

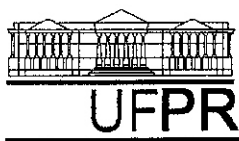
KARLA MONTEIRO PARANHOS

**ESTIMATIVAS POPULACIONAIS PARA ESPÉCIES RARAS:
O MICO-LEÃO-PRETO *Leontopithecus chrysopygus* (Mikan, 1823) COMO MODELO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientador. PhD. James Joseph Roper

**CURITIBA
2006**



Ministério da Educação e Desporto
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SETOR DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação

PARECER

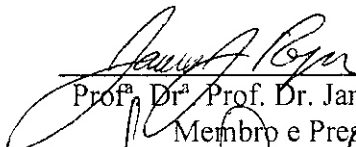
Os abaixo-assinados, membros da banca examinadora da defesa da dissertação de mestrado, a que se submeteu **Karla Monteiro Paranhos** para fins de adquirir o título de Mestre em Ecologia e Conservação, são de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do trabalho de conclusão do candidato.

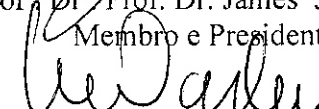
Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

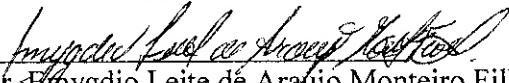
Curitiba, 23 de fevereiro de 2006

BANCA EXAMINADORA:

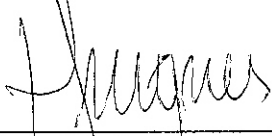



Prof.^ª Dr.^ª Prof. Dr. James Joseph Roper
Membro e Presidente


Prof. Dr. Cláudio Benedito Valladares Pádua
Membro


Prof. Dr. Emgídio Leite de Araujo Monteiro Filho
Membro

VISTO:


Prof. Márcia Cristina Mendes Marques
Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação

Dedico este trabalho à minha mais que amada família:
Antônio, Maria, Fernanda e Maurício

... e à beleza dos dias que virão

Gracias a la Vida que me ha dado tanto...

Se em alguns momentos um trabalho de mestrado é feito de introspecção e solidão em muitos deles ele é feito de companheirismo e partilha. Eu tive o privilégio de compartilhar com muitas pessoas esse importante processo da minha vida, e é com prazer que à elas agradeço:

Gostaria de agradecer primeiramente ao Sr. Antonio Paranhos e a Sra. Maria Senhora Paranhos, por serem a base de tudo, por acreditarem, mesmo sem entender! E pela compreensão inerente dos sábios!

Ao Prof. James Roper, por seu auxílio e orientação nessa empreitada.

Aos professores e pesquisadores que fizeram parte da minha pré-banca, por muito mais que suas correções e comentários pertinentes:

À Cristiana Saddy Martins por ter me concedido a oportunidade de fazer parte de um projeto tão especial, pela amizade, confiança, incentivo, paciência e constante orientação.

Ao Prof. Paulo De Marco Jr. por me fazer entender (um pouco) de estatística e por ser um dos maiores exemplos de orientador que eu conheço. À você minha grande gratidão e admiração!

À imbatível equipe de campo do Projeto Mico-leão-preto: S. Zé, Cichinho, Vanderlei, Homero, Wilsinho (Zezinho, Alemão e Alex também), pelo profissionalismo, dedicação e compreensão que tiveram comigo nesse período de ausências.

Aos professores do PPGECO pela iniciativa de criarem um curso e acreditarem que conservação pode ser ensinada, em especial à Marcia Marques, Maurício Moura e Emigdio Monteiro, pelas dicas e trocas de idéia durante esse trabalho.

A todos os alunos do PPGECO, em especial àqueles da turma 2004, pela coragem e desprendimento de encarar e ajudar a construir um curso novo. Aos novos amigos que eu espero levar comigo sempre.

Às famílias Shmidlin e Velastin, pela acolhida sempre generosa que esquentou meu coração no frio de Curitiba!

Aos pais e mães, filhos, irmãos e primos que compõem a grande Família IPE. Obrigada a cada um de vocês por me ajudarem e me incentivarem a vencer mais uma etapa da minha vida. Contudo, não posso deixar de agradecer a algumas pessoas que foram muito importantes nesse processo do mestrado:

Cláudio Pádua pelas muitas oportunidades de crescimento e conhecimento, por sempre me contestar e pelos seus “Eu não disse”!

Laury Cullen pelas inúmeras dicas e por me ajudar a desbravar os caminhos do Distance;

Patricia Paranaguá e equipe de EA por me cederem o super laptop que foi essencial nessas minhas andanças;

Alexandre Uezu, pelas dicas e pelos mapas;

Aos mais que queridos amigos: Ale, Fernando, Flavia, George, Itana, Jefelso, Lucia, Tina, por tudo e sempre! E também por seus auxílios pontuais com leituras, correções, críticas, referências, Eureka, troca de idéias e enorme paciência! Espero que vocês realmente saibam o quanto são especiais para mim. Ainda bem que vocês existem!

Ao Paulo Henrique (Popó) por ser o salvador das noites de sexta, estatisticamente falando!

À Fernanda, minha irmã e poetisa de plantão, pelas correções ortográficas e literárias!

Aos Professores James Dietz e Carlos Ruiz-Miranda e ao Marcio Morais, por terem me fornecido as informações sobre o mico-leão-dourado.

Agradeço também ao apoio financeiro e logístico de algumas instituições: Fundação Boticário de Proteção à Natureza, IdeaWild, Wildlife Trust Alliance, Instituto Florestal de São Paulo e IBAMA.

It seemed that the next minute they would discover a solution. Yet it was clear to both of them that the end was still far, far off, and that the hardest and most complicated part was only just beginning.

A. P. Chekhov (1943)

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	vi
LISTA DE TABELAS	vii
INTRODUÇÃO GERAL – A problemática das estimativas populacionais para espécies raras	1
<u>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</u>	5
CAPÍTULO 1 - ESTIMATIVA POPULACIONAL DE MICO-LEÃO- PRETO NO PARQUE ESTADUAL MORRO DO DIABO	7
<u>RESUMO</u>	7
<u>ABSTRACT</u>	9
<u>INTRODUÇÃO</u>	10
<u>MÉTODOS</u>	13
<i>Área de estudo</i>	13
<i>Abertura de trilhas</i>	14
<i>Transecções lineares</i>	16
<i>Análise dos dados</i>	18
<i>Caracterização de habitat para mico-leão-preto no PEMD</i>	18
<i>Análise dos dados</i>	19
<u>RESULTADOS</u>	20
<i>Densidade de mico-leão-preto no PEMD</i>	20
<i>Qualidade de habitat para mico-leão-preto</i>	23
<u>DISCUSSÃO</u>	25
<u>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</u>	29
CAPÍTULO 2 – ESTIMATIVAS POPULACIONAIS PARA ESPÉCIES RARAS - SIMULAÇÕES E SUGESTÕES	35
<u>RESUMO</u>	35
<u>ABSTRACT</u>	37
<u>INTRODUÇÃO</u>	38
<u>MÉTODOS</u>	39
<u>RESULTADOS</u>	41
<u>DISCUSSÃO</u>	44
<u>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</u>	48
CONSIDERAÇÕES FINAIS	51

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

Figura 1: Mapa do Estado de São Paulo mostrando a área de distribuição do mico-leão-preto. Os números indicam as áreas de ocorrência das populações atualmente conhecidas. As interrogações representam áreas de ocorrência não confirmada. 12

Figura 2: Mapa do Parque Estadual Morro do Diabo, mostrando as diferentes fisionomias vegetais e a distribuição das trilhas amostradas no censo. 15

Figura 3: Histograma das distâncias de avistamentos. A linha tracejada representa a função de ajuste, a área abaixo da linha representa a probabilidade de um indivíduo ser detectado. 21

Figura 4: Densidade de mico-leão-preto nos diferentes ambientes do PEMD. Os círculos representam as densidades médias e as barras representam o intervalo de confiança pivotal das estimativas. 22

Figura 5: Variáveis de habitat que mostraram diferenças entre os ambientes: a) altura; b) DAP; c) espécies da dieta; d) cobertura. Os círculos representam as médias e as barras representam os desvios-padrões. 24

CAPÍTULO 2

Figura 1: Relação entre aumento de tamanho inicial da população e as estimativas de tamanho e variância obtidas pelo método de Transecções Lineares: A) as estimativas aumentam proporcionalmente em relação a população real. B) a variância é maior nas populações grandes. 42

Figura 2: Efeito do esforço amostral as estimativas de tamanho populacional e variância: B) as estimativas médias não variam quando o esforço amostral é fixo. D) a variação das estimativas diminui com o aumento do esforço e estimativas de populações pequenas requerem maior esforço para serem mais precisas. 43

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1: Resultado do censo de mico-leão-preto no Parque Estadual Morro do Diabo apresentando estimativa média, coeficiente de variação e intervalo de confiança. 20

Tabela 2: Associações entre variáveis ambientais amostradas. Valores próximos a 1 ou -1 indicam correlações mais fortes. O sinal – indica que a associação está ocorrendo em sentido inverso. 23

CAPÍTULO 2

Tabela 1: Estimativas de custos para o monitoramento e algumas populações de espécies raras. 47

INTRODUÇÃO GERAL – A PROBLEMÁTICA DAS ESTIMATIVAS POPULACIONAIS DE ESPÉCIES RARAS.

O Brasil é o primeiro país em megadiversidade abrigando 13% de toda a biota do planeta (Mittermeier *et al.* 1997, Myers *et al.* 2000). Espera-se que uma parcela substancial das novas espécies do mundo seja encontrada no Brasil visto que a região neotropical é a menos inventariada até o presente momento (Lewinsohn & Prado, 2005). No entanto, sua crescente perda de diversidade é alarmante e citando apenas um táxon como exemplo, observa-se que 74 espécies de mamíferos brasileiros estão presentes na lista de espécies ameaçadas da IUCN (Hilton & Taylor, 2002).

Entre todas as ameaças que a crise ambiental apresenta a perda de uma espécie é, sem dúvida, a mais alarmante, devido a sua irreversibilidade (Janzen, 1986). Muitas espécies desaparecem todos os anos sem ao menos terem sido documentadas pela ciência (Burgman *et al.* 1996). Desde 1600 até os dias de hoje 2,1% das aves e 1,3% dos mamíferos conhecidos se tornaram extintos (Ehrlich, 1983). Essas cifras não parecem tão numerosas, mas representam muito, especialmente se considerar a velocidade com que essa perda vem ocorrendo atualmente, e o fato de elas estarem representando apenas dois táxons com animais grandes e conspícuos (Primack & Rodrigues, 2001).

Os processos de surgimento e extinção de espécies são naturais, no entanto, o rápido desenvolvimento das populações humanas, com seu alto impacto sobre o patrimônio natural, não tem permitido que esses fenômenos aconteçam em seu tempo evolutivo e, no que diz respeito à extinção, tem acelerado enormemente esse processo.

Segundo Mefee & Caroll, 1996 e Primack & Rodrigues, 2001, as maiores ameaças à sobrevivência de uma espécie no cenário atual são:

- perda e fragmentação do habitat;
- a superexploração das espécies para uso humano;
- poluição e degradação do habitat;
- introdução de espécies exóticas;
- aumento de ocorrência de doenças.

Cada uma dessas ameaças pode influenciar a sobrevivência das espécies em maior ou menor grau, mas não raro, o conjunto delas potencializa seu efeito e contribui para acelerar o processo de extinção. Em consequência disso as populações se tornam pequenas e isoladas e podem ter sua variabilidade genética diminuída devido ao endocruzamento, também são mais suscetíveis a variações ao acaso, como catástrofes e doenças e, em geral, apresentam baixa resiliência, ou seja, menores chances de recuperação (Pimm, 1991). Desta maneira, a probabilidade de uma espécie se extinguir aumenta quando sua população se torna pequena (Ballou *et al.* 1995).

Nas comunidades biológicas a maioria das espécies existe em abundâncias relativamente baixas (Rabinowitz *et al.* 1986), mas desempenham importantes papéis na funcionalidade dos ecossistemas. A influência das espécies raras ou menos abundantes pode ser medida através de processos ecológicos e serviços ambientais, tais como produtividade de biomassa, ciclagem de nutrientes e manutenção da água (Lyons *et al.* 2005).

Espécies raras são um importante foco da Biologia da Conservação. Sob o ponto de vista teórico, a definição do conceito e dos fatores que explicam a raridade precisam ser melhor compreendidos (Rabinowitz *et al.* 1986, Robson & Redford, 1991, Harcourt, 2005). No entanto, do ponto de vista prático, essas espécies devem ser conservadas ou se tornarão extintas, (Dobson, 1993).

A conceituação de espécie rara apresenta várias interpretações. No contexto da biologia de comunidades e populações espécie rara é aquela pouco abundante e/ou de distribuição restrita (Gaston, 1994). Segundo a definição da IUCN (União Internacional para a Conservação da Natureza), espécie rara é aquela com pequenas populações em nível mundial, geralmente localizadas dentro de uma área geográfica ou hábitat restritos e de distribuição pouco esparsa. O conceito de raridade está intimamente ligado ao de endemismo, embora, em termos populacionais, nem toda espécie endêmica seja rara (Gaston, 1994). Em 2004, McDonald compilou as opiniões de vários pesquisadores sobre a definição de populações raras e concluiu que uma população ou espécie também pode ser considerada rara sob vários pontos de vista, desde o demográfico, quando ela é realmente pouco abundante, passando pelo comportamental, quando a espécie apresenta hábitos que dificultam seu acesso no campo, e pelo aspecto metodológico (estatístico), quando sua

detectabilidade é tão baixa que os estudos não são capazes de fazer inferências sobre sua real situação.

Um fator que contribui para agravar a indefinição das espécies raras é a dificuldade de acessá-las no campo. Por sua natureza essas espécies são difíceis de serem encontradas e isso pode levar a falsas interpretações quanto a sua real situação (Defos du Rau *et al.* 2003). Um exemplo são as lacunas de informação existentes nas listas de espécies ameaçadas, onde muitos animais deixam de ser considerados porque não existem informações suficientes sobre eles, da mesma forma, ações de conservação não podem ser bem delineadas quando as informações sobre as espécies são poucas ou imprecisas.

No que diz respeito às estimativas de tamanho populacional, ponto de partida para qualquer estudo ecológico ou ação conservacionista, o delineamento de métodos e modelos apropriados para espécies raras continua sendo uma das áreas mais promissoras da pesquisa biométrica (Thompson, 2004). Quando os métodos de amostragem não são suficientemente adequados para detectar a condição de uma espécie, decisões errôneas podem ser freqüentemente tomadas. É bastante difícil distinguir ausências que são decorrentes de amostragens inadequadas (falsos zeros) daquelas ausências reais (zeros estruturais) (Gaston, 1994). Existem muitos casos de espécie que foram dadas como globalmente extintas, mas foram reencontradas algum tempo depois. O mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*), que fornece o estudo de caso dessa dissertação, é um exemplo desse fato (Coimbra-Filho, 1976). No entanto, a situação contrária é mais preocupante, isto é, a incapacidade dos métodos em perceber declínios populacionais que podem levar a extinção de uma espécie. Portanto, é necessário direcionar esforços para compreender as questões que envolvem espécies raras. Estudos, tanto de cunho teórico como prático, buscando-se desenvolver técnicas de amostragem de campo mais eficazes e boas ferramentas de análise precisam ser incentivados.

Este estudo foi planejado na tentativa de elucidar a problemática que envolve o estudo populacional de espécies raras e ameaçadas. O objetivo geral é realizar um estudo de caso com uma espécie reconhecidamente rara, o mico-leão-preto, e discutir o problema das estimativas de tamanho populacional e monitoramento das tendências populacionais para estas espécies, de modo a gerar informações úteis para a sua conservação. O primeiro capítulo desta

dissertação apresenta a estimativa populacional realizada para o mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus* – Mikan, 1823) no Parque Estadual Morro do Diabo – SP e a utiliza como exemplo para visualizar o problema de estudos de campo com espécies raras. No segundo capítulo, as relações entre esforço de campo, acurácia e precisão das estimativas populacionais são exploradas por meio de simulações, visando identificar as necessidades metodológicas para estimativas mais eficazes. Nas “considerações finais” discutimos alternativas para o monitoramento das espécies raras, sobretudo para o mico-leão-preto, considerando as questões de custo-benefício envolvidas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BALLOU, J.D., GILPIN, M., FOOSE, T.J. **Population management for survival and recovery**. New York: Columbia University Press, 1995.
- BURGMAN, M. A. FERSON, S., AKÇAKAYA, H.R. **Risk Assessment in Conservation Biology**. London: Chapman & Hall, 1996. 313p.
- COIMBRA-FILHO, A.F. **Os sagüis do gênero *Leontopithecus* Lesson, 1840 (*Callithricidae* – Primates)**. Rio de Janeiro, 1976. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- DEFOS DU RAU, P., BARBRAUD, C, MONDAIN-MONVAL, J. Y. Estimating breeding population size of the red-crested pochard (*Netta rufina*) in Camargue (southern France) taking into account detection probability: implications for conservation. **Animal Conservation**. v. 6, p. 379 – 385. 2003.
- DOBSON, F. S., YU, J. Rarity in Neotropical forests – mammals revisited. **Conservation Biology** v. 7, n. 3: p. 586-591. 1993.
- EHRlich, P. R., MOONEY, H. A. Extinction, substitution and ecosystem services. **Bioscience** v. 33, p. 248 – 254. 1983.
- GASTON, K. J. **Rarity**. London: Chapman & Hall. 1994. 205p.
- HILTON-TAYLOR, C. **IUCN red list of threatened species**. Gland, Switzerland: World Conservation Union (IUCN). 2002
- JANZEN, D.H.. The eternal external threat. In: M. Soulé (ed.), **Conservation Biology: The science for the scarcity and diversity**. Sunderland, MA: Sinauer Associates, 1986. p. 286-303.
- LEWINSOHN, T. M., PRADO, P. I. Quantas espécies há no Brasil? **Megadiversidade**. v. 1, p. 36 – 42. 2005.
- LYONS, K. G., BRIGHMAN, C. A., TRAUT, B. H., SCHWARTZ, M. W. Rare species and ecosystem functioning. **Conservation Biology**. v. 4, p. 1019 – 1024. 2005.
- MEFFE, G. K., CARROLL, R. C. **Principles of Conservation Biology**. Sunderland. MA: Sinauer Associates. 1997.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B., KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403: p. 853-858. 2000.
- PIMM, S.L. **The balance of the nature – ecological issues on conservation of species e comunités**. Chicago. 455 p. 1991.

- PRIMACK, R. B., RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina. 328p. 2001.
- RABINOWITZ, D., CAIRNS, S., DILLON, T. 1986. Seven forms of rarity and their frequencies in the flora of British Isles. In: M. Soulé (ed.), Conservation Biology: **The science for the scarcity and diversity**. Sunderland, MA: Sinauer Associates, 1986. p. 182 - 204
- ROBSON, J. G., REDFORD, K, H. Determinants of local rarity in neotropical primates. **A primatologia no Brasil**. p. 331-346. 1991.
- THOMPSON, W. (ed). **Sampling rare or elusive species – Concepts, designs and techniques for estimating population parameters**. Washinton: Island Press. 430p. 2004.

CAPÍTULO 1 – ESTIMATIVA POPULACIONAL DE MICO-LEÃO-PRETO NO PARQUE ESTADUAL MORRO DO DIABO

RESUMO

Informações sobre densidade e flutuações demográficas, sobretudo no que diz respeito a espécies ameaçadas são essenciais para o conhecimento da população e seu monitoramento ao longo do tempo. Além disso, é um importante parâmetro para análises de viabilidade populacionais e estratégias de conservação adequadas. Os objetivos deste trabalho foram atualizar a estimativa populacional da maior população de mico-leão-preto em vida livre, caracterizar os ambientes do Parque Estadual Morro do Diabo quanto a qualidade de hábitat que oferecem para a espécie e comparar a sua densidade nesses ambientes. Para isso foi realizado um novo censo populacional entre janeiro de 2003 e março de 2004. Utilizando o método de Transecções Lineares (Burnhan et al, 1980) percorremos 15 transecções distribuídas nas três fisionomias vegetais mais representativas da área do Parque. Cada transecção foi amostrada por dois observadores simultâneos que caminhavam a distância de 50 metros um do outro a velocidade de aproximadamente 1km/h. Nós realizamos um esforço amostral de 1305km e obtivemos 19 avistamentos. A análise dos dados feita através do software Distance 4.0 forneceu uma estimativa de densidade de 0.035 ind/ha com (95% IC 0.018 – 0.065 ind/ha) e coeficiente de variação de 31%, a população total estimada para a área foi de 1209 indivíduos. Para o estudo de qualidade de hábitat foram montadas 20 parcelas de 50m² ao longo das mesmas transecções onde foi realizado o censo. Nessas parcelas eram coletadas informações sobre a estrutura da floresta (porte das árvores, cobertura) e o uso pelo mico (disponibilidade de ocos e itens da dieta). Os ambientes se mostraram diferentes em relação a algumas variáveis testadas, mas não foi possível definir qual deles oferece melhor qualidade de hábitat para espécie. Não foi observada diferença na densidade de mico-leão-preto entre os ambientes e isso talvez seja explicado pelo pequeno número de avistamentos em cada ambiente. Os resultados obtidos neste estudo mostram que essa população permanece estável, entretanto, devido ao amplo intervalo de confiança, reconhecemos que variações poderiam estar ocorrendo dentro da

população ainda que ela continue parecendo estável. Diante disso recomendamos duas estratégias para o monitoramento dessa população: o acompanhamento periódico de vários grupos nos diferentes ambientes através de rádio-telemetria ou a contagem total da população obtida através de captura-marcação-recaptura. Ou o uso calibrado de taxa de encontro, o que possibilitaria mais precisão nas estimativas.

Palavras-chave: Mico-leão-preto, estimativas populacionais, Transecções Lineares, qualidade de habitat, espécies raras.

ABSTRACT

Species density and population size, mainly for endangered species, are essential data for understanding populations, their dynamics and for monitoring on a long term basis. They are also important parameters for population viability analysis and the development of proper conservation strategies. To update the estimate of the size of the largest population of black lion tamarins, we carried out a new population census in the Morro do Diabo State Park, between January of 2003 and March of 2004. This park is a remnant of Atlantic Forest, in the westernmost tip of the state of São Paulo. Using the method of Line Transects (Burnhan et al, 1980), we walked 15 transects, distributed in three vegetation types within the park. Each transect was walked by two simultaneous observers 50 meters apart, at about 1 km/h for a total of 1.305 km included in the census. We encountered 19 sightings of black lion tamarins. Density was estimated at 0.035 individuals/ha (C.I. of 0.018 – 0.065 individuals/ha, coefficient of variation of 31%, using DISTANCE 4.0). Thus, by extrapolation, the population size is around 1209 individuals. Comparing this estimative with previous studies, we conclude that the density of the species is in a steady state, reinforcing the extreme importance of this area maintenance for the species conservation. Also, due to the extremely large confidence interval, we recognize that wide variation in population size could occur while the population appears “stable.” Therefore, we recommend two alternatives for the continued monitoring of this population: following some groups in different vegetation types using radio-telemetry or capture-mark-recapture method, if the resource are available, or using encounter rates with a line transects methodology to reduce the confidence interval and improve the population size estimate. Doing so will permit a much greater precision in determining population fluctuations in this, and other, endangered species.

Key-words: black lion tamarin, population estimate, Line Transect, habitat quality, rare species

INTRODUÇÃO

O conhecimento do tamanho populacional de uma espécie é fundamental para o delineamento de pesquisas e estratégias conservacionistas. Através dessa informação é possível estabelecer o número mínimo de animais existentes e estimar a capacidade de suporte para a espécie em uma área (Cullen Junior *et al.* 2003), além disso, o monitoramento periódico do tamanho fornece um quadro de como a população está flutuando (Glanz, 1996).

A medida da densidade é uma boa estimativa do tamanho populacional, além de ser imprescindível para o manejo de uma espécie. Essa informação é necessária para: a) o manejo de populações pequenas ou em declínio, visando aumentar sua densidade ou área de distribuição; b) o uso econômico e sustentado de uma população; c) o tratamento de populações com densidades ou taxas de crescimento inaceitavelmente altas (Caughley 1997). Para se atender essa necessidade as estimativas de densidade devem ser precisas (com pouca variação) e acuradas (próximas ao número real). Quando se trata de uma espécie ameaçada essa precisão é ainda mais importante, visto que pequenas flutuações podem representar a extinção da mesma.

A quantidade e qualidade de habitat disponível são alguns dos fatores que mais afetam a abundância e distribuição de uma espécie, influenciando na disponibilidade de recursos (comida, nutrientes, abrigo, local para procriação) e a diversidade de interações existentes (Soulé, 1986). Populações de uma mesma espécie podem apresentar dinâmicas populacionais distintas quando ocorrem em habitats diferentes e isso pode ser medido pela densidade dessas populações. Quando se objetiva conservar uma espécie é interessante compreender como ela responde as diferenças nos padrões ambientais, para que se tenha um conhecimento objetivo das necessidades em suas distintas áreas de ocorrência.

O mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*) é uma espécie que se enquadra no contexto apresentado. Endêmico do estado mais populoso do país, a espécie foi descrita em 1822, na região de Sorocaba e sua área de distribuição original incluía as partes baixas da Mata Atlântica de Interior entre os rios Tietê e Paranapanema (Kleiman & Rylands, 2002). A destruição acelerada de seu habitat para dar lugar a pastagens e plantações, fez com que a espécie fosse considerada extinta durante 65 anos, até ser reencontrada no ano de 1970 na

então Floresta Estadual do Morro do Diabo, município de Teodoro Sampaio (Coimbra-Filho, 1970 *apud* Coimbra-Filho, 1976).

Com o reaparecimento do mico-leão-preto, muitos estudos foram desenvolvidos para adquirir conhecimentos básicos sobre a espécie. Dados sobre sua biologia, ecologia e comportamento foram coletados tanto em cativeiro, quanto em seu ambiente original. (Coimbra-Filho, 1976; Hershkovitz, 1977; Valladares-Pádua, 1987; Carvalho & Carvalho, 1989; Passos, 1992; Pissinatti, 1992; Valladares-Padua, 1993; Albernaz, 1997; Passos, 1997; Medici, 2001; Martins, 2004). Dados iniciais sobre *status* populacional da espécie contavam menos que 200 animais em vida livre formando uma única população, no Parque Estadual Morro de Diabo (Coimbra-Filho & Mittermeier, 1977). No início da década de 90 as estimativas eram de aproximadamente 900 animais em vida livre, distribuídos em sete populações, cinco delas na região do Pontal do Paranapanema (o Parque Estadual Morro do Diabo e mais quatro fragmentos que atualmente fazem parte da Estação Ecológica do mico-leão-preto), e duas na região central do Estado, nos municípios de Gália e Lençóis Paulista. Destas populações apenas duas estavam em áreas protegidas, e a maioria delas se encontrava em fragmentos de mata pequenos e isolados (Valladares-Padua & Cullen Jr, 1994).

Em 2003 foi iniciado um amplo levantamento por toda a área de distribuição da espécie, buscando-se encontrar populações remanescentes em outras regiões do Estado. Uma pequena população foi encontrada na região de Buri, que é considerado o limite sul de distribuição da espécie, distribuída em pequenos fragmentos de mata e ao longo das matas ciliares dos rios Apiaí-Mirim e Apiaí-Guaçu. (Lima *et.al.* 2003; Röhe *et al.*, 2003). Com essas novas informações, o cenário atual de distribuição da espécie consta de 11 populações e dessas, sete em unidades de conservação (Fig 1).

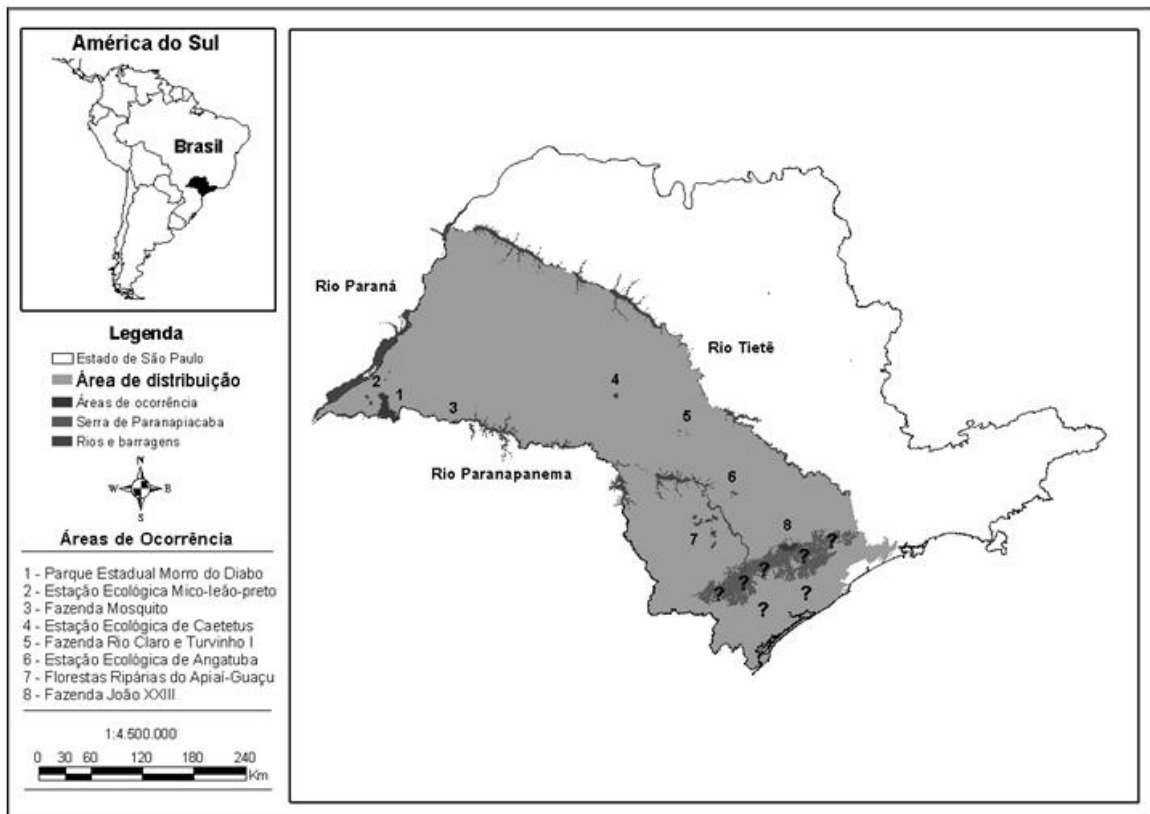


Figura 1: Mapa do Estado de São Paulo mostrando a área de distribuição do mico-leão-preto. Os números indicam as áreas de ocorrência das populações atualmente conhecidas. As interrogações representam áreas de ocorrência não confirmada. (produzido por Fernando Lima - IPÊ).

O Parque Estadual Morro do Diabo abriga a maior população de mico-leão-preto em vida livre e é o cenário da maioria das ações conservacionistas desenvolvidas para a espécie. No entanto, os estudos sobre tamanho populacional e demografia realizados na área são antigos e necessitam de atualização. A estimativa de 820 animais foi calculada por Valladares-Padua em 1993, a partir da média de tamanho de grupo (4,75 indivíduos) e área de uso (1,38 km²) de quatro grupos estudados no PEMD (Valladares-Padua, 1993). No entanto, estas estimativas não levaram em consideração a sobreposição de área de vida encontrada posteriormente para a espécie. (Projeto Mico-Leão Preto – IPÊ – dados não publicados).

Apesar do aumento no tamanho populacional e áreas de ocorrência de mico-leão-preto, a espécie ainda é listada como criticamente ameaçada nas listas nacionais e internacionais (Hilton-Taylor, 2004; IBAMA, 2003), porque a

maior parte das populações encontra-se em fragmentos pequenos e isolados (Rylands *et al.* 2001). Em 1999 foi proposto como estratégia para a conservação da espécie, o “Programa de Manejo de Metapopulação”. Esse programa visa integrar todas as populações conhecidas e a população de cativeiro em um manejo conjunto com o objetivo de mitigar os possíveis efeitos deletérios sofridos por essas pequenas populações (Ballou & Valladares-Padua, 1997).

A recente análise de viabilidade populacional (PHVA) realizada para o mico-leão-preto (ICCM, 2005) demonstrou a necessidade de atualização dos dados populacionais para o Parque Estadual Morro do Diabo, e recomenda o monitoramento periódico desta população devido a sua importância estratégica para a conservação da espécie.

O presente trabalho tem como objetivo principal realizar um estudo de caso com o mico-leão-preto e discutir a problemática das estimativas populacionais para espécies raras. Especificamente, neste capítulo propomos: 1) atualizar a estimativa populacional de mico-leão-preto no Parque Estadual Morro do Diabo; 2) caracterizar os diferentes ambientes vegetacionais do Parque Estadual Morro do Diabo quanto à qualidade de habitat para a espécie e comparar as densidades nesses ambientes; 3) criar o modelo base para o desenvolvimento de simulações que visem explicar a relação entre esforço, avistamentos e densidades.

MÉTODOS

Área de estudo

O Parque Estadual Morro do Diabo, localizado no extremo oeste do estado de São Paulo (22° 27'a 22° 40'S e 52° 10' a 52° 22'W), é um dos últimos remanescentes florestais de grande tamanho protegido como Unidade de Conservação no interior do Estado. Representa a maior área de Floresta Atlântica Semidecídua de São Paulo e está entre os três maiores remanescentes desse bioma no Brasil, juntamente com Parque Nacional de Iguaçu – PR e Parque Estadual do Rio Doce – MG (SOS Mata Atlântica, 2000).

Com aproximadamente 35000 ha, sua área é delimitada na porção sul pelo Rio Paranapanema, pelo Ribeirão do Estreito e Ribeirão Bonito na porção

oeste e por pastagens, agriculturas e sistemas agroflorestais nas porções norte e leste. O PEMD foi criado originalmente como Reserva Estadual e contava com 37.156,68 ha de área, porém, com a construção do reservatório para a Usina Hidrelétrica de Rosana, foram desapropriados e inundados cerca de 3000 ha. às margens do Rio Paranapanema (São Paulo, Leis, decretos, etc.1986; Baitello *et al.* 1988).

O clima da região onde o PEMD está localizado é caracterizado pela alternância de período seco e frio no inverno, com temperaturas entre 15°C e 20°C, e período quente e úmido no verão, com temperaturas que podem atingir os 40°C. As chuvas estão concentradas entre os meses de setembro e abril, com a precipitação média anual variando de 1100mm a 1700mm (Ditt, 2002). Os solos da região são originários do arenito Bauru, sendo o latossolo o tipo predominante, formando solos profundos e bem drenados. O relevo é plano e a única elevação que se destaca na paisagem, com 599m de altitude, é o Morro do Diabo que dá nome a Unidade de Conservação (Ferrari Leite, 1998). A cobertura vegetal predominante do PEMD é do tipo Floresta Estacional Semidecidual Atlântica (SEMA, 1999). No entanto, é composta por um mosaico de fisionomias que vão desde florestas com árvores emergentes de mais de 30m de altura, até pequenas manchas de cerrado e áreas em início de regeneração (Plano de Manejo, 2003). (Fig.2)

Devido as suas dimensões e particularidades ambientais o PEMD foi considerado área prioritária para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica (MMA, 2000). A área protege uma das últimas populações viáveis de espécies como: anta (*Tapirus terrestris*) (Médici, com.pessoal), cateto (*Tayassu tajacu*), queixada (*Tayassu pecari*), e é importante para a conservação de espécies migratórias como a arara azul (*Anodorhynchus hyacinthinus*) (Cullen Jr., 1997, Plano de Manejo PEMD, 2003).

Abertura das trilhas

Para este estudo foram utilizadas 15 transecções dispostas de modo a abranger os três tipos vegetacionais mais representativos do PEMD: floresta madura com árvores emergentes – FMA (20.151,21 ha); floresta madura sem árvores emergentes e com predomínio de mirtáceas - FMM (2.253,19 ha) e

floresta em estágio avançado de regeneração – FR (10.236,19 ha). Foram abertos 48 km de trilhas cujo tamanho médio foi de 3,2 km (3,0 – 4,0). Todas as transecções amostradas tinham seu início em pontos do parque que permitiam acesso de carro ou a pé (estradas utilizadas para fiscalização ou visitação). O ponto final de todas as transecções era o interior da floresta. Todas as transecções foram mapeadas com auxílio de GPS e *plotadas* sobre o mapa da área (Fig.2).

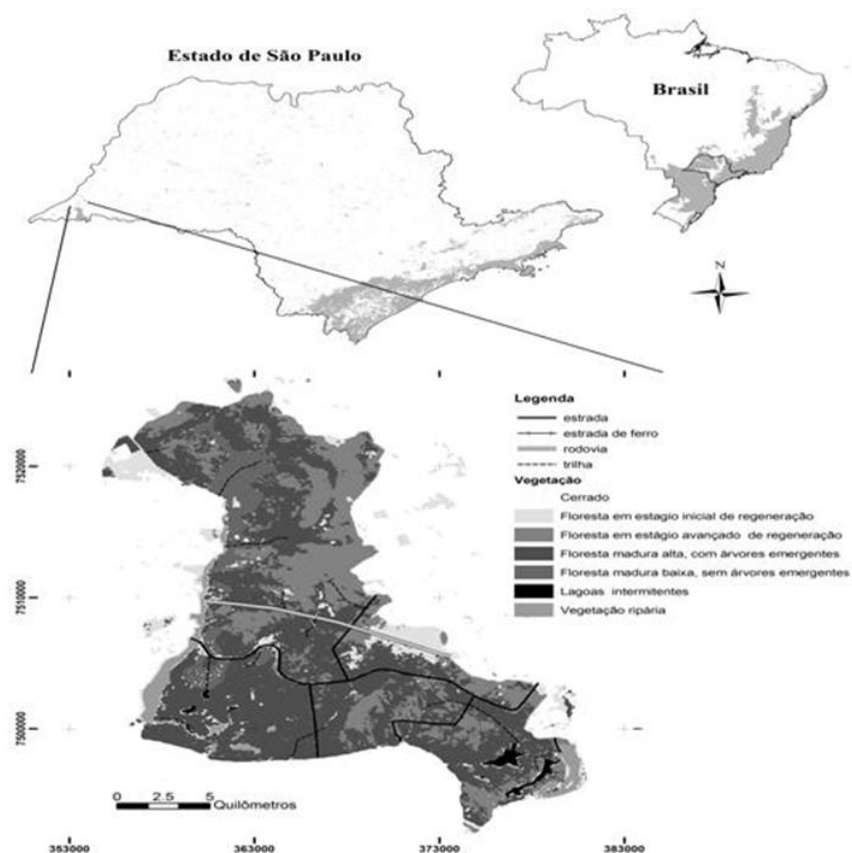


Figura 2: Mapa do Parque Estadual Morro do Diabo, mostrando as diferentes fisionomias vegetais e a distribuição das trilhas amostradas no censo. (Produzido por Alexandre Uezu – IPE).

Transecções Lineares

Utilizou-se o método de Transecções Lineares (Burnhan *et al.* 1980; Buckland *et al.* 1993) para estimar a densidade de mico-leão-preto no PEMD. Este método é incluído entre os métodos de amostragem sem área definida e se baseia em funções de detecção $g(x)$ para obter a estimativa de densidade e abundância da área. O cálculo da densidade é feito através do número de avistamentos (n), da distância perpendicular (W) e das distâncias percorridas nas transecções (L):

$$D = n/2L ESW,$$

onde ESW é a largura efetiva da transecção, ou seja, é a largura máxima (efetiva) onde os animais são vistos. Esse método considera que a probabilidade de um animal ser detectado varia com a distância, por isso, a partir dessas informações é calculada uma função de detecção $g(x)$, que determina a probabilidade de um animal ou grupo ser avistado a uma dada distância perpendicular da transecção.

Também conhecido como amostragem de distância (*Distance Sampling*) esse método representa um avanço aos métodos com distância pré-determinada, uma vez que considera todos os avistamentos obtidos e não só aqueles dentro de uma área fixa (Thomas *et al.*, 2002). Essa modificação é especialmente interessante para espécies raras, onde cada observação é um evento importante. Esse método tem sido utilizado em inúmeros trabalhos que visam estimar densidades de fauna terrestre nos neotrópicos (Chiarello, 2000; Cullen Jr., 1997; Peres, 1999; Marques, 2004). No entanto, para se obter estimativas acuradas é necessário cumprir-se alguns pressupostos (Buckland, 1993; Cullen Jr. *et al.* 2003):

- (a) as distâncias perpendiculares devem ser medidas de maneira precisa;
- (b) todos os animais sobre a transecção ($x = 0$) devem ser detectados, ou seja, $g(0) = 1$;
- (c) um mesmo animal não deve ser contado mais de uma vez na mesma amostragem;
- (d) os animais devem ser detectados em sua localização inicial, antes de qualquer movimento em resposta ao observador;
- (e) as visualizações devem representar eventos independentes.

As transecções devem ser percorridas a velocidade baixa e uniforme. Em censos de primatas é comum caminhar a velocidade de 1 km/h (Chiarello 2000), paradas estratégicas podem ser feitas para se detectar ruídos que possam indicar a presença de animais na área (Marques, 2004).

Devido ao seu pequeno tamanho e coloração o mico-leão-preto é tido como um animal críptico, o que dificulta sua visualização. Para se garantir a maior acurácia e precisão, realizou-se um estudo piloto nos meses de setembro e outubro de 2002. Esse piloto teve como finalidade padronizar o método para a área de estudo, treinar os observadores com respeito às características da espécie, à velocidade de percurso e a tomada de dados. Durante o estudo piloto percorreu-se cerca de 62km e foram obtidos dois avistamentos de mico-leão-preto. Com uma regra de três simples chegou-se à necessidade de um esforço de 1240 km para se obter 40 avistamentos (número recomendado pela metodologia, Buckland *et al.* 1993).

As transecções foram percorridas por dois observadores simultâneos que caminhavam distantes cerca de 100m um do outro a velocidade de 1km/h. Segundo Hirsh (1995), com esse procedimento, diminuem-se as chances de um indivíduo ou grupo não ser detectado e, quando um grupo é avistado a contagem dos indivíduos pode ser feita de maneira mais rápida, reduzindo-se a chance de que o grupo se movimente em resposta a presença do observador (pressuposto d) (Camperio Ciani, *et al.*, 2001). As observações se iniciavam por volta das 07:00 e ao chegar no final da trilha os observadores faziam uma pausa de aproximadamente duas horas antes de voltar. Essa pausa coincidia com o período mais quente do dia, quando a atividade dos animais diminui consideravelmente (Valladares-Padua, 1993). As observações eram concluídas por volta das 18:00. Cada trecho percorrido na trilha (ida e volta separadamente) foi considerado uma amostragem independente. Segundo Ferrari (2002) primatas têm diferente distribuição em cada ocasião, assim, mantendo-se um intervalo adequado entre as amostragens, não se tem falsas replicações e sim aumento de amostra. Os censos não foram realizados ou foram interrompidos imediatamente quando as condições climáticas não permitiam (chuva e vento), evitando-se dessa forma, que algum animal deixasse de ser detectado devido ao ruído (Peres, 1999).

Quando um animal era avistado registravam-se as seguintes informações: hora do avistamento, distância perpendicular do ponto onde o primeiro animal foi avistado até a trilha, número de indivíduos observados, altura estimada do animal no estrato vegetacional onde foi avistado e, com auxílio de GPS, era tomada a localização do grupo. Quando possível também eram anotadas informações sobre a composição do grupo (presença e número de filhotes).

Análise dos dados

Os dados foram analisados com o auxílio de Software Distance 4.0[®].(Thomas *et al.* 2004) Baseado nos pressupostos acima citados e nas informações coletadas este software determina a função de detecção e probabilidade de um animal ou grupo ser avistado e, desta forma, calcula a densidade.

Caracterização de habitat para mico-leão-preto no PEMD

A cobertura vegetal do Parque Estadual Morro do Diabo apresenta grande heterogeneidade de ambientes, como já descrito anteriormente. Essa diversidade vegetacional pode representar diferenças de hábitat para várias espécies de fauna, e influenciar na distribuição e abundância das espécies (Carvalho-Huber, 1989). Buscando investigar se essa hipótese é válida para o mico-leão-preto, os principais ambientes florestais do PEMD foram caracterizados quanto à qualidade de hábitat que oferecem para a espécie.

As variáveis escolhidas para descrever o ambiente foram baseadas em estudos de habitat realizados com a espécie no PEMD e em outras localidades, bem como em estudos similares feitos com outras espécies de *Leontopithecus* (Valladares-Padua, 1987; Valladares-Padua, 1993; Dietz, 1997; Passos & Keuroglan, 1999, Shimidlin, 2004). Os critérios utilizados para a escolha foram os seguintes:

- a) cada variável deveria fornecer uma medida da estrutura do ambiente que se saiba, ou se suspeite, influenciar a distribuição ou abundância do mico;

- b) cada variável deveria ser rápida e precisamente mensurável com procedimentos amostrais não destrutivos;
- c) cada variável deveria ser capaz de descrever o ambiente na vizinhança da área onde foi amostrada.

Foram estabelecidas 20 parcelas de 5 x 10m (50m²) distribuídas ao longo de cada transecção onde o censo foi realizado, dispostas 100m umas das outras. Este tamanho da parcela é freqüentemente utilizado em estudos de primatas (Valadares-Padua, 1993, Brown & Zunino, 1994, Prado, 1999, Rendigs et al. 2003). Dentro de cada uma os seguintes dados eram tomados: número de árvores com DAP>10 cm, número de espécies que compõe a dieta do mico, altura estimada das árvores, cobertura estimada da parcela, presença de epífitas, cipós e ocos sobre as árvores amostradas, porcentagem estimada de cipós na parcela e coordenada geográfica. Além disso, eram anotadas informações sobre perturbações antrópicas que pudessem existir (presença de fogo, lixo, vestígios de caça e corte) e proximidade a corpos d'água. Para essa caracterização não foi preciso coletar material botânico, pois as espécies que compõem a dieta do mico são bem conhecidas pela equipe de campo. Em estudos anteriores a acurácia identificação feita pelos assistentes de campo chegou a 80%, quando comparadas com identificações feitas por especialistas (Valladares-Padua, 1993).

Análise dos dados

Para testar as diferenças na estrutura da floresta entre os tipos de ambiente foi utilizada uma análise de variância (Zar, 1999). Foram analisadas apenas as variáveis relativas à estrutura física da floresta e aquelas relacionadas ao uso pelo mico (dieta, disponibilidade de ocos) não foram analisadas as características florísticas, pois não eram pertinentes a este estudo.

Antes da análise de variância entre os ambientes realizou-se um teste de correlação entre todas as variáveis amostradas, a fim de identificar quais delas apresentavam maior associação entre si. Após essa análise foram montadas uma matriz de dados ambientais e uma matriz de presença-ausência e densidade de mico-leão-preto, que foram comparadas a fim de investigar se existia associação entre elementos do habitat e abundância da espécie.

RESULTADOS

Densidade de mico-leão-preto no PEMD

As transecções foram percorridas entre fevereiro de 2003 e março de 2004, totalizando 1305 km de esforço amostral. Neste período, cada transecção foi amostrada entre 10 a 16 vezes. Foram obtidos 19 avistamentos de mico-leão-preto, sendo que destes 10 se deram em área de floresta madura alta, seis em floresta madura sem emergentes (floresta com mirtáceas) e três em áreas de floresta em estado avançado de regeneração.

A largura efetiva de avistamentos (ESW) foi 10,4m de distância. Os avistamentos foram distribuídos em seis classes de distâncias e a função de detecção que melhor adequou os dados foi a *Uniform* com ajuste *Cosine* (Fig. 3). Este modelo foi escolhido entre os vários testados considerando-se o menor AIC (*Aikaike's Information Criterion*) e o maior GOF (*Goodness of Fit*). A estimativa de densidade é de 0,035 ind/ha (95% IC 0.018 – 0.065 ind/ha) e coeficiente de variação de 31%. O cálculo do tamanho populacional total é feito multiplicando-se a densidade encontrada pela área total, desta forma, a estimativa é de 1209 indivíduos (95% IC 655-2266) no PEMD (tabela 1).

Tabela 1: Resultado do censo de mico-leão-preto no Parque Estadual Morro do Diabo apresentando estimativa média, coeficiente de variação e intervalo de confiança.

	Média	C.V (%)	I.C (95%)
Densidade (ind/ha)	0,035	31,6	0,018 – 0,065
Densidade de grupos (gr/ha)	0,007	28,3	0,004 – 0,02
Tamanho de grupo	5,22	14	3,9 – 70
Largura efetiva de avistamentos (ESW)	10,4	19,2	6,9 – 15,6
Taxa de encontro	0,14 ⁻⁰⁴	20,8	0,9 ^{-0,5} – 0,2 ^{-0,4}
Probabilidade de encontrar o objeto na área (P)	0,7	19,2	0,46 – 1,0
Estimativa populacional (N)	1209	31,6	645 – 2266

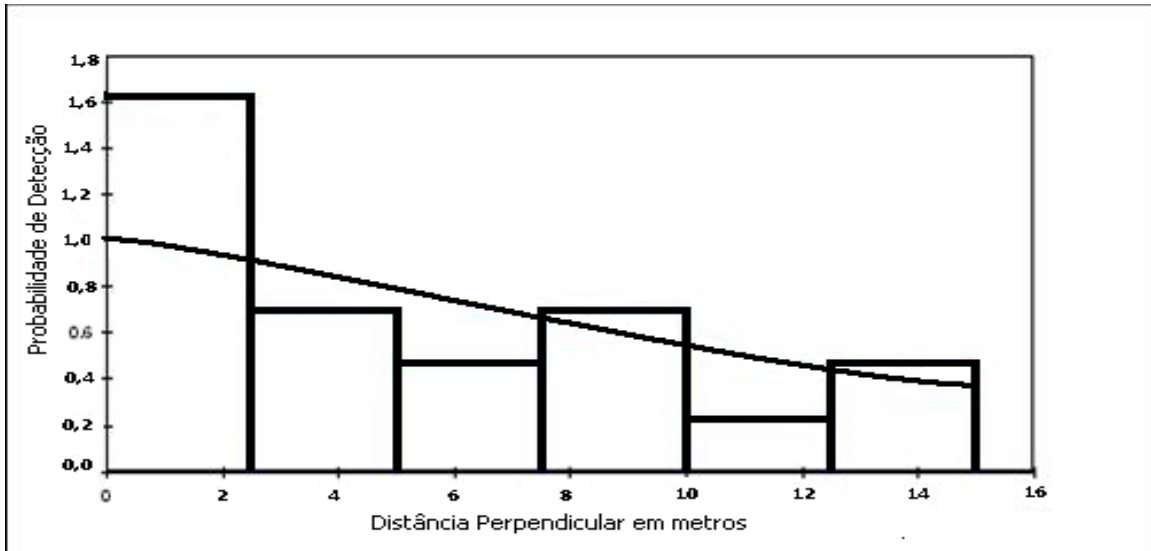


Figura 3: Histograma das distâncias de avistamentos. A linha tracejada representa a função de ajuste, a área abaixo da linha representa a probabilidade de um indivíduo ser detectado.

A estimativa de densidade para cada um dos ambientes pôde ser calculada apesar do pequeno número de avistamentos: 3,6 ind/km² (95% IC 0,1 – 10 ind/km²) na floresta madura alta; 3,15 ind/km² (95% IC 0,9 – 9,7 ind/km²) na floresta madura com mirtáceas e 1,8 ind/km² (95% IC 0,1 – 8,1 ind/km²) na floresta em regeneração, contudo, não foram observadas diferenças entre as estimativas de densidade em cada ambiente ($F_{(2, 8)} = 0,072$ e $P = 0,931$ (Fig. 4)).

Os ambientes não diferiram quanto ao número médio de avistamentos ($F_{(2, 8)} = 0,645$ e $P = 0,550$). A freqüência de avistamentos também não se mostrou diferente entre os ambientes ($\chi^2 = 1,24$; $gl = 2$; $P = 0,538$).

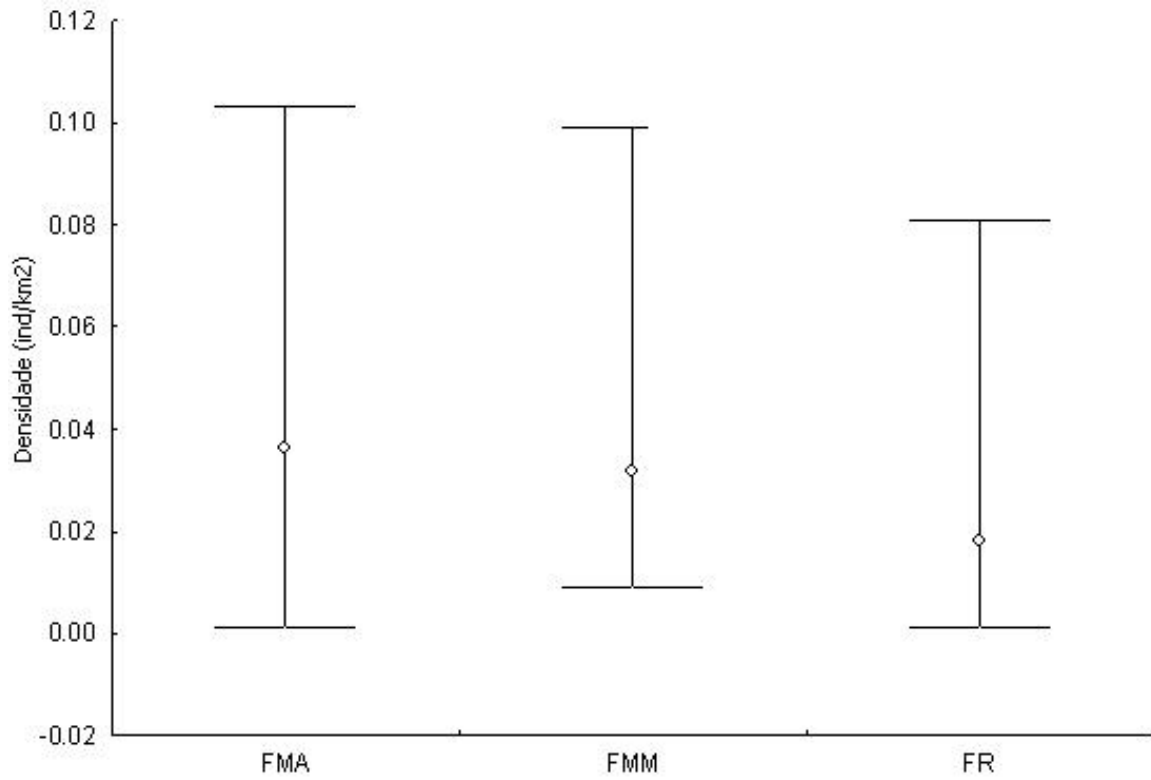


Figura 4: Densidade de mico-leão-preto nos diferentes ambientes do PEMD. Os círculos representam as densidades médias e as barras representam o intervalo de confiança pivotal das estimativas.

Qualidade de habitat para mico-leão-preto

As variáveis ambientais amostradas apresentaram-se fracamente correlacionadas, com não mais que 60% de associação entre elas (altura e DAP). As correlações significativas são mostradas na tabela 2.

Tabela 2: Associações entre variáveis ambientais amostradas. Valores próximos a 1 ou -1 indicam correlações mais fortes. O sinal – indica que a associação está ocorrendo em sentido inverso.

	Cobertura	Altura	DAP	Dieta	Oco	Epífita	Cipó
Cobertura		-0,2242	0,3216	0,2367	-0,0639	0,25	-0,2467
Altura	-0,2242		0,5865	0,0791	0,1191	-0,0247	-0,1761
DAP	0,3216	0,5865		-0,2832	0,0133	0,2834	0,3119
Dieta	0,2367	0,0791	-0,2832		0,2779	-0,0176	0,1774
Oco	-0,0639	0,1191	0,0133	0,2779		0,0852	-0,1099
Epífita	0,25	-0,0247	0,2834	-0,0176	0,0852		0,0854
Cipó	-0,2467	-0,1761	0,3119	0,1774	-0,1099	0,0854	

A altura média do dossel variou entre os ambientes, sendo que a FMA apresentou a maior altura (9,7m), enquanto que os outros ambientes, FMM e FR apresentaram alturas de 7.6m e 7.7m, respectivamente ($F_{(2, 219)} = 20,03$ e $P < 0,05$). O mesmo padrão foi observado para a variável DAP, cujos valores médios foram 23,9m, 18,4m e 19,1m para FMA, FMM e FR respectivamente. Os itens dieta do mico e cobertura dossel obtiveram médias mais altas na FMM do que nos outros ambientes (dieta: $F_{(2,196)}=16,549$, $P < 0,05$ e maior cobertura = 70%: $F_{(2,106)}= 46,44$ e $P < 0,05$). As variáveis presença e porcentagem de cipós, presença de epífitas e ocos foram testadas, mas não mostraram diferenças entre os ambientes (Fig 5).

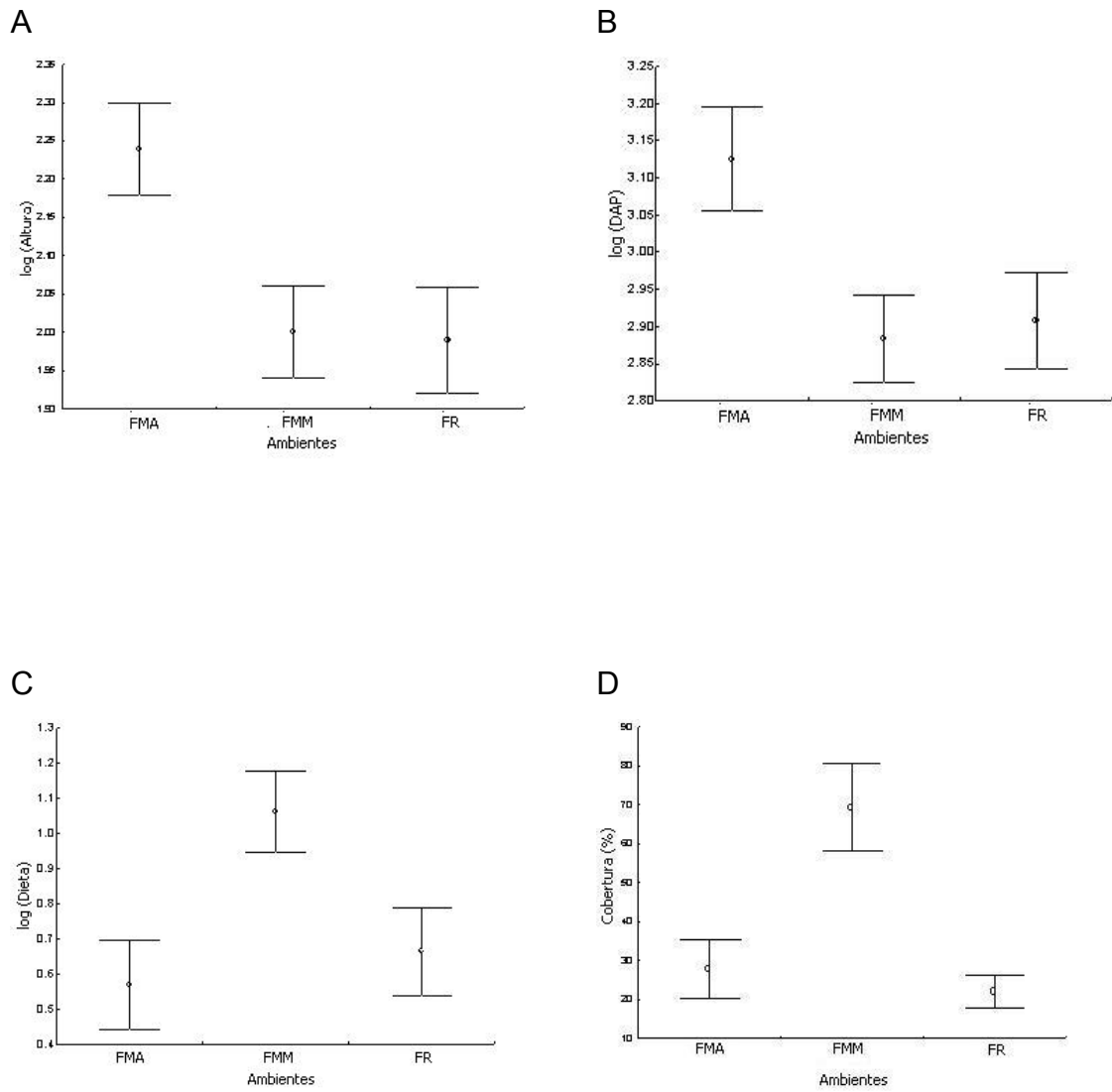


Figura 5: Variáveis de habitat que mostraram diferenças entre os ambientes: a) altura; b) DAP; c) espécies da dieta; d) cobertura. Os círculos representam as médias e as barras representam os desvios-padrões.

DISCUSSÃO

Os resultados apresentados nesse estudo exemplificam a problemática das estimativas populacionais para espécies raras: a amplitude dos intervalos de confiança frente à necessidade de estimativas mais precisas (Whitesides, 1988, Peres, 1999, Plumptre, 2000, Thompson, 2004). O pequeno número de avistamentos obtido neste trabalho (19) e o enorme esforço amostral realizado (1305 km percorridos em um ano) resultaram em uma variação alta (CV: 31%) e um intervalo de confiança que se aproxima ao dobro da estimativa média (655 – 2266 indivíduos).

Apesar da grande variação apresentada por essa estimativa sugere-se que o valor médio encontrado condiz com as observações para a espécie na área. A população de mico-leão-preto do Parque Estadual Morro do Diabo vem sendo estudada há quase 20 anos e censos anteriores (Cullen Jr., 1997) e, sobretudo, estudos de área de vida (Valladares-Padua, 1993; Albernaz, 1997) mostram estimativas muito similares (área de vida de 1,38 km² e tamanho médio de grupo de 4,5 indivíduos). Por essas informações essa população já pode ter alcançado sua capacidade de suporte (1159 indivíduos), no entanto, esses estudos não consideraram a sobreposição de área de vida e as variações dos ambientes dentro da área (IPE – dados não publicados).

Outros autores como Chiarello 2000, Cullen Jr, 1997, Marques, 2004 e, especialmente os que realizaram censos com primatas (Brugière, 1998, Chiarello & Mello, 2001, Hirsh, 1995) atentam para o pequeno número de avistamentos encontrado em seus estudos, mas enfatizam o caráter realístico de suas estimativas. Peres (1999) discute que para algumas espécies de primatas neotropicais é difícil obter mais que 20 amostras em censos com transecções lineares mesmo com um grande esforço amostral, no entanto afirma que uma boa estimativa da densidade pode ser obtida se os dados apresentarem uma distribuição favorável.

Outras informações provenientes do cálculo da densidade podem ser consideradas para o melhor entendimento deste estudo. A largura efetiva de avistamentos foi de 10,4m, isto se deve a forma como a distância perpendicular foi tomada. Neste estudo foi medida a distância perpendicular do primeiro animal avistado até a trilha, contudo, muitos autores consideram que essa forma de

medida possa superestimar a densidade e por isso recomendam que seja tomada a distância do centro do grupo até a trilha. Por outro lado, Fashing & Cords acreditam que essa diferença na coleta de dados só influencie primatas que vivem em grandes grupos, como para o gênero *Leontopithecus* a média de tamanho de grupo é de cinco animais (Kleiman & Rylands, 2002) é possível afirmar que a distância perpendicular não influenciou no cálculo da densidade.

O coeficiente de variação associado à estimativa de densidade é de 31%, mas por outro lado, é de 21% quando associado à taxa de encontro (tabela 1). O cálculo da densidade leva em consideração a variabilidade ambiental, o número e tamanho das transecções, a probabilidade de detecção (e desta forma, a habilidade do observador), as distâncias perpendiculares e o número de indivíduos e, essas variáveis contribuem para o aumento do coeficiente de variação. Já a taxa de encontro considera apenas a presença do objeto observado e o esforço amostral. Dessa forma, o intervalo de confiança associado a ela é menor e isso pode ser um indício de que esse parâmetro também possa ser utilizado como uma estimativa do tamanho populacional se associado com a medida de densidade.

O aumento do esforço amostral também pode levar à diminuição do intervalo de confiança (Whitesides, 1988), entretanto, isso representaria um aumento de custos significativo. Para a realização deste estudo, que teve um esforço até maior do que o recomendado e realizado na maioria dos estudos com primatas, foram gastos cerca de US\$ 15.000,00. O método de *Distance Sampling* sugere que uma boa estimativa de densidade tenha CV em torno de 15%. Sob as condições desse estudo seria necessário aumentar em mais de 15 vezes o esforço amostral para se alcançar esse padrão. Esse fato leva a discussão das estimativas populacionais para a questão do custo-benefício, que não pode ser desconsiderada em nenhum projeto de pesquisa.

Como foi possível verificar, as diferenças ambientais não foram tão grandes do ponto de vista da qualidade do habitat para o mico-leão-preto. As variáveis de habitat selecionadas não apresentaram associações fortes e claras e não se mostraram boas preditoras para diferenças de densidade entre os ambientes amostrados. Apesar das variáveis escolhidas serem comprovadamente importantes para a espécie conforme atestado em estudos prévios (Valladares-Padua, 1993; Dietz, 1997; Passos, 1997) o método de coleta

de dados pode não ter sido sensível o suficiente para detectar diferenças entre os ambientes. Em estudo realizado no PEMD Valladares-Pádua, encontrou diferenças em todas as variáveis que amostrou, exceto para epífitas, que parece ser um item raro na área. No entanto, ele encontrou a maior cobertura na região correspondente a FMA e maior abundância de cipós nessa área também. No presente estudo por sua vez, a maior distinção se faz entre a disponibilidade de espécies que fazem parte da dieta do mico e a disponibilidade de ocos para abrigo. Estes estão associados a árvores de maior porte, que se localizam nas porções de floresta mais maduras, enquanto que os itens da dieta, que são em sua maioria mirtáceas, se localizam em uma área de floresta mais baixa, e podem se distribuir de maneira mais adensada. O ambiente de floresta em regeneração é bastante heterogêneo no que diz respeito as variáveis amostradas. Embora fosse esperado que essa área apresentasse pouca abundância de componentes de habitat do mico e, dessa maneira fosse “menos interessante” para a espécie, observaram-se algumas árvores de porte alto, várias frutíferas e cipós.

Não houve diferenças entre o número e frequência de avistamentos encontrados em cada uma das áreas e, os cálculos de densidade para cada ambiente, apesar de terem sido possíveis, ficam comprometidos devido ao baixo número de ocorrências. Dessa maneira, não é possível fazer muitas inferências sobre qualidade de habitat para a espécie, no entanto, vale destacar que a espécie faz uso de diversos tipos vegetacionais (Valladares-Padua, 1993). Uma hipótese possível é que o método de transecções lineares não seja eficaz para detectar correlações entre densidade e habitat, especialmente para uma espécie rara como é o caso do mico-leão-preto. Seria necessário um grande número de avistamentos em cada um dos ambientes para se conseguir observar algum tipo de associação. Estudos com outras espécies de primatas, utilizando diferentes métodos de amostragem mostram que realmente existe associação entre qualidade de habitat e densidade (Camperio Ciani *et al.* 2001). Sorensen & Fedigan (2000) observaram que as densidades de *Cebus capucinus*, *Alouatta palliata* e *Ateles geoffroy* aumentavam com a idade e conseqüentemente qualidade do fragmento em um ambiente de regeneração na Costa Rica. Hirsh (1995) também mostrou que a densidade de *Alouatta fusca* variou entre habitats diferentes de Floresta Atlântica Semidecídua em Minas Gerais e Chiarello &

Mello (2001) observaram ainda que além da qualidade do habitat o tamanho da área influencia na densidade da comunidade de primatas. Uma alternativa interessante para analisar a associação entre densidade e qualidade de habitat são os estudos de seleção de habitat, onde é possível observar tanto os recursos disponíveis, bem como a espécie utiliza os diferentes ambientes.

Estimativas de tamanho realizadas para outras populações de mico-leão-preto mostram situações distintas: na Estação Ecológica de Caetetus, cuja fisionomia vegetal é semelhante à encontrada no PEMD, as densidades de mico são consideravelmente mais baixas, girando em torno de 0,016 ind/ha (Passos, 1997). Já na região de Lençóis Paulista (Fazenda Rio Claro), onde os animais estão distribuídos ao longo de matas ciliares a densidade encontrada se aproxima ao que é descrito neste estudo 0,033 ind/ha. Na Fazenda Mosquito, a densidade também é bastante baixa (0,008 ind/ha) contudo, o contexto é bem diferente, pois trata-se de uma população formada por grupos translocados, atualmente quatro grupos dividem uma área de 1385 ha.

Desta forma, este estudo reafirma a importância da população de micos-leões-pretos do PEMD para a manutenção da espécie, contudo destaca a necessidade de monitoramentos mais eficazes. Espera-se que os resultados apresentados sejam efetivamente utilizados para a atualização do Plano de Conservação da espécie e que as discussões aqui levantadas contribuam para o avanço da questão de estimativas populacionais para espécies raras.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Albernaz, A. L. K. M. (1997). Home range and habitat use in the black lion tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*). *Int. J. Primatology*. 18: 877-887
- Baitello, J.B.; Pastore, J.A.; Aguiar, O.T.; Sério, F.C. & Silva, C.E.F. (1988). A vegetação arbórea do Parque Estadual Morro do Diabo, Município de Teodoro Sampaio, Estado de São Paulo. *Acta bot. Bras.* v.1 n.2 p.221-230.
- Ballou Jd & Valladares-Padua C.B. (1997). Metapopulation Action Plan. In Ballou, J.D., Lacy, R. C., Kleiman, D., Rylands, A and Ellis, S. (Eds.). *Leontopithecus II: The Second Population and Habitat Viability Assessment for Lion Tamarins (Leontopithecus)*, Captive Breeding Specialist Group (IUCN/SSC/CBSG), Apple Valley. Belo Horizonte, MG.
- Brown, A. D., Zunino, G. E. (1994). Habitat, densidad y problemas de conservación de los primates de Argentina. *Vida Silvestre Neotropical* 3(1): 30-40.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R. Burnham, K. P. & Laake, J. L. (1993) .Distance sampling, estimating abundance of biological populations. London: Chapman & Hall.
- Burgièrè, D. (1998). Population size of black colobus monkey *Colobus satanas* and the impact of logging in the Lopé Reserve, Central Gabon. *Biological Conservation*. 86, 15-20..
- Burnham, K.P.; Anderson, D.R.; Laake, J.L. (1980). Estimation of density from line transect sampling of biological population. *Widl. Monog.* 72, 1-202 p..
- Camperio Ciani, A, Martionoli, L, Capiluppi, C, Arahou, M. & Mouna, M. (2001). Effects of water availability and habitat quality on bark-stripping behavior in Barbary Macaques. *Conservation Biology* 15 (1) p: 259-265.
- Carvalho, C. T. & Carvalho, C. F. (1989). A organização social dos saúns-pretos (*Leontopithecus chrysopygus* – Mikan, 1823) na Reserva de Teodoro Sampaio - SP– (Primates, Callitrichidae) *Revista Brasileira de Zoologia* 6 (4) p. 707-717.
- Carvalho-Huber, B. M. (1989). Microhabitat de uma comunidade de pequenos mamíferos na restinga de Barra de Marica – RJ. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro.

- Caughley, G. (1997). Analysis of vertebrate population. Chichester. Wiley.
- Chiarello, A.G. (1999). Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in South-eastern Brazil. *Biol Conserv.* v.89, p.71-82,.
- Chiarello, A.G. (2000). Density and populations size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. *Conserv. Biol*, v.14, p.1649-1657.
- Chiarello, A. G. & Mello, F. R. (2001). Primate population densities and sizes in Atlantic Forest remnants of northern Espírito Santo, Brazil. *Inter. J. Primatol.* 22: 379-386.
- Coimbra-Filho, A.F. (1976). Os sagüis do gênero *Leontopithecus* Lesson, 1840 (Callithricidae – Primates). Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro – RJ.
- Coimbra-Filho, A.F. & Mittermeier, R. A. (1977). Conservation of the Brazilian lion tamarins *Leontopithecus rosalia* In: Primates Conservation. Org: Rainer, P., Bourne, G. H. Academic Press. New York.
- Cullen Júnior, L. 1997. Hunting and biodiversity in Atlantic forest fragments, São Paulo, Brazil. Florida,.. Dissertation (M.S.) - University of Florida. 134p.
- Cullen Júnior, L.; Rudran, R. (2003). Transectos lineares na estimativa de densidade de mamíferos e aves de médio e grande porte. In: Cullen Júnior., L.; Rudran, R.; Valladares-Padua, C. (Ed.). Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. Curitiba: Ed. UFPR/ FBPN, 2003. p.169-179.
- Dietz, J. M., Peres, C. A., Pinder, L. (1997). Foraging ecology and use of space in wild golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*). *Am. J. Primatol* 41: 289 - 305
- Ditt, E. H. (2002). Fragmentos Florestais do Pontal do Paranapanema. São Paulo: Annablume, IPE, IIEB. 140p.
- Fashing, P., Cords, M. (2000). Diurnal primate density and biomass in the Kakamega Forest: an evaluation of census methods and a comparison with other forests. *Am. J. Primatol* 50: 139-152.
- Ferrari, S. F. (2002). Multiple transects or multiple walks? A response to Magunson (2001). *Neotrop. Primates.* 10(3), 131-132p.
- Ferreira-Leite, J. (1998). A ocupação do Pontal do Paranapanema. Editora Hucitec, São Paulo.

- Glanz, W.E. (1996). The terrestrial mammal fauna of Barro Colorado Island: censuses and long-term changes. In: Leigh Junior.; E.G.; Rand, A.S.; Windsor, D.M.(Ed.). The ecology of a tropical forest: seasonal rhythms and long-term changes. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press,. p.455-466.
- Hershkovitz, P. (1977). Living new World monkeys (*Platyrrhini*) with a introduction to primates. Vol 1. Chicago: University Chicago Press.
- Hilton-Taylor, C. (2004). 2004 IUCN red list of threatened species. Species Survival Commission (SSC), IUCN – The World Conservation Union, Cambridge, Reino Unido e Gland, Suíça.
- Hirsh, A. (1995) Censo de *Alouatta fusca geoffroy*, 1812 (Platyrrhini, Atelidae) e qualidade de habitat em duas áreas com Remanescentes de Mata Atlântica em Minas Gerais,. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais.
- IBAMA, (2003). Lista oficial das espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção. Diário Oficial da União. 28/05/03. nº 101. seção 1. p. 88-97
- Kleiman, D.G.; Rylands, A.B. (2002) Lion Tamarin – Biology and Conservation. Washington: Smithsonian Institution Press,. 384p.
- Lima, F. S., Silva, I., Martins, C. S. Valladares-Padua, C. B. On the occurrence of the black lion tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*) in Buri, São Paulo, Brazil. v.11. n. 2 p. 76-77
- Magnusson, W.E. (2001). Standard errors of survey estimates: what do they mean? *Neotrop. Primates*, v.9, n.2, p.53- 54,.
- Marques, R. R. (2004). Diagnóstico das populações cinegéticas de aves e mamíferos do Parque Estadual da Serra do Mar, SP, Brasil. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – ESALQ - USP.
- Martins, C. S. (2003). Conservação do mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*): Três tipos de manejo avaliados através da ecologia e comportamento. Tese de Doutorado. Universidade de Campinas.
- Myers, N., Mittermeier. R.A, Mittermeier, C.G., Fonseca, G.Ab., Kent, J. Biodiversity (2000) Hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858..
- Médici, E. P. (2001). Translocação como ferramenta para o manejo populacional de mico-leão-preto, *Leontopithecus chrysopygus* (Mikan, 1823). Tese de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte.

- MMA. (2000). Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. Brasília: Conservation International do Brasil; Fundação SOS Mata Atlântica; Fundação Biodiversitas; Instituto de Pesquisas Ecológicas; Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo; Instituto Estadual de Florestas - MG, 2000. 40p.
- _____. PLANO DE MANEJO DO PARQUE ESTADUAL MORRO DO DIABO – 2003 – Cd-rom.
- Passos, F. C. (1992). Hábito alimentar do mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus* (Mikan, 1823) (Callitrichidae. Primates) na Estação Ecológica de Caetetus. Município de Gália – SP.. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Campinas.
- Passos, F.C. (1997). Padrão de atividades, dieta e uso do espaço em um grupo de mico-leão-da-preto (*Leontopithecus chrysopygus*) na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- Passos, F. C. & Keuroglia, A. (1999). Foraging behavior and microhabitat use by black lion tamarin *Leontopithecus chrysopygus* (Mikan)(Primates, Callitrichidae). Rev. Bras. Zool. 16(suppl.2): 219-222
- Prado, F. (1999). Ecologia, comportamento e conservação do mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara*) no Parque Nacional do Superagüi, Guaraqueçaba, Paraná.. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.
- Peres, C. A. (1999). General guidelines for Standardizing Line-Transect Surveys of Tropical Forests Primates. Neotrop Primates, v.7. n.1, p.11-16
- Pissinatti, A. (1992). Cromogenia anômala. In: A Primatologia no Brasil – 3. Sociedade Brasileira de Primatologia: Belo Horizonte,
- Plumptre, A. J. (2000). Monitoring mammal populations with line transect techniques in African Forests. J. Appl. Ecol. 37: 356-368.
- Rylands, A.B.; Mittermeier, A.R. & Konstant, W.R. (2001) Species and subspecies of primates described since 1990, Neotrop. Primates, 9:75-78.

- Röhe, F; Antunes, A. P.; Tófoli C. F. The discovery of a new population of black lion tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*) in the Serra de Paranapiacaba, São Paulo, Brazil. *Neotrop. Primates*, v 11. n.2 p 75-76.
- SÃO PAULO. Leis, decretos, etc.1986. Decreto nº 25.342 de 4 de junho de 1986. Diário Oficial, São Paulo, 96(104): 4, 5 de jun. 1986.
- SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE. **Paisagem paulista**: áreas protegidas. São Paulo: Empresa das Artes, 1999. 146 p.
- Shimidlin, L. A. J. (2004). Análise da disponibilidade de habitat para o mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara* Lorini & Persson, 1990) e identificação de áreas preferenciais para o manejo da espécie por técnicas de geoprocessamento. Universidade Federal do Paraná.
- Sorensen, T.C. & Fedigan, L. M. (2000). Distribution of three monkey species along a gradient of regenerating tropical dry forest. *Biological Conservation* (92): 227-240
- Soulé, M.E. (1986). Conservation biology, the science of scarcity and diversity. Sunderland: Sinauer Associates,. 584p.
- Thomas L, Buckland St, Burnham Kp, Anderson Dr, Laake JI, Borchers D. L. & Strindberg S. (2002). Distance sampling. In *Encyclopedia of Environmetrics* (El-Shaarawi AH, Piegorisch WW, eds.), Volume 1, pp 544-552. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester.
- Thomas, L., Laake, J.L., Strindberg, S., Marques, F.F.C., Buckland, S.T., Borchers, D.L., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Hedley, S.L., Pollard, J.H. and Bishop, J.R.B. (2004). Distance 4.1. Release 2. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK. <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>
- Thompson, W. (edit) (2004). Sampling rare or elusive species – Concepts, designs and techniques for estimating population parameters. Washinthon: Island Press. 430p.
- Valladares-Padua, C. B. (1987). Black Lion Tamarin *Leontopithecus chrysopygus*, status and conservation. Master Tesis. University of Florida. 71 p.
- Valladares-Padua, C. B. (1993). The ecology, behavior and conservation of the Black Lion Tamarin *Leontopithecus chrysopygus*, (Mikan, 1823). 182 p. PhD Tesis. University of Florida.

- Valladares-Padua, C.; Cullen Jr. (1994). Distribution, abundance and minimum viable metapopulation of the Black Lion Tamarin *Leontopithecus chrysopygus*, Dodo, J Wild. 30. 80-88,
- Whitesides, G. H., Oates, J. F., Green, S. M. & Kluberanz, R. P. (1988). Estimating primate densities from transects in west African rain forest: a comparison of techniques. *J. Appl. Ecol.* 57: 345-367
- Zar, J.H. (1999). Biostatistical Analysis. Prentice Hall. Englewood Cliffs, NJ. 622p.

CAPÍTULO 2 – ESTIMATIVAS POPULACIONAIS PARA ESPÉCIES RARAS - SIMULAÇÕES E SUGESTÕES

RESUMO

Estimativas populacionais para espécies raras são um desafio para pesquisadores e conservacionistas. A maior parte dos estudos populacionais com esses organismos se limita a mostrar suas abundâncias e densidades relativas, mas a falta de precisão desses estudos não permite identificar tendências populacionais e, portanto, não são muito efetivos para a conservação dessas espécies. As metodologias existentes apesar de serem amplamente utilizadas, não são apropriadas para pequenas populações. Este trabalho tem como finalidade contribuir para o entendimento das questões que envolvem as estimativas populacionais de espécies raras, para tanto, demonstra por meio de simulações as relações existentes entre esforço amostral, detectabilidade, precisão e acurácia das estimativas feitas através do método de Transecções Lineares. As simulações foram construídas a partir dos resultados do censo populacional realizado para mico-leão-preto (uma espécie rara e ameaçada) e se basearam nos modelos de reamostragem de Monte Carlo. Foi estabelecido um grid de pontos de tamanho correspondente à área amostrada, onde um ponto X,Y era escolhido aleatoriamente. Em seguida, uma matriz determinava a probabilidade de os pontos X,Y estarem juntos, dentro dessa área. A densidade era então calculada como uma proporção da área amostrada. Foram realizadas simulações variando-se o tamanho da população e o esforço amostral. Os resultados mostram que a estimativa populacional não se altera com o aumento do esforço amostral, ainda que o número de animais avistados aumente. Entretanto, a variação das estimativas diminui conforme se aumenta o esforço, mas variâncias pequenas só são conseguidas com um esforço muito grande. As simulações demonstraram que a metodologia de Transecções Lineares é acurada e por isso eficaz para se realizar estimativas pontuais, entretanto ela é pouco precisa e não possibilita o acompanhamento de tendências populacionais de espécies pouco abundantes, a não ser que um esforço amostral muito grande seja realizado. Para estes casos estudos de longo prazo com monitoramentos periódicos envolvendo o acompanhamento de indivíduos ou grupos são a

metodologia mais adequada, contudo a questão custo-benefício tem que ser avaliada para que os resultados dessas pesquisas possam contribuir de fato para a conservação de espécies raras.

Palavras-chave: Estimativas populacionais, simulações, esforço de campo, acurácia e precisão, custo-benefício

ABSTRACT

Rare species are an especially difficult problem for ecology and conservation due to the difficulty with which estimates of population dynamics are obtained. Most population studies of rare animals are limited to attempts to estimate abundance and density, yet the lack of precision in these estimates make it impossible to anticipate population trends, and consequently, conservation decisions do not benefit from those estimates. Existing methods for estimating population sizes, while widely used, are inadequate for rare animals. Objectives of this study are to contribute to the understanding of the issues involved with estimating rare species, to examine through simulation the relationship between population sampling effort and the precision of population size estimates at a variety of population densities and sampling efforts based on linear transect methods. Monte Carlo simulations were based on a case study of the Black-lion Tamarin, an endangered and rare species in Brazil. That is, based on an area the size of a nature reserve, and transects that included, points representing animal positions (X, Y) were selected randomly from possible points that represented the study area. Based on rules that varied depending on effort, those X, Y points determined whether animals were encountered on the transects. By varying sampling area and animal density, population sizes and their confidence intervals were estimated at several values for each. Several results are important when considering rare animals. The variance in population size is reduced when sampling area (sampling effort) increases, when population size is constant. Also, the variance in population size increases with increasing population size. If many estimates (censuses) may be carried within a single year, the average of the each estimate for population size should be reasonably near the true population size, if the assumptions of the study are reasonably correct. However, due to the large variance with small population sizes, linear transects may not be effective at identifying population trends, unless they include a very large proportion of the area of the population of the animal being considered. Rather, following several specific groups with marked individuals will probably be a much more effective means of gathering data on population trends for conservation studies.

Key words: Population dynamics, population estimates, field effort, simulations, accuracy, precision, cost-benefit analysis

INTRODUÇÃO

O estudo de espécies raras constitui um grande desafio para a Ecologia de Populações. Conhecer as causas da raridade, os padrões e dinâmicas populacionais desses organismos é fundamental para o delineamento de estratégias que contribuam para sua conservação (Robson & Redford, 1991). Esse conhecimento requer estimativas populacionais precisas capazes de acompanhar as flutuações populacionais dessas espécies (Thompson, 2004). No entanto, freqüentemente essas estimativas são obtidas com métodos de pouco rigor estatístico ou sem padronização (Blake & Hedges, 2004). Embora haja uma crescente preocupação entre os pesquisadores com esse tipo de informação, isso ainda não tem provocado suficiente impacto nas estratégias de conservação (Blake & Hedges, 2004).

Monitoramentos ecológicos são um componente vital em qualquer projeto de conservação para que os efeitos de suas ações de manejo possam ser de fato avaliados (Kremer *et al.* 1994). Recentemente alguns esforços têm sido feitos na tentativa de definir os limites aceitáveis de mudanças populacionais para dessa maneira, indicar o momento em que intervenções conservacionistas devam ser feitas. No entanto, nem sempre os métodos disponíveis são capazes de detectar essas mudanças (Plumptre, 2000), especialmente no caso de espécies raras.

A principal definição de raridade se refere àquelas espécies que são pouco abundantes ou ocorrem em áreas de distribuição bastante restritas (Gaston, 1994). No entanto, outros aspectos são utilizados para o entendimento do termo. Se uma espécie é críptica ou de hábitos noturnos, ela é considerada elusiva e se for muito agregada, ela é espacialmente agrupada pelo habitat (McDonald, 2004). Esses fatores dificultam seu acesso no campo, assim, do ponto de vista da amostragem estatística, uma espécie é considerada rara se sua detectabilidade é baixa (Gaston, 1994).

Estudos com espécies raras de maneira geral contam muito mais zeros (ausências) em suas amostragens do que o esperado (Welsh, *et al.* 2005). Por esse motivo, uma boa parte dos estudos populacionais com esses organismos se limita a mostrar suas abundâncias e densidades relativas (Gaston, 1994, Peres, 1999, Thompson, 2004). A falta de precisão desses estudos não permite

identificar tendências populacionais e, portanto, não são muito efetivos para a conservação dessas espécies.

Atualmente existem vários métodos disponíveis que se propõem a estimar tamanhos populacionais. Muitos deles apresentam tratamentos estatísticos bastante robustos capazes de fornecer estimativas acuradas e precisas (Buckland *et al.* 1993, Thompson *et al.* 1998, White, 1999, Borchers *et al.* 2002). Esses métodos, no entanto, foram desenvolvidos para espécies abundantes, ou moderadamente abundantes e não se aplicam bem para espécies raras ou difíceis de serem detectadas.

O método de *Distance Sampling* (Buckland *et al.* 1993) tem sido amplamente utilizado em estimativas populacionais devido á facilidade e, de certo modo, ao baixo custo envolvido em sua aplicação (Cullen Jr., 1997, Chiarello, 2000, O'Brien, 2003). Não obstante, também tem sido uma das ferramentas mais utilizadas para espécies raras e elusivas. A questão é que este método se baseia em detectabilidade, ou seja, a probabilidade de encontrar seu objeto de estudo e essa não é uma característica facilmente observada nessas espécies. Apesar do grande desenvolvimento das técnicas, ainda não existem métodos especialmente desenhados para amostragem de pequenas populações.

Visando compreender os desafios que envolvem a estimativa de tamanho populacional para espécies raras esse capítulo tem como objetivos: 1) explorar as relações entre esforço amostral, detectabilidade e estimativas populacionais abordadas no método de Transecções Lineares; 2) determinar o esforço amostral necessário para se obter a precisão adequada nas estimativas populacionais; 3) propor uma metodologia alternativa para o monitoramento de espécies raras em geral e para o mico-leão-preto em particular; 4) explorar a relação custo-benefício envolvida nas estimativas populacionais

MÉTODOS

O censo do mico-leão-preto no Parque Estadual Morro do Diabo, serviu como base para o desenvolvimento de uma análise que simula variações na densidade, esforço amostral e detectabilidade das estimativas de tamanho populacional por Transecções Lineares. O modelo foi baseado no sistema de

reamostragem de Monte Carlo (Mainly, 1997). As simulações foram criadas com o auxílio do programa JMP 5.0.1[®].

Foi estabelecido um *grid* virtual de pontos de tamanho correspondente à área amostrada, onde pontos X,Y eram escolhidos aleatoriamente. Em seguida, uma matriz determinava a probabilidade de os pontos X,Y estarem juntos, dentro dessa área. A densidade era então calculada como uma proporção da área amostrada. Cada simulação correspondia a um censo com milhares de réplicas.

No modelo básico, todos os dados foram convertidos em metros para que cada ponto do *grid* correspondesse a um metro quadrado. Foi simulado um gráfico bidimensional cuja área (*grid*) corresponde à área total. No eixo Y foram plotados 7000 pontos e no eixo X 50000 pontos totalizando uma área de 350 milhões de pontos ou 350 milhões de metros quadrados (equivalente à área do PEMD). Ainda no mesmo grid foi determinada uma subárea, correspondente a área amostrada no censo (onde no eixo Y foram plotados 1400 pontos e no eixo X 1543). Depois foram escolhidos pontos aleatórios em cada um desses eixos, se esses pontos coincidissem com os valores de X e Y determinados na subárea era então considerado como um avistamento que recebia o valor 1, caso contrário a célula era preenchida com valor 0. Para simular a densidade, a “célula” correspondente ao avistamento era multiplicada pela proporção da área. No modelo básico essa “célula” era multiplicada por 162.

A partir do modelo básico foram criadas simulações onde se variou o número total de indivíduos (tamanho real da população) e o tamanho da área amostrada (esforço amostral). O ponto de partida para as simulações de número de indivíduos foi a estimativa de 1180 indivíduos inicialmente encontrada para o mico-leão-preto. A partir daí foram simuladas populações com metade desse tamanho, o dobro e quatro vezes mais (590, 2360 e 4720 respectivamente). Essas variações visavam analisar como a precisão das estimativas variava em relação ao tamanho real da população. Com relação à variação da área amostrada iniciamos com uma área relativa a área amostrada no censo de mico-leão-preto (2.160.200 m² ou 0,66% da área total do Parque) e a partir daí foram feitos vários acréscimos na área amostrada representando consecutivamente 2,5%, 5%, 10%, 14% e 28% da área total do PEMD. O objetivo dessas simulações era verificar a influencia do esforço amostral na acurácia e precisão

das estimativas. Todas as simulações foram analisadas por meio de regressões lineares (Zar, 1999).

As simulações fabricadas neste estudo fornecem além de estimativas de densidade e variação, um determinado número de avistamentos para cada réplica. Visando comparar as variações fornecidas por essas simulações com aquelas fornecidas pelo software DISTANCE 4.0, os resultados obtidos com as simulações de variação de área foram inseridos no programa e novas estimativas de densidade foram rodadas. Foram escolhidas aleatoriamente 5 réplicas de cada simulação e o número de avistamentos de cada uma delas foi utilizado para alimentar o programa. O tamanho da área de estudo foi mantido, ou seja, a mesma área do PEMD. As distâncias de avistamento das novas análises foram baseadas no histograma de distâncias fornecido pelo estudo original. Respeitando sua distribuição foram escolhidos valores entre 0 e 15 e inseridos no programa. Posteriormente fabricou-se uma regressão para verificar a relação entre esforço e diminuição do CV produzido nessas novas estimativas.

RESULTADOS

As simulações feitas com aumento do tamanho inicial (Fig. 1A) da população mostram que as estimativas médias variam proporcionalmente a esse aumento, o que é esperado, pois, indivíduos em populações mais abundantes têm mais possibilidades de serem detectados. Os coeficientes angulares dessas regressões são próximos a 1. Quando o tamanho populacional é fixo o fator que influencia a variância das estimativas é o esforço amostral (Fig 1B), sendo que quanto menor a área amostrada, maior a variação (área de $8,75 \cdot 10^5$: $F_{(1, 3)} = 17,98$, $r^2 = 0,90$, $P < 0,05$ e $\beta = 284,20$; área de $17,5 \cdot 10^5$: $F_{(1, 3)} = 51,82$, $r^2 = 0,96$, $P < 0,05$ e $\beta = 106,85$).

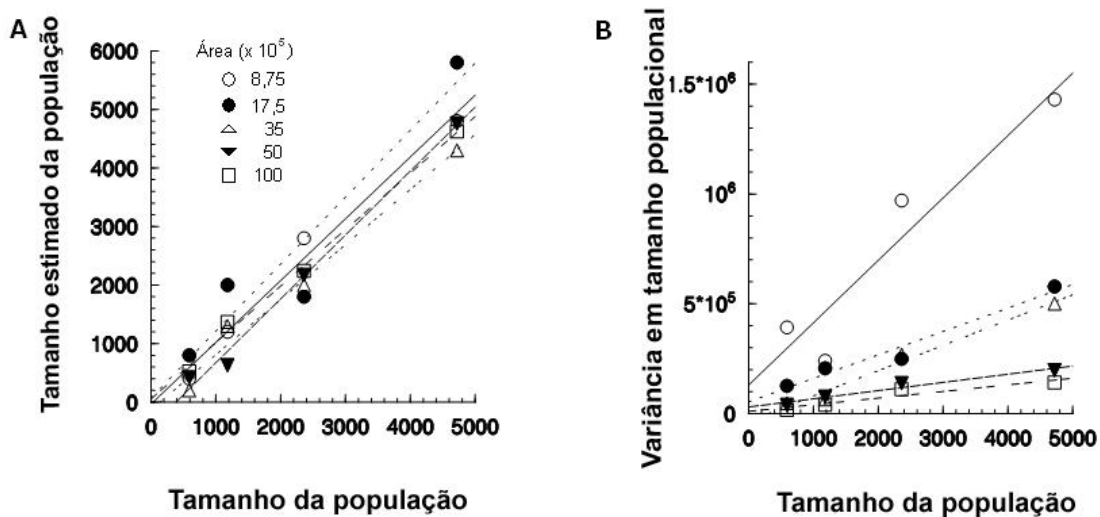


Figura 1: Relação entre aumento de tamanho inicial da população e as estimativas de tamanho e variância obtidas pelo método de Transecções Lineares: A) as estimativas aumentam proporcionalmente em relação a população real. B) a variância é maior nas populações grandes.

Analisando as simulações relativas a variação no esforço amostral nota-se que a estimativa média de uma população de tamanho conhecido não se altera significativamente, mesmo com o aumento do esforço amostral (Fig 2A). Essa relação também é esperada, pois o número de animais de uma população em uma determinada área não pode ser alterado pelo tamanho da área amostrada. No entanto, na Fig 2B pode-se observar que a variação das estimativas diminui consideravelmente com o aumento da área amostrada e quanto menor a população, maior o esforço requerido para se obter estimativas com pouca variação (população de 590: $F_{(1,4)} = 203,9$, $r^2 = 0,98$, $P < 0,05$ e $\beta = -1,284$; população de 1180: $F_{(1,4)} = 30,34$, $r^2 = 0,91$, $P < 0,05$ e $\beta = -0,792$).

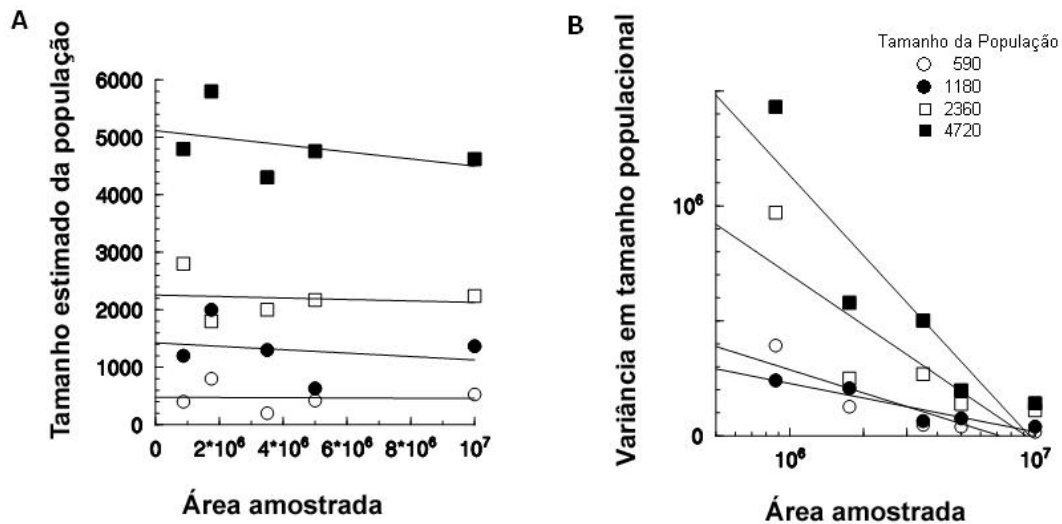


Figura 2: Efeito do esforço amostral as estimativas de tamanho populacional e variância: B) as estimativas médias não variam quando o esforço amostral é fixo. D) a variação das estimativas diminui com o aumento do esforço e estimativas de populações pequenas requerem maior esforço para serem mais precisas.

Os coeficientes de variação obtidos com as análises dos resultados das simulações no programa DISTANCE 4.0 mostram a mesma tendência que as simulações, diminuindo conforme aumenta-se o esforço amostral: $F_{(1, 53)} = 340,44$, $r^2 = 0,87$, $P < 0,05$. CVs baixos, na ordem de 15% só foram obtidos com esforços amostrais superiores a 15% da área de estudo.

DISCUSSÃO

As relações entre esforço amostral, tamanho populacional e aumento de avistamentos que foram apresentadas já eram esperadas, uma vez que amostrando áreas maiores, as chances de encontrar o objeto que se procura são maiores, e também, quando uma população é mais abundante as chances de detectar um indivíduo também aumentam. Entretanto, as relações que merecem destaque neste estudo dizem respeito à variância dessas simulações e, conseqüentemente, à precisão das estimativas. Nota-se que quando o esforço amostral é fixo, as estimativas médias podem estar próximas ao valor real, porém, a variância dessas estimativas pode ser tão alta que a distinção entre uma população de 500 e outra de 1000 indivíduos não pode ser feita com clareza.

Quando transportados para um cenário real, esses resultados podem ser muito preocupantes, pois indicam que declínios populacionais não podem ser estimados com segurança a não ser que essa diminuição seja muito grande. Considerando uma espécie ameaçada, declínios menores que este podem representar sua extinção, sem que as estimativas populacionais demonstrem isso. No caso do mico-leão-preto, por exemplo, as análises de viabilidade populacional (PHVA) feitas em 2005 demonstram que uma população de 500 indivíduos tem aproximadamente 50% de chances de se extinguir em menos de 100 anos.

Por outro lado, observa-se que a variância tende a diminuir com o aumento do esforço amostral, contudo, para se conseguir estimativas com intervalos de confiança pequenos, capazes de perceber variações reais em uma população é necessário obter um grande número de avistamentos e conseqüentemente, realizar um grande esforço amostral. Estimativas populacionais de primatas na África, mostraram que o coeficiente de variação (medida de variância fornecida pelo programa DISTANCE e utilizada na maioria dos estudos) diminui com o aumento de grupos observados, no entanto, para que as estimativas fossem capazes de detectar mudanças populacionais na ordem de 20% o CV teria que ser ainda menor, o que representaria um esforço impraticável (Plumptre 2000). Skorupa (1987) considera ainda que mesmo com amostragem intensiva, estimativas de primatas tendem a ter CV de

aproximadamente 25% e, se tratando de espécies raras, esse CV gira em torno de 45%.

O método de *Distance Sampling* sugere que estimativas acuradas tenham resolução menor que 15%, (Buckland *et al.* 1993, Thomas *et al.* 2002) e fornece uma fórmula para o cálculo do esforço necessário (L) para se atingir essa recomendação (CREEM, 2004):

$$L = q / 0,1^2 \times L_0 / n_0$$

onde q é uma constante de valor 3, L_0 é comprimento total percorrido e n_0 o número de avistamentos. Segundo esse cálculo o censo de mico-leão-preto no Parque Estadual Morro do Diabo necessitaria de 20604 km percorridos (ou 300 avistamentos) para ter uma estimativa precisa.

Apesar das dificuldades apresentadas, algumas pesquisas indicam que é possível se obter estimativas realísticas através do método de *Distance Sampling*, mesmo que se tenham poucos avistamentos (Skorupa, 1987, Brugière 1998, Cullen Jr, 1997, Peres, 1999, Chiarello, 2000, Chiarello & Mello, 2001), desde que os dados tenham sido coletados de forma adequada. Essas afirmações indicam que o método pode ser adequado para estimar tamanhos populacionais para espécies pouco abundantes, permitindo a comparação entre populações de diferentes áreas, desde que os haja padronização no esforço amostral e que sejam fornecidas as informações sobre a variação. Aliás, este é um aspecto que merece destaque, são poucos os trabalhos publicados que apresentam a variação encontrada em seus estudos (Peres, 1999). Contudo, devido à baixa precisão das estimativas, esse método não se mostra adequado para o monitoramento de espécies raras. Morais Jr, 2005, comparou a eficácia de três métodos (entre eles transecções lineares) para estimar o tamanho de uma população de mico-leão-dourado, cujo tamanho real era conhecido, e mostrou que o método oferece estimativas acuradas, porém pouco precisas e sugere que ele não seja usado como única forma de monitoramento de uma população.

Para aumentar o número de avistamentos nos censos de primatas através de transecções lineares alguns autores consideram o uso de play-back (Kierulff & Rylands, 2003, Morais Jr., 2005). Esse método consiste em reproduzir vocalizações da espécie-alvo com o objetivo de atrair os animais existentes na área, facilitando assim a contagem. Aplicado de forma padronizada em todas as

transecções, o play-back diminui a probabilidade de falsos-negativos e com isso diminui o CV, contudo seu uso deve ser visto com ressalvas, pois acarreta na quebra de um importante pressuposto do método: o de que os animais são detectados em sua posição inicial, antes de qualquer resposta a presença do observador podendo dessa maneira viciar a amostragem.

Algumas metodologias têm sido desenhadas na tentativa de propor alternativas para o monitoramento de espécies raras (Thompson, 2004) e vão desde rádio telemetria e armadilhamento fotográfico (Karanth, 1995, Jacob & Rudran, 2003), passando por contagens indiretas de indícios (Becker *et al.* 2004, Morais Jr. 2005), captura e marcação de indivíduos até técnicas de amostragem genética. A escolha do método deve levar em conta as peculiaridades da espécie que se deseja amostrar e os recursos financeiros, logísticos e humanos que se tem disponível. Uma alternativa interessante e que tem sido utilizada com frequência é uma “calibragem” de métodos, buscando adequar a precisão de métodos mais robustos com a viabilidade de métodos mais rápidos, por exemplo, calibrar as taxas de encontro às estimativas de densidade produzidas pelo método de *Distance Sampling* pode ser uma boa alternativa para se realizar monitoramentos mais freqüentes de uma população.

De maneira geral, estudos de longo prazo com monitoramentos periódicos são os mais recomendados para acompanhar tendências populacionais e, conseqüentemente contribuir para a sua conservação (Skorupa, 1987, Whitesides *et al.*, 1988, Vucetich & Waite, 1998, Plumtre, 2000, Rudran & Duque, 2003). No entanto são poucas as pesquisas delineadas com esse objetivo e isso se deve em parte ao alto custo envolvido nesses estudos. A Tabela 1 apresenta um levantamento dos custos envolvidos em alguns estudos de longo prazo e lança mais um aspecto na discussão sobre o custo-benefício dos monitoramentos de espécies raras. Os custos mostrados se referem a apenas um ano de monitoramento, e, para que este possa ser efetivo os recursos têm que ser constantes, situação rara para a maior parte dos trabalhos de conservação. Os projetos relacionados nessa tabela tratam de espécies que sofrem alguma ameaça de extinção e para as quais uma série de ações e pesquisas, que vão além do monitoramento, devem ser tomadas para garantir sua sobrevivência, nesse sentido é necessário ponderar entre os recursos gastos com o monitoramento populacional e outras atividades necessárias para

a conservação dessas espécies.

Tabela 1: Estimativas de custos para o monitoramento e algumas populações de espécies raras.

Projeto Mico-Leão da Cara Preta – IPÊ	Radiotelemetria (acompanhamento de seis grupos)	US\$ 47.500,00
Projeto Mico-Leão-Dourado – AMLD	Radiotelemetria (acompanhamento de 15 grupos)	US\$ 44.000,00
Projeto Mico-Leão-Preto – IPÊ	Radiotelemetria (acompanhamento de 10 grupos)	US\$ 52.600,00
Projeto Onças do Alto Paraná – IPÊ	Armadilhamento fotográfico e radiotelemetria (acompanhamento de oito indivíduos)	US\$ 80.000,00
Projeto Gorila de Grauer no Congo – WCS	Transecções Lineares – contagem de ninhos	US\$ 80.000,00
Projeto Gorila da Montanha em Uganda - WCS	Transecções Lineares em 325 km percorridos	US\$ 35.000,00

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Blake, S. & Hedges. (2004). Sinking the flagships – a case of elephant population in Africa and Asia. *Conserv. Biol.* 18: 1191 – 1202.
- Brochers, D. L., Buckland, S. T. & Zucchini, W. (2002). Estimate animal abundance: closed population. Springer-Verlag, London.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R. Burnham, K. P. & Laake, J. L. (1993). Distance sampling, estimating abundance of biological populations. London: Chapman & Hall.
- Burgièrè, D. (1998). Population size of black colobus monkey *Colobus satanas* and the impact of logging in the Lopé Reserve, Central Gabon. *Biological Conservation.* 86, 15-20.
- Chiarello, A.G. (2000). Density and populations size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. *Conserv. Biol.*, v.14, p.1649-1657.
- Chiarello, A. G. & Mello, F. R. (2001). Primate population densities and sizes in Atlantic Forest remnants of northern Espírito Santo, Brazil. *Inter. J. Primatol.* 22: 379-386.
- Cullen Júnior, L. 1997. Hunting and biodiversity in Atlantic forest fragments, São Paulo, Brazil. Florida,.. Dissertation (M.S.) - University of Florida. 134p.
- Gaston, K. J. (1994). *Rarity*. London: Chapman & Hall. 205p.
- Hilton-Taylor, C. (2002). IUCN red list of threatened species. Gland, Switzerland: World Conservation Union (IUCN).
- Jacob, A. A. & Rudran, R. (2003). Radiotelemetria em estudos populacionais. In: Cullen Jr. L., Rudran, R. & Valladares-Padua. C. B (orgs). *Metódos de estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre.* p. 285 – 341.
- Karanth, K. U. (1995). Estimating tiger *Panthera tigris* population from camera-trap data-using capture-recapture models. *Biol. Conserv.* 71: 333 – 338.
- Kierulff, M. C. M. & Rylands, A. B. (2003). Census and distribution of Golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*). *Am J. Primatol.* 59: 29-44
- Mainly, B. F. 1997. Randomization, bootstrap and Monte Carlo method in ecology. Chapman & Hall. Londres.

- McDonald, L. L. (2004). Sampling rare populations. In: Thompson (ed). Sampling rare and elusive species – concepts, designs and techniques for estimate populations parameters. Island Press. p. 11-42.
- Morais Jr., M. M. (2005). Metodologia de amostragem de populações: aplicação e comparação em populações de mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*, Linnaeus, 1766) e saguis (*Callithrix* spp, Erxleben, 1777) na Bacia do Rio São João – RJ. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual do Norte Fluminense. 62p.
- O'Brien, G. T., Kinnaird, M. F. & Wibisono, H. T. (2003) Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in tropical forest landscape. *Animal Conserv.* 6: 131-139.
- Peres, C. A. (1999). General guidelines for Standardizing Line-Transect Surveys of Tropical Forests Primates. *Neotrop Primates*, v.7. n.1, p.11-16
- Plumptre, A. J. (2000). Monitoring mammal populations with line transect techniques in African Forests. *J. Appl. Ecol.* 37: 356-368.
- Robson, J. G., Redford, K, H. Determinants of local rarity in neotropica primates. *A primatologia no Brasil.* p. 331-346. 1991.
- Rudran, R. & Fernandez-Duque, E. (2003). Demographic Changes over Thirty Years in a Red Howler Population in Venezuela. *Intern. J. Primatol.* 5: 925 - 947.
- Skorupa, J. P. (1987). Do line-transect surveys systematically underestimate primate densities in logged forests? *Am. J. Primatol*, 13: 1 - 9.
- Thomas L, Buckland St, Burnham Kp, Anderson Dr, Laake JI, Borches D. L. & Strindberg S. (2002). Distance sampling. In *Encyclopedia of Environmetrics* (El-Shaarawi AH, Piegorsch WW, eds.), Volume 1, pp 544-552. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester.
- Thompson, W. L., White, G. C. & Gowan, C. (1998). Monitoring Vertebrate Populations. Academic Press, San Diego.
- Thompson, W, L. (ed). (2004). Sampling rare and elusive species – concepts, designs and techniques for estimate populations parameters. Island Press. 429p.
- Valladares-Padua, C. B. (1993). The ecology, behavior and conservation of the Black Lion Tamarin *Leontopithecus chrysopygus*, (Mikan, 1823). 182 p. PhD Tesis. University of Florida.

- Vucetich, A. & Waite, C.D. (1998). Number of census required for demographic estimation of effective population size, *Conserv. Biol.* 12:
- Whelsh, A. H., Cunningham, R. B., Donnelly, C. F. & Lindenmayer, D. B. (1996). Modelling the abundance of rare species: statistical models for counts with extra zeros. *Ecol. Modell* 88: 297-308.
- White, G. C. & Burnham, K. P. 1999. Program MARK: Survival estimation from population of marked animals. *Bird Study* 46: 120 – 138.
- Whitesides, G. H., Oates, J. F., Green, S. M. & Kluberanz, R. P. (1988). Estimating primate densities from transects in west African rain forest: a comparison of techniques. *J. Appl. Ecol.* 57: 345-367
- Zar, J.H. (1999). *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall. Englewood Cliffs, NJ. 622p.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base no que foi apresentado nos dois capítulos desta dissertação algumas conclusões e recomendações são feitas visando à conservação de espécies raras de maneira geral e, especificamente do mico-leão-preto:

- Metodologias adequadas para estimativa populacional de espécies raras ainda representam consideráveis lacunas no estudo de Ecologia de Populações. Os principais desafios estão relacionados à dificuldade de acessá-las no campo e ao grande esforço requerido para se obter informações mais precisas sobre elas. O desenvolvimento de novas técnicas de amostragem e mesmo de estimadores estatísticos mais robustos são um vasto campo de pesquisa e um desafio para pesquisadores e conservacionistas.
- Alguns aspectos devem ser considerados antes de se realizar um estudo com espécies raras: i) o objetivo de seu trabalho, ii) as características da espécie que se deseja estudar e iii) os recursos disponíveis para a realização da pesquisa, sejam eles, financeiros, logísticos ou humanos.
- A estimativa populacional do mico-leão-preto no Parque Estadual Morro do Diabo é de 1209 indivíduos (IC 95% 655-2266). Apesar da grande variação encontrada acredita-se que esta estimativa é realística devido à cuidadosa coleta dos dados e a comparação com estudos de monitoramento de grupos. Esses resultados reafirmam a importância dessa população para a conservação da espécie e demonstram que as ações de conservação (fiscalização, educação ambiental, recuperação da paisagem entre outras) têm contribuído para a manutenção da área.
- A comparação entre densidade populacional e qualidade de habitat realizada neste estudo não foi capaz de oferecer informações conclusivas à questão. Acredita-se que isso se deva a pouca sensibilidade dos métodos utilizados em perceber essas associações. Reconhecendo que informações sobre como a espécie utiliza o ambiente são importantes para o delineamento de ações de manejo, recomenda-se que estudos mais refinados, como os de seleção de habitat, bem como o uso de ferramentas mais adequadas como os Sistemas de Informações

Geográficas, passem a ser incorporados nas futuras pesquisas com a espécie.

- O método de Transecções Lineares se mostrou acurado para estimar tamanhos populacionais, mesmo quando a espécie em questão é pouco abundante, contudo a precisão do método é bastante baixa não permitindo acompanhar as tendências de uma população com segurança. Dessa maneira o método pode ser recomendado para comparar populações diferentes, desde que sejam fornecidas as informações sobre o esforço amostral, abundâncias relativas e a variação das estimativas, porém, se o objetivo da pesquisa for o monitoramento de populações de espécies raras, seu uso deve ser visto com ressalvas.
- Os estudos contínuos e de longo prazo são a melhor maneira de acompanhar as tendências populacionais de uma espécie, pois além de fornecer a informação sobre declínio ou aumento populacional, também pode indicar os fatores que estão influenciando essa dinâmica. Infelizmente estudos desse tipo são raros devido ao alto custo envolvido. De maneira geral os projetos de pesquisas não contam com recursos constantes que possibilitem o planejamento de monitoramentos periódicos. Uma alternativa é o uso conjunto e calibrado de métodos diferentes como censos e taxa de encontro, armadilhamento fotográfico e radio-telemetria, por exemplo, e a adequação das análises estatísticas a fim de ajustar alta variação existente em estudos com espécies raras.

O mico-leão-preto está entre uma das poucas e privilegiadas espécies da fauna brasileira que conta com um programa de conservação de longo prazo. Neste programa estão contempladas uma série de pesquisas e ações de conservação, entre elas o monitoramento periódico das populações. Através dos resultados obtidos nesse estudo é possível fazer algumas recomendações para o monitoramento futuro das populações, recomendações estas que não se aplicam somente ao mico-leão-preto, mas também a outras espécies que estiverem em situação semelhante.

- Estimativas de abundância para as novas populações de mico-leão-preto podem ser feitas através do método de Transecções Lineares

incrementado com o uso do *play-back*. Essa recomendação segue alguns pontos discutidos nessa dissertação: i) o método de transecções lineares é acurado para realizar estimativas pontuais, permitindo comparações entre populações diferentes; ii) a diminuição da variação nas estimativas pode ser conseguida com aumento no número de avistamentos e com a diminuição da variabilidade entre as transecções e o uso do *play-back* contribui para isso; iii) a variação associada a taxas de encontro é menor que aquela associada à estimativa de densidade.

- Para o monitoramento da população do Parque Estadual Morro do Diabo o acompanhamento periódico de grupos em diferentes ambientes da área (através de captura-marcação-recaptura de indivíduos ou grupos) é a metodologia mais adequada. No entanto, frente à indisponibilidade de recursos, a utilização de taxas de encontro como parâmetro populacional se mostra mais factível, considerando que esse método já esteja calibrado ao censo por *Distance Sampling*. Este estudo mostrou que a variação associada à taxa de encontro está em torno de 20%, menor, portanto, do que aquela associada à estimativa de densidade. Contudo, é interessante que o intervalo entre os monitoramentos não seja muito longo, de modo a permitir que medidas sejam tomadas a tempo caso se perceba algum declínio populacional.