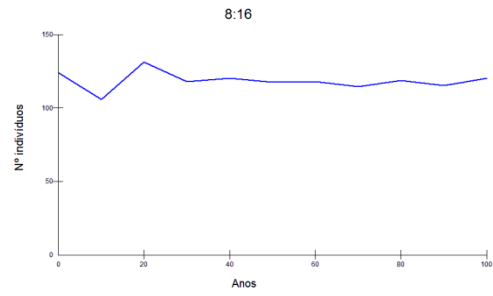
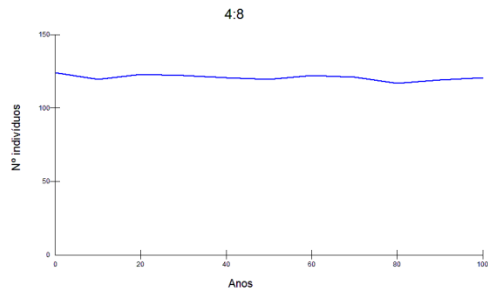
Razão sexual 1:1



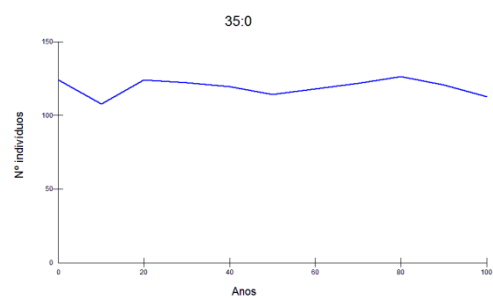
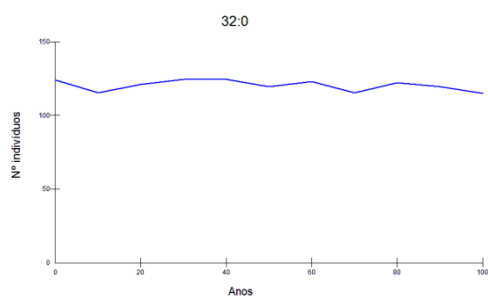
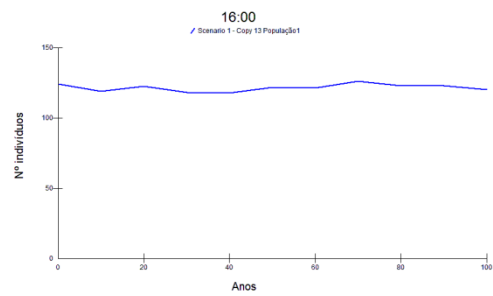
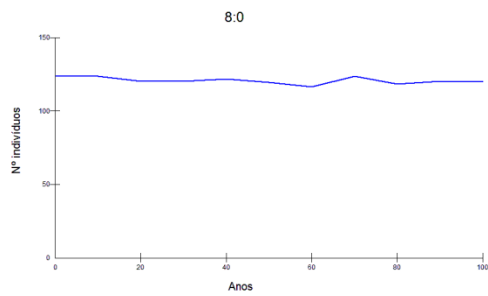
Razão sexual 2:1

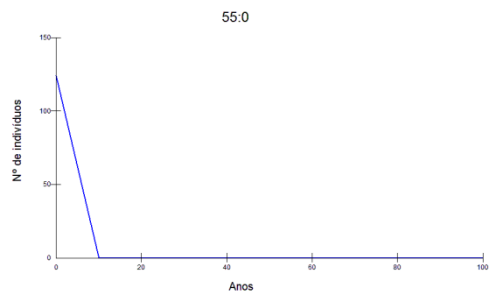
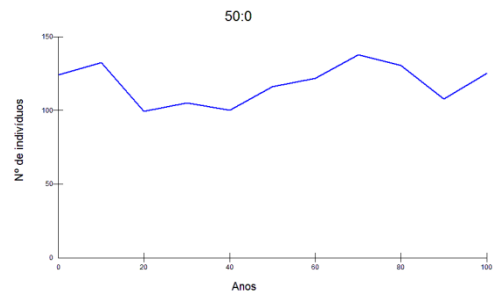
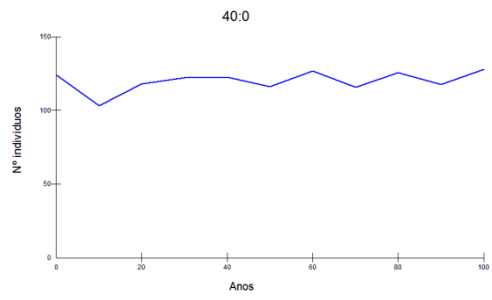


Razão 1:2

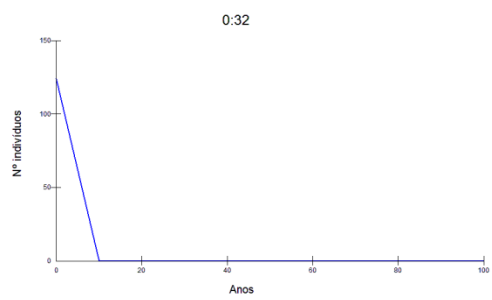
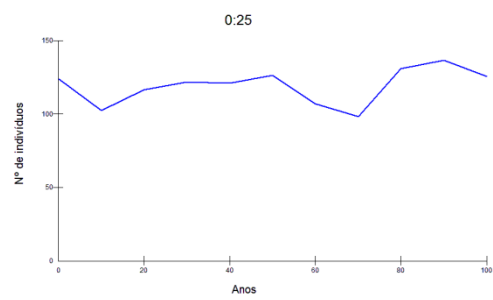
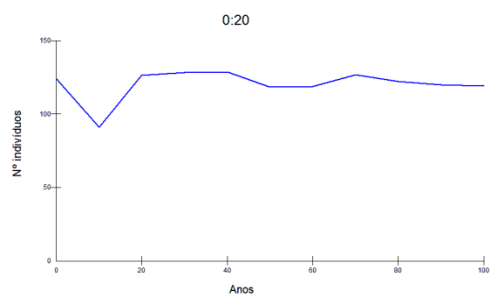
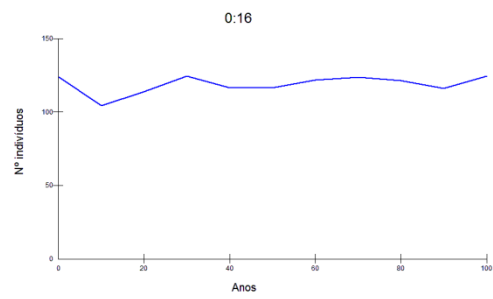
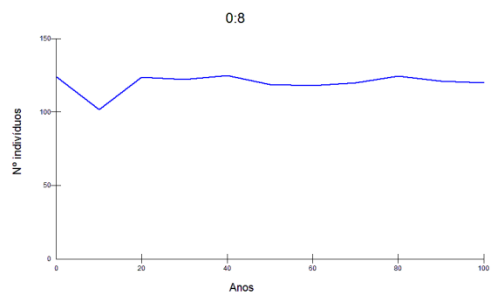


Razão 1:0



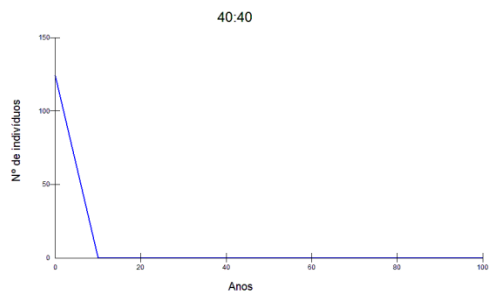
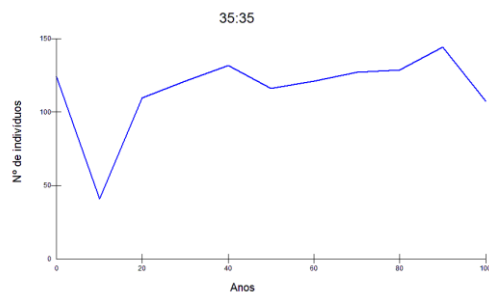
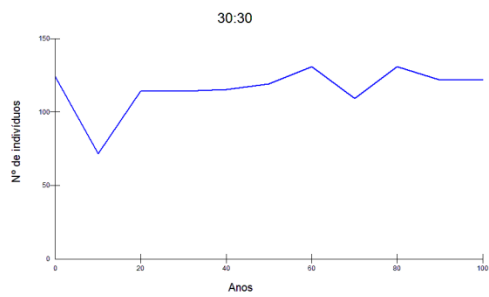
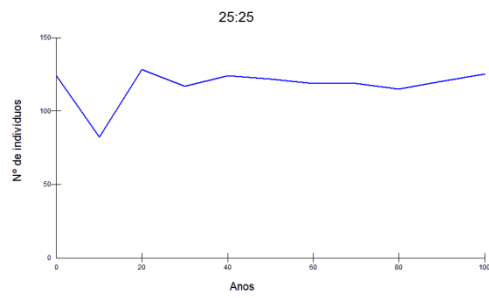
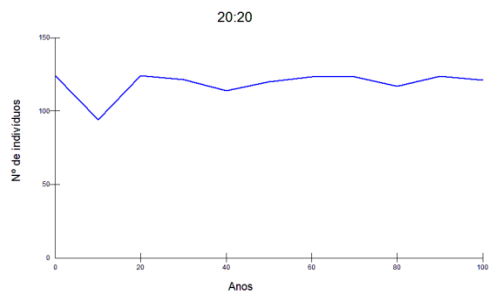
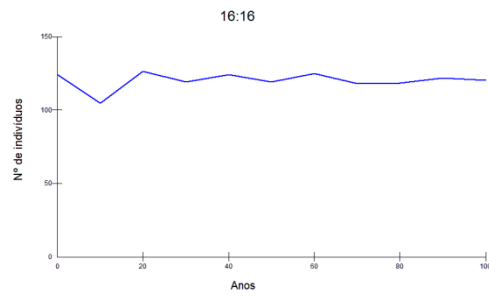
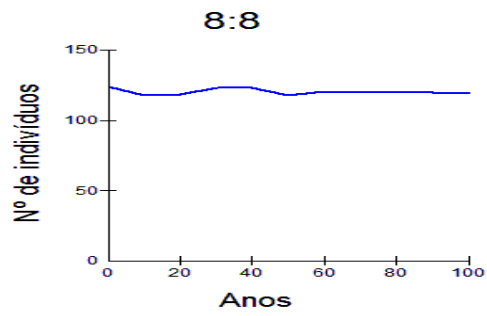


Razão 0: 1

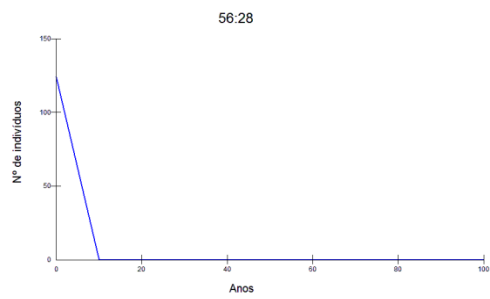
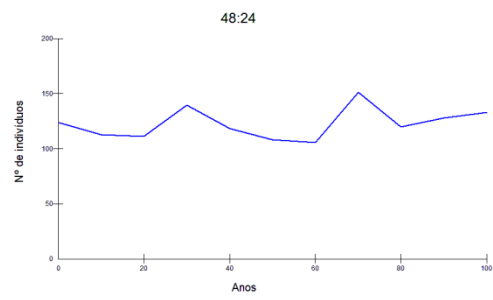
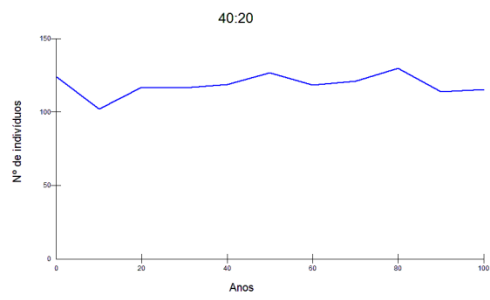
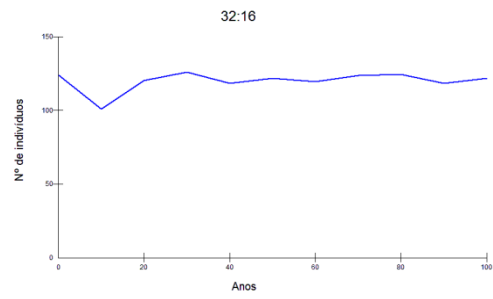
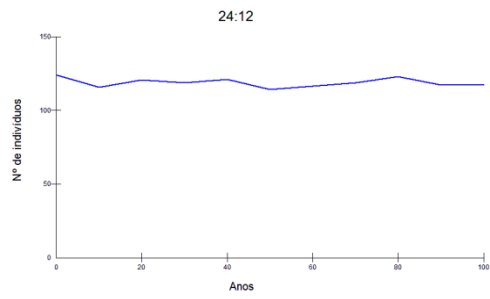
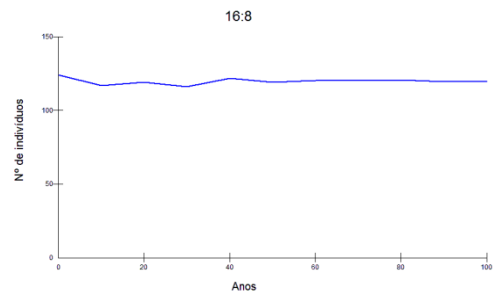
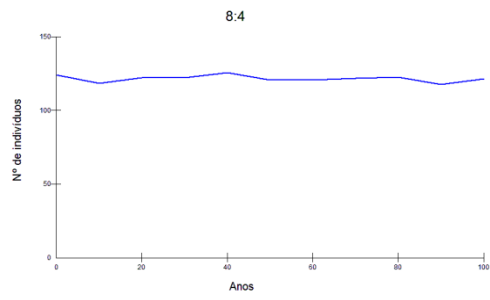


- Dependente da densidade -

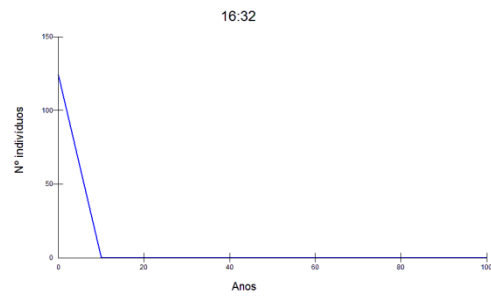
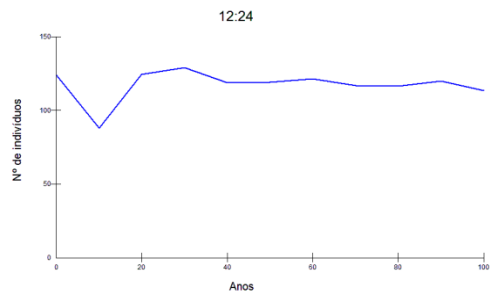
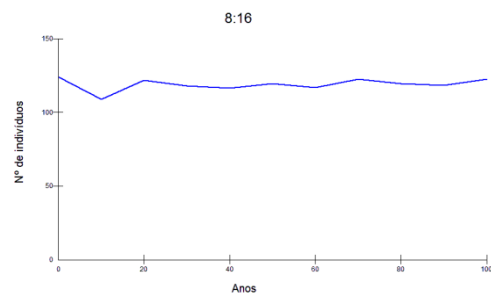
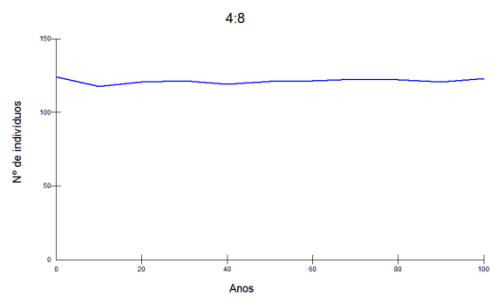
Razão 1:1



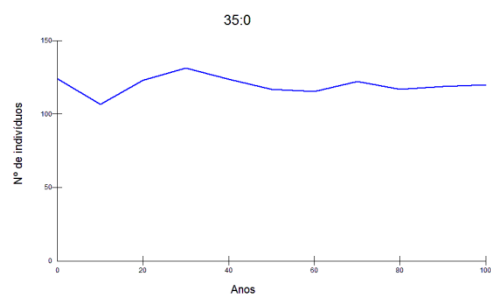
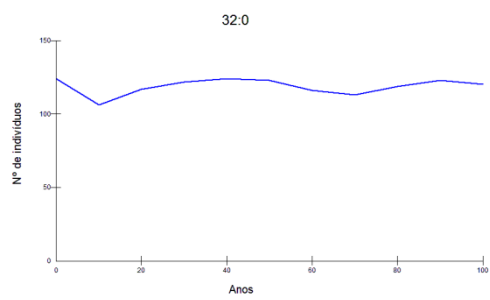
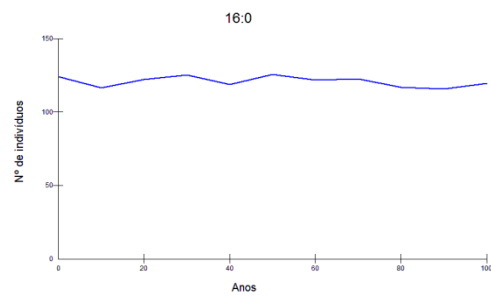
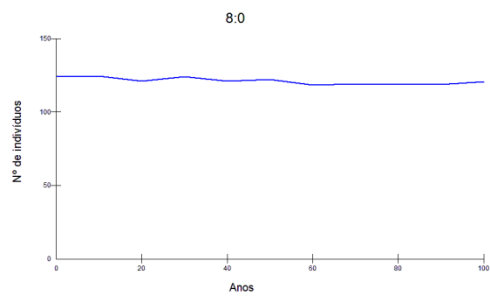
Razão 2:1

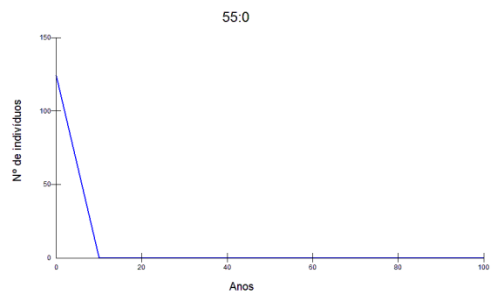
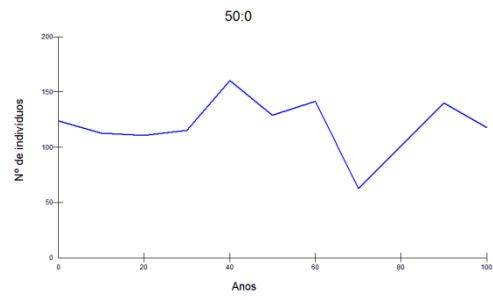
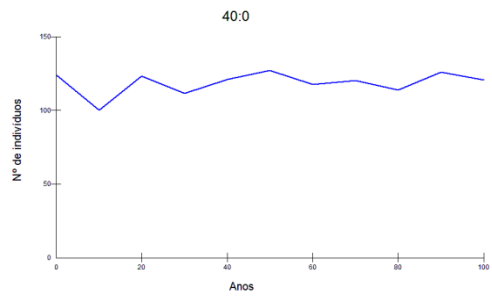


Razão 1:2



Razão 1:0





Razão 0:1

