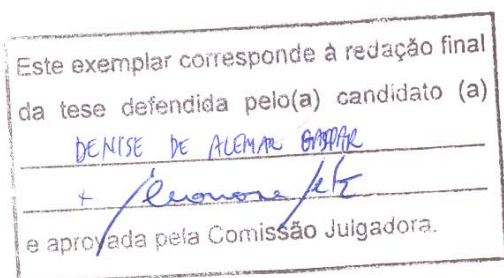


UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

INSTITUTO DE BIOLOGIA

**COMUNIDADE DE MAMÍFEROS NÃO VOADORES DE UM FRAGMENTO DE
FLORESTA ATLÂNTICA SEMIDECÍDUA DO MUNICÍPIO DE CAMPINAS, SP.**

Denise de Alemar Gaspar



Orientadora: Profa. Dra. Eleonore Z. F. Setz

Tese apresentada ao Instituto de Biologia
para a obtenção do título de Doutor em
Ecologia

2005

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA – UNICAMP**

G213c

Gaspar, Denise de Alemar

Comunidade de mamíferos não-voadores de um fragmento de floresta
Atlântica semidecídua do município de Campinas, SP / Denise de Alemar
Gaspar. -- Campinas, SP: [s.n.], 2005.

Orientadora: Eleonore Zulnara Freire Setz

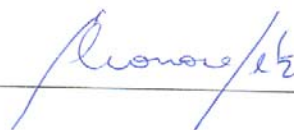
Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Campinas.
Instituto de Biologia.

1. Mamíferos não-voadores. 2. População - Biologia. 3. Comunidades
animais. 4. Floresta semidecídua. 5. Fragmento florestal. I. Eleonore
Zulnara Freire Setz. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de
Biologia. III. Título.

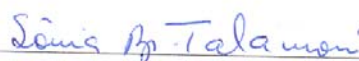
Campinas, 28 de fevereiro de 2005

Banca Examinadora

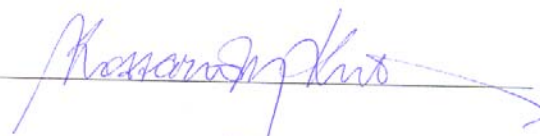
Profª. Dra. Eleonore Zulnara Freire Setz (Orientadora)



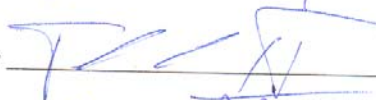
Profª. Dra. Sônia Aparecida Talamoni



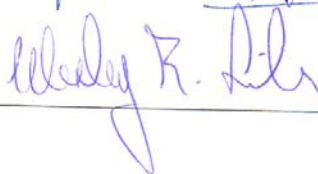
Prof. Dr. Antônio Rossano Mendes Pontes



Prof. Dr. Paulo Inácio Knecht Lopez Prado



Prof. Dr. Wesley Rodrigues Silva



Prof. Dr. Luiz Octávio Marcondes Machado

Prof. Dr. João Vasconcellos Neto

Dedico a meu pai Aloysio (*in memorian*),
e a meus filhos, Livia e Tales.

AGRADECIMENTOS

À prof. Dra. Eleonore Setz, pela orientação, estímulo, oportunidade do estágio docente, ajuda no campo e entusiasmo ao longo de mais esta jornada;

À CAPES pela bolsa de doutorado, e pelas armadilhas de pequenos mamíferos; à FAEP pelo auxílio combustível; à Ideawild pela doação das armadilhas fotográficas; ao Laboratório de Ecologia e Comportamento de Mamíferos, do departamento de Zoologia, pelo carro para o trabalho de campo; ao IBAMA, pela licença de captura dos pequenos mamíferos;

Ao coordenador da Pós graduação Ecologia (até 2004) José Roberto Trigo, pela colaboração no andamento do projeto;

Ao prof. Dr. Luiz Octávio M. Machado, por assumir minha orientação no início doutorado e pela oportunidade do estágio docente;

Aos membros da pré-banca, profs. João Vasconcelos Neto, Luiz Octávio Marcondes Machado e Wesley Rodrigues Silva pela imensa compreensão e sugestões à tese;

Aos membros da banca profs. Sônia Talamoni, Antonio Rossano M. Pontes, Paulo Inácio Prado e Wesley R. Silva, pela participação e sugestões;

À profa. Sanae Kasahara da Unesp, Rio Claro, e Eduardo Murakami pelo cariotipagem dos roedores. Ao Paulo César Balduino pela preparação das peles dos pequenos mamíferos;

Aos profs. Wesley R. Silva e Flávio A. M. Santos pelo empréstimo de equipamentos de campo;

À Célia Maria Pio, secretária da pós Ecologia, pelo esforço para que tudo desse certo;

Ao Condomínio Colinas do Atibaia pela permissão para trabalhar na mata Ribeirão Cachoeira, aos seus funcionários e moradores pela ajuda, e participação nas entrevistas e registros de avistamentos;

Aos ajudantes de campo: seu Zé Xavier, Gualter, Valdivino, Anderson, Gerson, Leopoldo, Rodolfo, Tiago, Maurício, Fabiana, Marcela, por dividirem comigo árduas tarefas e bons momentos;

À todos da minha família: Fernando, Livia e Tales, pela presença em todas as fases do trabalho, dos dias de campo aos dias de escrita intensiva, recarregando as energias. À minha mãe Elza, e minhas irmãs Isa, Cilha, Mina, pelo incentivo contínuo; à dona Vera e seu José, Fátima e Karen, por torcerem por mim. Ao André pela ajuda mesmo distante;

À Maryan, Denise, Luciano, Liliam, Sandra , Elba, pela ajuda no campo (físico ou espiritual); ao Paulo Henrique Peixoto, pela ajuda com a estatística; à Milene Martins por disponibilizar dados de sua tese;

À Katia Cury, pelo aprendizado de pequenos mamíferos em Porto Ferreira, pela bibliografia disponibilizada e pelo incentivo;

Por fim, agradeço os animais da mata Ribeirão Cachoeira que me permitiram estudá-los. Espero sinceramente que este trabalho contribua de forma efetiva para a conservação de toda vida daquela mata e dos outros remanescentes da região.

ÍNDICE

Introdução Geral.....	1
Objetivos gerais	4
Área de estudo	4
 Capítulo 1 Biologia e ecologia de pequenos mamíferos em um fragmento de floresta Atlântica semidecídua do município de Campinas, SP.	11
Introdução	13
Objetivos	15
Material e Métodos	15
Resultados	21
Discussão	47
 Capítulo 2 Ecologia populacional de <i>Gracilinanus microtarsus</i> (Wagner, 1842: Didelphimorphia, Didelphidae) em floresta Atlântica semidecídua, do município de Campinas, SP.	61
Introdução	63
Objetivos.....	64
Material e Métodos.....	64
Resultados.....	66
Discussão.....	73
 Capítulo 3 Mamíferos em um fragmento de floresta Atlântica semidecídua: avaliação de riqueza, abundância e densidade por censos diurnos.	79
Introdução.....	81
Objetivos.....	83
Material e Métodos.....	83
Resultados.....	85
Discussão.....	91
 Capítulo 4 Mamíferos em um fragmento de floresta Atlântica semidecídua: avaliação de riqueza e abundância por censo de pegadas e armadilhas fotográficas.	103
Introdução.....	105
Objetivos.....	107
Material e Métodos	107
Resultados	112
Discussão	122
 Síntese Geral	131
 Referências Bibliográficas	135

ÍNDICE DE FIGURAS

Introdução	Geral	Página
Figura 1	Localização da área de estudo no município de Campinas	5
Figura 2	Mapa de uso de terras na Área de Proteção Ambiental de Sousas-Joaquim Egídio	6
Figura 3	Valores de temperatura e precipitação do município de Campinas, de 1998 a 2003	7
Figura 4	Fotografia aérea da Mata Ribeirão Cachoeira	10
Capítulo 1		
Figura 1	Precipitação e temperaturas durante o período de estudos de pequenos mamíferos	17
Figura 2	Curva de eficiência de captura para marsupiais e roedores	27
Figura 3	Abundâncias relativas de pequenos mamíferos	29
Figura 4	Contribuição total de biomassa dos marsupiais e roedores	30
Figura 5	Biomassa mensal de marsupiais e roedores	31
Figura 6	Tempo de permanência de marsupiais e roedores na grade de captura	32
Figura 7	Tamanho populacional, sobrevivência e recrutamento, de <i>Didelphis aurita</i>	35
Figura 8	Diagrama etário de fêmeas e machos de <i>Didelphis aurita</i>	36
Figura 9	Tempo de permanência de machos e fêmeas de <i>D. aurita</i> na grade de captura	36
Figura 10	Tamanho populacional de <i>O. nigripes</i>	40
Figura 11	Sobrevivência e recrutamento de <i>Oligoryzomys nigripes</i>	40
Figura 12	Diagrama etário de machos e fêmeas de <i>Oligoryzomys nigripes</i>	41
Figura 13	Tempo de permanência de machos e fêmeas de <i>O. nigripes</i> na grade de captura	41
Figura 14	Tamanho populacional de <i>Akodon montensis</i>	44
Figura 15	Recrutamento e sobrevivência de <i>Akodon montensis</i>	44
Figura 16	Diagrama etário de machos e fêmeas de <i>Akodon montensis</i>	45
Figura 17	Tempo de permanência de machos e fêmeas de <i>Akodon montensis</i> na grade de captura	45
Capítulo 2		
Figura 1	Tamanhos populacionais mensais de <i>Gracilinanus microtarsus</i>	70
Figura 2	Recrutamento e sobrevivência mensal de <i>Gracilinanus microtarsus</i>	70
Figura 3	Diagrama etário de fêmeas e machos de <i>Gracilinanus microtarsus</i>	71
Figura 4	Tempo de permanência de machos e fêmeas de <i>Gracilinanus microtarsus</i> na grade de captura	72
Capítulo 3		
Figura 1	Curvas cumulativas de detecção direta (avistamentos) e indireta (indícios) no censo	87
Figura 2	Distribuição das tamanhos de grupos em duas espécies de primatas na mata Ribeirão Cachoeira	89
Figura 3	Distribuição das distâncias de avistamentos no censo	89
Capítulo 4		
Figura 1	Curva de acumulação de espécies em parcelas de areia com isca de banana ou odor	113
Figura 2	Visitas de mamíferos ao longo dos meses nas parcelas de areia	115
Figura 3	Curvas de acumulação de espécies nos registros de armadilhas fotográficas	117
Figura 4	Distribuição dos horários de registros fotográficos de mamíferos	117
Figura 5	Mamíferos carnívoros registrados por armadilhas fotográficas na mata Ribeirão Cachoeira	120
Figura 6	Mamíferos herbívoros - onívoros registrados por armadilhas fotográficas	121

ÍNDICE DE TABELAS

Capítulo 1		Página
Tabela 1	Composição da comunidade de pequenos mamíferos	26
Tabela 2	Pesos de marsupiais e roedores adultos capturados	27
Tabela 3	Área efetiva de captura das espécies de marsupiais e roedores	29
Tabela 4	Biomassa (g/ha) mensal de pequenos mamíferos	30
Tabela 5	Estimativas mensais dos parâmetros demográficos de <i>Didelphis aurita</i>	34
Tabela 6	Estimativas mensais dos parâmetros demográficos de <i>Oligoryzomys nigripes</i>	39
Tabela 7	Estimativas mensais dos parâmetros demográficos de <i>Akodon montensis</i>	43
Tabela 8	Riqueza e diversidade de espécies de pequenos mamíferos não voadores em florestas do domínio Atlântico	50
Tabela 9	Abundância de pequenos mamíferos em estudos em floresta Atlântica	50
Capítulo 2		
Tabela 1	Resumo dos dados de capturas de <i>Gracilinanus microtarsus</i>	67
Tabela 2	Proporção sexual mensal dos indivíduos de <i>Gracilinanus microtarsus</i>	68
Tabela 3	Estimativas mensais dos parâmetros demográficos de <i>Gracilinanus microtarsus</i>	69
Tabela 4	Registros de troca ou perda de pêlos e tumor perianal em machos de <i>Gracilinanus microtarsus</i>	72
Tabela 5	Abundância, como número de indivíduos marcados, de <i>Gracilinanus microtarsus</i> em diferentes estudos no Brasil	74
Tabela 6	Variação nas densidades populacionais e meses de pico de densidade de cuícas <i>Gracilinanus</i> spp.	75
Capítulo 3		
Tabela 1	Extensão das unidades amostrais e distância total percorrida no censo diurno	84
Tabela 2	Mamíferos avistados, ouvidos, citados por moradores ou cujos indícios foram encontrados na MRC	86
Tabela 3	Número de avistamentos de mamíferos / 10 km de censo	87
Tabela 4	Estimativas populacionais para espécies com maior número de avistamentos no censo	90
Tabela 5	Taxas de avistamentos de mamíferos em fragmentos da floresta Atlântica	92
Tabela 6	Tamanho de grupo, densidade e tamanho populacional de bugios, <i>Alouatta guariba</i> , em estudos na floresta Atlântica	99
Capítulo 4		
Tabela 1	Período de funcionamento das armadilhas fotográficas	109
Tabela 2	Média de ocorrência e abundância total de mamíferos em parcelas de areia	113
Tabela 3	Abundância de mamíferos em parcelas de areia com isca de banana e odor	114
Tabela 4	Esforço de amostragem e índice fotográfico obtido pelas armadilhas fotográficas	116
Tabela 5	Índice fotográfico e abundância das espécies de mamíferos fotografadas por câmeras automáticas	118
Tabela 6	Número de indivíduos de mamíferos de médio porte esperados na MRC	129

RESUMO

A riqueza, composição, abundância e densidades populacionais de mamíferos não-voadores da mata Ribeirão Cachoeira, um fragmento de floresta semidecídua com 230 ha no município de Campinas, SP, foram estudadas de 2001 a 2003. O objetivo geral foi avaliar a importância deste fragmento para a conservação local e regional das espécies de mamíferos silvestres. Os pequenos mamíferos foram estudados durante 17 meses através de captura-marcação-recaptura com armadilhas dispostas do chão, subosque e dossel da floresta. O esforço amostral foi de 9.884 armadilhas-noite e o sucesso de captura total de 15,2 %. Foram marcados 555 indivíduos em 1506 capturas. A comunidade foi composta por dez espécies, três marsupiais: as cuícas *Gracilinanus microtarsus* e *Caluromys philander* e o gambá, *Didelphis aurita*, e sete roedores: os ratos-do-mato *Oligoryzomys nigripes* e *Akodon montensis*, os ratos-arborícolas *Rhiphidomys mastacalis* e *Oecomys* cf *concolor*, o rato-doméstico *Rattus rattus*, o rato-d'água *Nectomys squamipes* e o esquilo *Sciurus aestuans*. Os marsupiais contribuíram com a maior biomassa da comunidade, dada principalmente por *Didelphis aurita*. Roedores apresentaram a maior abundância relativa, sendo *Oligoryzomys nigripes* a espécie com maior número de capturas. As maiores densidades populacionais foram observadas em *Gracilinanus microtarsus*, *Oligoryzomys nigripes* e *Akodon montensis*. Os marsupiais apresentaram período reprodutivo sazonal, a partir da transição seca-úmida, e roedores reproduziram-se ao longo de todo o estudo, com aumento também na transição seca-úmida. Em *Gracilinanus microtarsus* a razão sexual foi desviada para machos. Estes apresentaram sinais de senilidade após o período reprodutivo e não foram recapturados no segundo ano, o que configura uma estratégia de semelparidade, semelhante a outros marsupiais neotropicais e australianos. Mamíferos de médio porte foram estudados através de censos visuais diurnos por transectos lineares, censos de pegadas em armadilhas de areia e monitoramento com armadilhas-fotográficas. Índícios indiretos como pegadas, fezes, arrançados em troncos, fuçados e vocalizações, obtidos dentro e fora da mata, e entrevistas com moradores locais foram usadas como indicativo da presença das espécies. Em doze meses de censos diurnos foram percorridos 271 quilômetros e obtidos 152 avistamentos diretos. O censo de pegadas foi realizado de duas a cinco noites com um esforço total de 1.258 parcelas-noite com isca de odor e 1.073 parcelas-noite com isca de banana. O esforço total no monitoramento com armadilhas-fotográficas foi de 8.076 horas, 5.628 horas na estação seca (com índice fotográfico de 2,1 fotos/ 100hs), e 2.448 horas na estação úmida (com índice fotográfico de 1,4 fotos/100hs). A riqueza total de mamíferos de médio e grande porte obtida com todos os métodos foi de 23 espécies. Onze espécies foram carnívoros silvestres: cachorro-do-mato, *Cerdocyon thous*; lobo-guará, *Chrysocyon brachyurus*; onça-parda, *Puma concolor*; jaguatirica, *Leopardus pardalis*; jaguarundi, *Herpailurus yagouaroundi*; gato-maracajá, *Leopardus wieddi*; irara, *Eira barbara*; lontra,

Lontra longicaudis; furão, *Galictis cuja*; guaxinim, *Procyon cancrivorous*, e quati, *Nasua nasua*. Quatro espécies foram primatas: sagüi-de-tufos-brancos, *Callithrix jacchus*, espécie não nativa da região; sauá, *Callicebus nigrifrons*; macaco-prego, *Cebus nigritus*, e bugio, *Alouatta guariba*. Entre os roedores quatro espécies foram detectadas: capivara, *Hydrochaeris hydrochaeris*; paca, *Agouti paca*; ouriço, *Coendou villosus*, e esquilo, *Sciurus aestuans*. Foi registrada uma espécie de artiodáctilo, veado, *Mazama* sp; uma espécie de xenarthra, tatu-galinha, *Dasypus novemcinctus*, e uma espécie de lagomorfo, tapiti, *Sylvilagus brasiliensis*. Cachorros domésticos, *Canis familiaris*, foram freqüentes no interior da mata e detectados pelos três métodos. No censo visual a espécie mais abundante foi o bugio (103 avistamentos). A densidade estimada foi de 37,1 indivíduos/km², e o tamanho médio do grupo de 3,51 indivíduos. Nas parcelas de areia a isca de banana resultou na maior riqueza de espécies. O gambá (60%) e o cachorro-do-mato (20%) foram as espécies mais abundantes do censo em parcelas de areia. Espécies herbívoras-onívoras visitaram significativamente mais parcelas com isca de banana, enquanto carnívoros visitaram mais parcelas com isca de odor, e carnívoros-frugívoros visitaram as duas iscas com freqüência similar. Doze espécies foram fotografadas. O maior número de espécies foi de carnívoros. Onças-pardas jovens e adultas foram fotografadas em três ocasiões ao longo de 16 meses. O tatú-galinha foi a espécie mais abundante nos registros fotográficos (27%, ou 0,51 fotos/100hs). A mata Ribeirão Cachoeira apresentou elevada riqueza de espécies de mamíferos, pequenos, médios e grandes, das quais oito ameaçadas e três provavelmente ameaçadas de extinção no estado de São Paulo. Estes dados revelam o valor biológico e a importância de conservação desse fragmento florestal, mas apontam a necessidade de ações que garantam sua viabilidade a médio prazo, como a restauração das matas ciliares em todo o curso do Ribeirão Cachoeira e dos demais cursos d'água da região. Essas matas ciliares serão os corredores de vegetação que conectarão este fragmento a outros, garantindo o fluxo gênico e diminuindo o risco de extinção das populações locais.

ABSTRACT

The population richness, composition, abundance and density of non-volant mammals of mata Ribeirão Cachoeira forest, a 230 ha semideciduous forest fragment in the outskirts of Campinas, São Paulo, were studied between 2001 and 2003. The main objective was to evaluate the importance of this forest fragment to the local and regional conservation of the native mammals. The small mammals were trapped over 17 months using live-traps on the ground, understory and canopy. Population numbers were estimated using mark and recapture techniques. I deployed 9,884 night-traps with a recapture success of 15.2%. A total 555 individuals were marked which resulted in 1506 recaptures. The small mammal community comprised of 10 species, three marsupials, the mouse opossum *Gracilinanus microtarsus*, the large opossums, *Caluromys philander* and *Didelphis aurita*, and seven rodents, the rice-rat, *Oligoryzomys nigripes*, the grass mouse, *Akodon montensis*, two arboreal rats, *Rhiphidomys mastacalis* e *Oecomys sp.*, the black rat, *Rattus rattus*, the water rat, *Nectomys squamipes*, and the squirrel, *Sciurus aestuans*. The marsupials had the largest biomass, mainly comprised of the large opossum *Didelphis aurita*. Rodents had the largest relative abundance which *Oligoryzomys nigripes* presented in the largest number of captures. The largest population density was observed in *Gracilinanus microtarsus*, *Oligoryzomys nigripes* and *Akodon montensis*. The marsupials had a marked seasonal breeding period, starting in the transition between dry and wet season. The rodents bred over the whole study period but increased in the transition between dry and wet season as well. There were more males than females in *Gracilinanus microtarsus*. Males showed signs of senescence after breeding and they were not recaptured in the second year of this study. This suggests that they are semelparous, similar to other Neotropical and Australian marsupials. Large and midsize mammals were studied using visual census over 12 months in linear transects during the day, totaled 271 km. Direct observation, camera traps and indirect signs such as footprints, droppings, tree and ground scratches, vocal display and interviews with local residents were used to indicate their presence. A total of 152 direct observations were recorded. Footprints were surveyed in sand plots over two to five consecutive night periods. Odour bait was used in 1,258 plot-nights and banana bait was used in 1,073 plot-nights. Camera traps monitored 8,076 hours, 5,628 hours in the dry (rate of 2.1 pictures/ 100 h), and 2,448 hours in the wet season (rate of 1.4 pictures/100 h). A total of 23 species of large and midsize mammals were recorded using all sampling methods. Eleven species of carnivores: crab-eating fox, *Cerdocyon thous*; maned wolf, *Chrysocyon brachyurus*; puma, *Puma concolor*; ocelot, *Leopardus pardalis*; jaguarundi, *Herpailurus yaguaroundi*; margay, *Leopardus wieddi*; tayra, *Eira barbara*; river otter, *Lontra longicaudis*; grison, *Galictis cuja*; crab-eating racoon, *Procyon cancrivorous*; and coati, *Nasua nasua*. Four species of primates: white-tufted-ear marmoset, *Callithrix jacchus*, a non-native to the region; titi monkey, *Callicebus nigrifrons*; capuchin monkey, *Cebus nigritus*, and brown howler

monkey, *Alouatta guariba*. Four species of rodents: capybara, *Hydrochaeris hydrochaeris*; paca, *Agouti paca*, porcupine, *Coendou villosus*, and squirrel, *Sciurus aestuans*. One artiodactyl, deer, *Mazama sp*; one xenarthran, nine-banded armadillo, *Dasybus novemcinctus*, and one lagomorph, brazilian rabbit, *Sylvilagus brasiliensis*. Domestic dogs, *Canis familiaris*, were frequent in the forest and they were recorded in all methods. Howler monkeys were the most common mammals (103 observations) in the visual transects. Their density was of 37.1 individuals/km² with an average group size of 3.51 individuals. Opossums (60%) and crab-eating fox (20%) had the highest presence recorded in the footprints. Banana baits attracted the largest number of species. Herbivore-omnivorous species were significantly more present in the banana baits while carnivorous were more present in the odour baits. Carnivore-frugivores had similar frequency of presence in both baits. Twelve species were photographed with the camera traps. Carnivores had the highest number of records. Two young and one adult of pumas were photographed three times over a 16-month period. The nine-banded armadillo had the highest number of records (27%, 0.51 pictures/100 h). The Ribeirão Cachoeira forest fragment showed high diversity of small, midsize and large mammals. Eight species are threatened and three are probably threatened of extinction in the São Paulo state. This study revealed the biological value and importance of this forest fragment which highlights the need for actions to ensure its biological viability in a medium term. The implementation of wildlife corridors, by gallery forests restoration, to network Ribeirão Cachoeira with other similar forest fragments will guarantee the genetic diversity and hopefully it will decrease the risk of extinction of local populations.

INTRODUÇÃO GERAL

Os ecossistemas tropicais são os mais ricos em espécies do planeta, e, ao mesmo tempo, os mais ameaçados de eliminação (Myers, 1988). A necessidade de novas áreas para a agricultura, pecuária e extração de madeira, é o principal motivo da eliminação ou alteração da cobertura vegetal nativa, que resulta na perda das outras formas de vida, de animais, fungos e microrganismos (Whitmore, 1997). Estima-se que 85% da área de florestas eliminadas no período de 1981 a 1990 sejam florestas tropicais úmidas (Whitmore, 1997).

A alteração e eliminação dos habitats naturais provoca duas principais alterações nas comunidades biológicas (Shafer, 1990): 1 - a extinção direta de espécies por eliminação, visto que principalmente nos trópicos muitas espécies têm distribuições restritas, são endêmicas, ou necessitam de grandes áreas de habitat não perturbado; e 2 - a formação de fragmentos, remanescentes da vegetação nativa, dentro da área maior que foi destruída, ou a matriz (Forman & Godron, 1986) de paisagem alterada. Na maior parte dos casos, esses fragmentos que persistem possuem tamanhos reduzidos, e são afetados por efeitos negativos que se potencializam. Um dos principais efeitos deletérios que ocorre em fragmentos é o efeito de borda, que é um conjunto de alterações abióticas (níveis de luz, temperatura, umidade e ventos) (Rodrigues & Primack, 2001), e bióticas (presença de espécies alóctones), que ocorrem na periferia das florestas. O efeito de borda pode atuar numa faixa de até 500 metros dentro da floresta (Laurence, 1991), embora seja mais freqüente até 35 metros (Rodrigues & Primack, 2001). Assim, quanto menor o fragmento, maiores os efeitos de borda, e as alterações na biota. Alterações microclimáticas podem aumentar a susceptibilidade à incêndios, principalmente em florestas que apresentam forte restrição hídrica na estação seca, como as semidecíduas. Também associado à fragmentação estão o aumento da caça e a extração seletiva de madeira, que aceleram a extinção de espécies (Zuidema *et al.*, 1996).

No Brasil, a floresta tropical Atlântica, que originalmente cobria a faixa litorânea, desde o Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul, é o ecossistema mais severamente afetado pela fragmentação (Brown & Brown, 1992). Atualmente restam somente cerca de 7,6% da área original, o equivalente a 98.800 km² de remanescentes (Morellato e Haddad, 2000). O bioma Mata Atlântica é o quinto "*hotspot*" mundial, as regiões mais ricas em biodiversidade e endemismos, e igualmente as mais ameaçadas pela perda de habitat no

mundo (Mittermeier *et al.*, 1999; Myers *et al.*, 2000). Ele contém maior diversidade de espécies que a maioria das formações florestais amazônicas (Morellato e Haddad, 2000).

Com sua amplitude latitudinal, a floresta Atlântica é composta principalmente de dois tipos de florestas: a costeira ou floresta Atlântica úmida e a do interior, a floresta Atlântica semidecídua (Morellato e Haddad, 2000). A floresta Atlântica úmida cobre regiões de até 1000 metros de elevação, que ocorrem ao longo do litoral (serras litorâneas), do Nordeste ao Sul do Brasil, e a floresta Atlântica semidecídua (ou floresta estacional semidecidual *sensu* Veloso *et al.*, 1991) que ocorre ao longo do planalto (em altitudes acima de 600 metros) na porção central e sudeste do interior do país (Morellato e Haddad, 2000). De 20 mil espécies de plantas que ocorrem na floresta Atlântica, 8 mil são endêmicas; de 1361 espécies descritas de vertebrados (exceto peixes), 567 são endêmicas deste ecossistema, representando 2% de todas as espécies do planeta (Mittermeier *et al.*, 1999).

No estado de São Paulo as florestas nativas correspondem hoje a somente 7% de sua extensão original (Viana & Tabanez, 1996). A maior parte da cobertura de florestas contínuas são florestas úmidas das áreas montanhosas da costa e na região sul do estado (Kronka *et al.*, 1993). A floresta semidecídua, devido à sua localização sobre solos férteis e topografia plana, teve o maior grau de eliminação a partir do fim do século XIX e por todo o século seguinte para dar lugar à expansão da agricultura e urbanização. Atualmente menos de 2% de florestas semidecíduas ainda recobrem o estado (Viana & Tabanez, 1996).

As áreas remanescentes desse ecossistema, naturais ou regeneradas, são, em sua maioria, pequenas (< 500ha), isoladas e muito perturbadas, em muitos casos restritas à áreas de topografia acidentada ou de ocorrência de mananciais (Kronka *et al.*, 1993; Viana *et al.*, 1997). Em decorrência disso, a extinção de espécies ocorreu mais na floresta semidecídua do que na floresta úmida (Willis & Oniki, 1996). A perda e a degradação das florestas resultou na extinção de vários mamíferos na região. Espécies de médio e grande porte, como porcos-do-mato e antas, que necessitam de áreas de extensão média (>1000ha) e ou habitats íntegros não ocorrem há mais de cinquenta anos (Vianna & Tabanez, 1996).

No município de Campinas, 97,4% da área foi destituída de vegetação original, restando somente 2,5% com alguma forma de vegetação nativa, ou 2.033 ha, distribuídos em 197 fragmentos (Santin, 1999; Figura 1). Somente dois remanescentes possuem área em torno de 250 ha de floresta, nenhum na faixa de 100 a 200ha e três entre 50 a 80ha.

A mata Ribeirão Cachoeira é o segundo fragmento do município em área, depois da Reserva de Santa Genebra. Este remanescente é uma propriedade particular, e parte dela é averbada como reserva legal do condomínio que está no seu entorno. Estudos científicos nesta mata foram realizados somente em anos recentes, em contraste com a Reserva de Santa Genebra, que tem sido estudada há algumas décadas (Morellato & Leitão-Filho, 1995).

O valor de conservação de pequenos fragmentos florestais

A importância de pequenos fragmentos florestais para a conservação de espécies foi ressaltada em anos recentes (Schelhas, 1996; Viana & Tabanez, 1996; Chiarello, 2000; Daily *et al.*, 2003; Vieira *et al.*, 2003). Esses fragmentos servem como refúgios para muitos organismos com pequenas áreas de vida, para organismos que se locomovem amplamente pela paisagem e para uma gama de espécies que toleram algum nível de perturbação humana (Schelhas, 1996). A presença dessas áreas remanescentes aumenta significativamente a diversidade da paisagem e diversidade genética de um maior número de espécies (Turner & Corllet, 1986). Fragmentos podem funcionar como “trampolins-ecológicos” (*stepping-stones*, Turner & Corllet, 1986) para organismos com migrações locais de longa distância. Fragmentos podem oferecer serviços vitais como manutenção de populações de polinizadores que aumentam significativamente a produtividade agrícola (De Marco & Coelho, 2004), controle de pragas, renovação da fertilidade dos solos, controle de enchentes e purificação da água (Daily, 1997 *apud* Daily *et al.*, 2003). Em pequenos fragmentos florestais são possíveis o desenvolvimento de estudos para a conservação de espécies a médio e longo prazos, estudos genéticos das populações isoladas e estudos de reintrodução e translocação de espécies (Chiarello, 2000).

A necessidade de conservação de pequenos fragmentos é tão grande quanto das áreas protegidas. Na floresta Atlântica semidecídua do estado de São Paulo, a grande maioria dos remanescentes são propriedades particulares. As unidades de conservação são menos de um por cento da área, são pequenas e isoladas, e somam apenas 26% da cobertura florestal restante (Viana & Tabanez, 1996). Para possibilitar a conservação dos remanescentes em áreas particulares foi criada na legislação ambiental brasileira, uma categoria de unidade de conservação de uso restrito, a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), que tem o objetivo explícito de conservar a diversidade biológica remanescente fora de áreas públicas (SNUC - Lei 9985 de 2000).

OBJETIVOS GERAIS

O presente estudo tem como objetivo geral conhecer a riqueza, composição, abundância e densidades populacionais das espécies de mamíferos não-voadores, pequenos, médios e grandes, do fragmento florestal mata Ribeirão Cachoeira e avaliar sua contribuição para a conservação local e regional das espécies.

ÁREA DE ESTUDO

A mata Ribeirão Cachoeira (MRC) situa-se na região nordeste do município de Campinas, SP (22°50'13'' S e 46°55'58'' W), em zona rural dentro da APA de Sousas-Joaquim Egídio (Figura 1). As pastagens e a silvicultura de *Eucalyptus* spp predominam na região, com pequenos fragmentos de mata isolados (Figura 2).

Esta região localiza-se na província geomorfológica do Planalto Atlântico com uma faixa de contato com a província da Depressão Periférica, e apresenta relevo um pouco acidentado, caracterizado por morrotes e colinas de cimeira, colinas e morrotes, morros e morrotes e morros paralelos e escarpas (Seplama, 1996). O solo predominante é o Podzólico Vermelho-Amarelo, arenoso e pouco espesso que possui fraca resistência à erosão (Oliveira *et al.* 1999, *apud* Thomaziello, 1999).

O clima da região, segundo Köppen (1948), é o tropical de altitude (Cwa), com uma estação quente e úmida, de outubro a março, e outra seca e mais fria, de abril a setembro (Figura 3). A temperatura média anual é de 20,8 ° C, e a precipitação média anual é de 1409 mm (Mello *et al.* 1994).

Com área de 230ha, 2.584 metros de comprimento (Leste-Oeste), e 1.360 metros de largura (Norte-Sul), a MRC ocupa uma encosta de morro (Figura 4). As altitudes variam de 650 a 756 metros, com declividades de 2 a 30%; terrenos amorreados de inclinação moderada a forte e colinosos ondulados a inclinados (Thomaziello, 1999). Em seu interior há vários mananciais que deságuam no Ribeirão Cachoeira, que atravessa a mata em sentido Leste-Oeste e desemboca no Rio Atibaia (Figura 4). O Ribeirão Cachoeira nasce próximo à serra das Cabras, em Joaquim Egídio a aproximadamente 920 metros de altitude. Na sua extensão (ca. 4km) percorre áreas rurais, sendo represado em alguns pontos e recebendo efluentes

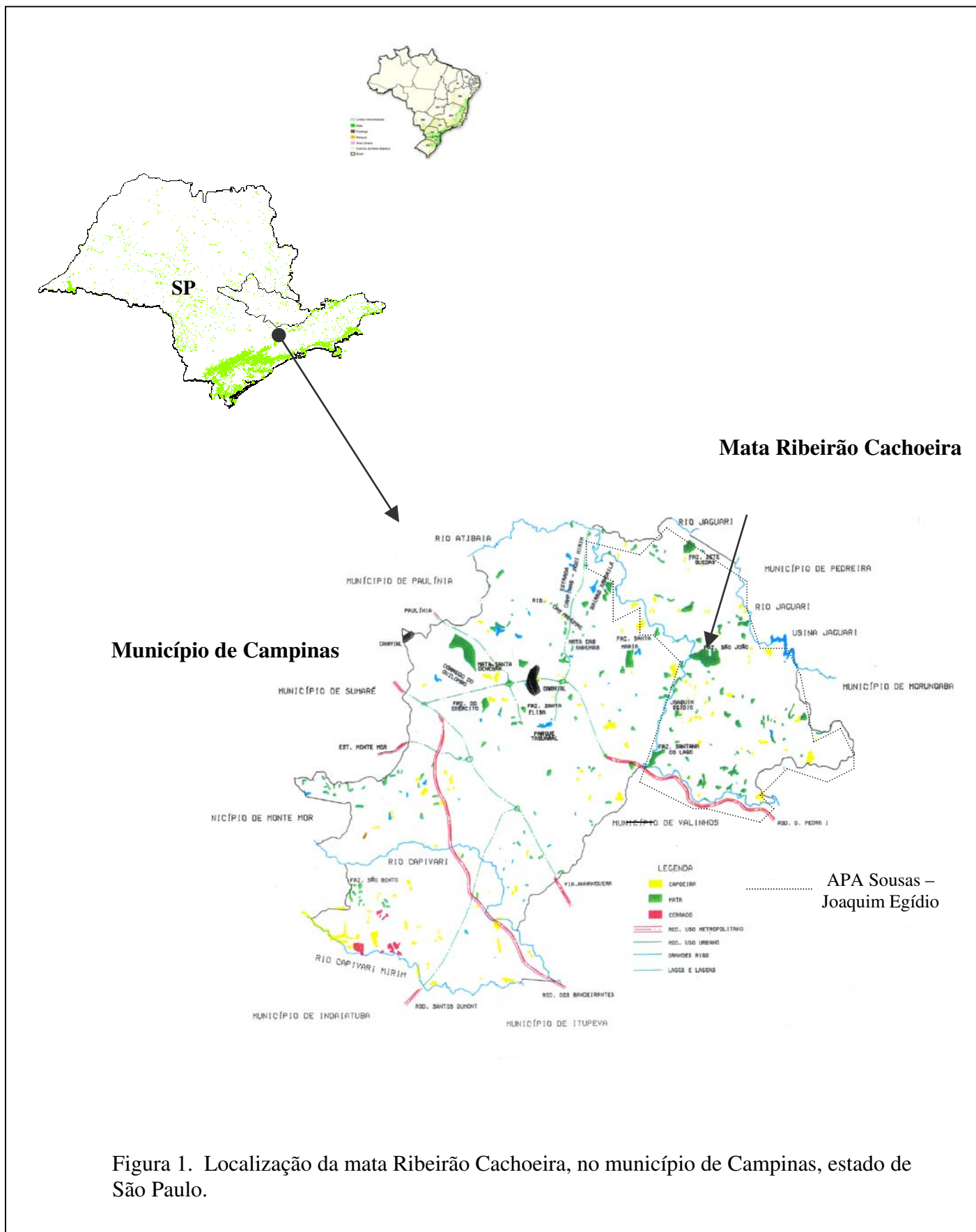


Figura 1. Localização da mata Ribeirão Cachoeira, no município de Campinas, estado de São Paulo.

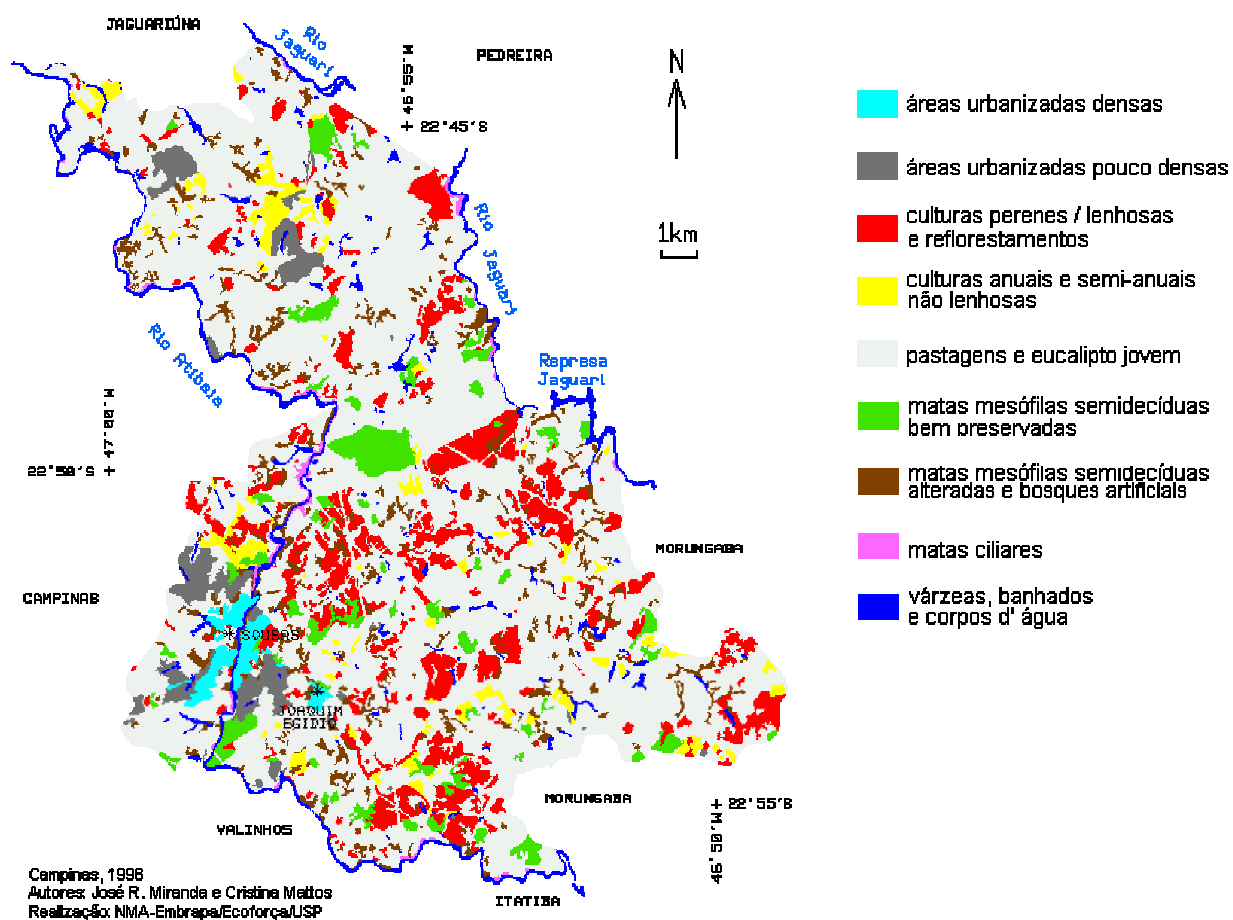


Figura 2. Mapa de uso de terras na Área de Proteção Ambiental de Sousas-Joaquim Egídio, Campinas, SP. Fonte: EMBRAPA Monitoramento por Satélite.

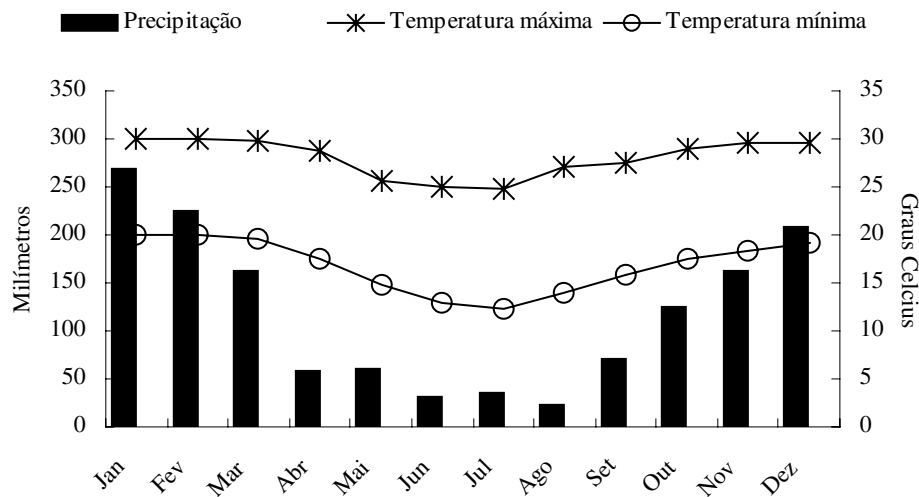


Figura 3. Dados climáticos médios de precipitação e temperatura do município de Campinas, de 1998 a 2003. Fonte Cepagri UNICAMP.

domésticos e agropecuários (Thomaziello, 1999). A mata ciliar é praticamente ausente em seu curso, com exceção da porção final que é protegida pela MRC. A mata está isolada há, pelo menos, trinta e três anos, data de fotos aéreas disponíveis na CATI, Campinas (Obs. pess.). Devido à importância da MRC como maior remanescente florestal da APA Sousas-Joaquim Egídio, toda a microbacia do Ribeirão Cachoeira compõe a Zona Ambiental da APA (Seplama, 1996).

A vegetação da MRC é classificada como floresta Atlântica semidecídua (Morelato & Haddad, 2000). Neste tipo florestal ocorrem dois períodos distintos influenciados pelo clima: um período de exuberância da vegetação, com folhagem densa e verde que ocorre na estação chuvosa em temperaturas mais elevadas, e um outro período quando, devido à menor quantidade de chuvas e temperaturas mais baixas, algumas espécies, principalmente arbóreas, perdem as folhas (daí o nome semidecídua), conferindo um aspecto ressecado à vegetação.

Segundo Santin (1999), a MRC possui o melhor estado de conservação de todos os remanescentes do município, e a que melhor representa as florestas originais da região. Árvores de madeiras de lei (peroba, jequitibá, cedro) de grande porte são muito frequentes, e não há sinais de corte seletivo (Obs. pess.). A floresta é composta de um mosaico de estágios sucessionais, com áreas de vegetação em bom estado de conservação e áreas degradadas,

como em clareiras nos topos de morro e na porção nordeste do fragmento que foi atingida por fogo em 1994. A face norte da mata apresenta efeito de borda acentuado. Na face norte e leste cavalos e gado bovino adentram a mata pisoteando plântulas e interrompendo os processos de regeneração, e levando sementes de gramíneas e outras espécies não nativas para dentro da mata.

A diversidade vegetal é alta, com 151 espécies em 46 famílias (Santos, 2003). As famílias mais ricas em espécies são Leguminosae (Fabaceae, 13, Caesalpinaceae, 7, Mimosaceae, 5), Myrtaceae, 7, e Rutaceae, 7 (Santin, 1999). Nesta mata ocorrem espécies raras para a região, como *Tachigalli multijuga* (Caesalpinaceae), *Mouriri glazioviana* (Melastomataceae) e *Schoepfia brasiliensis* (Olacaceae) (Santin, 1999; Santos, 2003). Outros estudos de flora da MRC avaliaram a fitossociologia (Cielo Filho, 2001), a biologia floral de Acanthaceae (Pereira, 1998) e a dinâmica populacional de perobas-rosa (Fonseca, 2001).

A fauna da MRC tem sido estudada recentemente. A comunidade de aves observada contou com 106 espécies (Betini, 1997), algumas de grande porte e importância ecológica, como jacús (*Penelope jacuguaçu*) e tucanos (*Ramphastos toco*), frugívoros e dispersores de sementes, e papagaios (*Amazona aestiva*) predadores de sementes. Outras espécies raras em fragmentos, como pequenas aves da família Dendrocolaptidae, e o corujão mateiro (*Pulsatrix koeniswaldiana*) também são encontradas na área (Betini, 1997; Obs. pess.). Até meados da década passada urubús-rei (*Sarcorhampus papa*) eram avistados na MRC (Obs. pess.). Outros estudos de fauna enfocaram a comunidade de lepidópteros (Brown & Freitas, 2000), e a ecologia de bugios (Gaspar, 1997, Gaspar *et al.*, 2000; Gaspar *et al.*, 2002; Vieira *et al.*, 2003).

A área envoltória da MRC é constituída por chácaras de um condomínio rural (Colinas do Atibaia), com pomares, roças e áreas de capoeira em regeneração (Figura 4). Com o crescente pressão antrópica do entorno vários problemas têm sido observados na área: captação ilícita de água do ribeirão, atropelamento de fauna nativa, uso de telas em propriedades no entorno da mata que impedem o trânsito da fauna, e presença de cachorros domésticos soltos (ver discussão nos capítulos 3 e 4). Em 2002 a MRC foi tombada pelo CONDEPACC (Conselho de Defesa do Patrimônio Cultural de Campinas), como “bem de interesse ambiental” (Anexo 1). Uma faixa de 300 metros do seu entorno foi declarada como zona de amortecimento, onde foram previstas restrições de uso e ocupação do solo. Estas

restrições ainda são pouco conhecidas e cumpridas pelos moradores que, em sua maioria, se mostram interessados pela conservação da MRC.

Estrutura da tese

O estudo da fauna de mamíferos não voadores da MRC foi realizado entre os anos de 2001 e 2003, e contou com diferentes metodologias, que serão apresentadas em quatro capítulos.

Nos capítulos 1 e 2 são abordados os pequenos mamíferos não-voadores. São apresentados e discutidos aspectos comunitários e populacionais, resultado de 17 meses consecutivos de amostragem através de armadilhas de captura-viva, numa grade retangular formada por três transectos paralelos (Figura 4). O objetivo principal foi avaliar a riqueza, composição e abundância das espécies da comunidade, comparando-a com outras áreas similares e maiores; conhecer a dinâmica das populações e seus ciclos reprodutivos.

Nos capítulos 3 e 4 são abordados os mamíferos de médio e grande porte ($\geq 1,5$ kg). No capítulo 3 o objetivo foi, através de censos, levantar a composição de espécies diurnas e avaliar as densidades populacionais e os tamanhos de grupos dos primatas. No capítulo 4 foram usados os métodos de censo de pegadas em parcelas de areia com dois diferentes tipos de iscas, e o monitoramento através de armadilhas fotográficas (Figura 4).

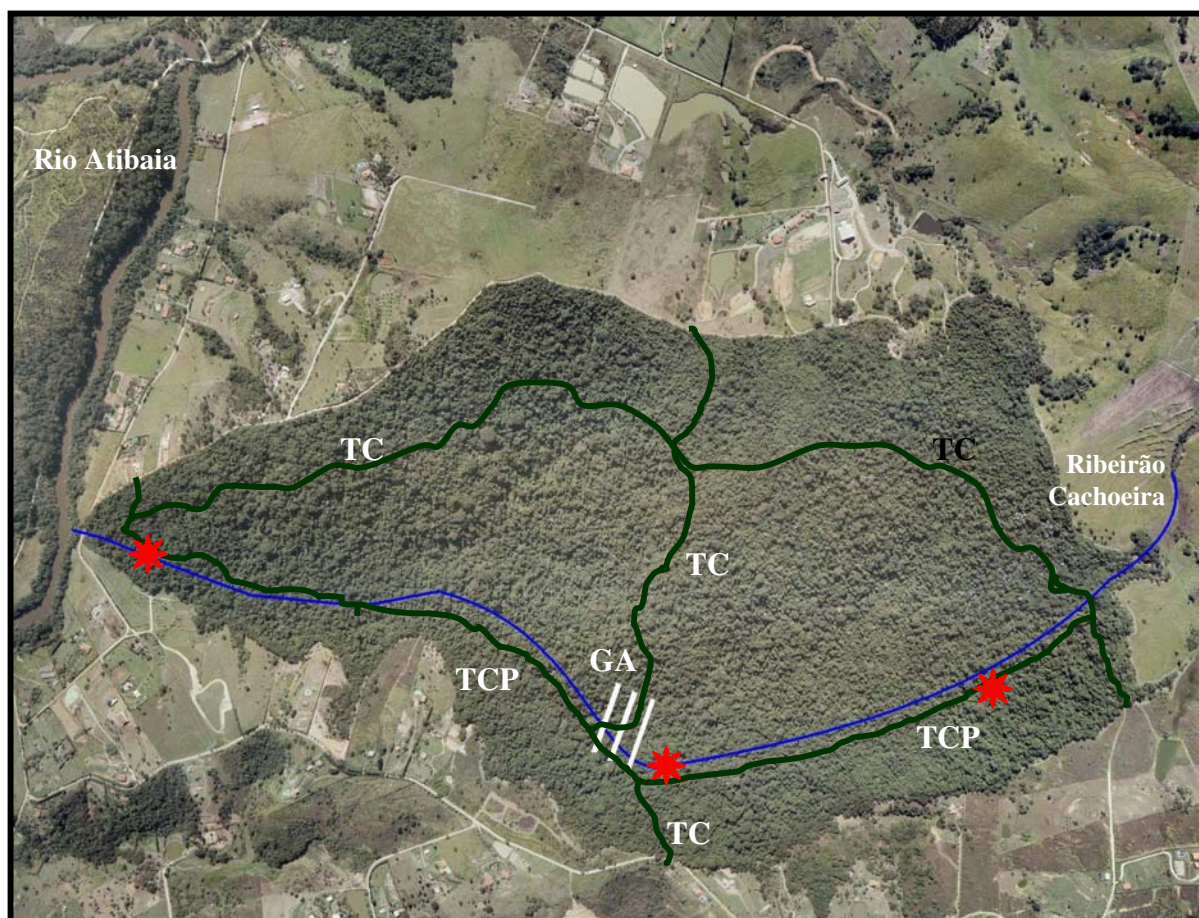


Figura 4: Fotografia aérea da Mata Ribeirão Cachoeira, Campinas, São Paulo, indicando: GA = grade de armadilhas de pequenos mamíferos; TC = trilha do censo; TCP = trilha do censo e parcelas de areia; e * armadilhas-fotográficas. Fonte: Seplama, Campinas/ Base Aerofotogrametria, sobrevôo de 2002.

CAPÍTULO 1

BIOLOGIA E ECOLOGIA DE PEQUENOS MAMÍFEROS EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA ATLÂNTICA SEMIDECÍDUA EM CAMPINAS, SP.

BIOLOGIA E ECOLOGIA DE PEQUENOS MAMÍFEROS EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA ATLÂNTICA SEMIDECÍDUA EM CAMPINAS, SP.

RESUMO

Para caracterizar a composição de espécies de mamíferos de um fragmento de floresta estacional semidecídua, de 230ha, no município de Campinas, SP e sua importância para a conservação local, aspectos comunitários e populacionais dos pequenos mamíferos desta área foram estudados. Durante 17 meses foi realizado um estudo através de captura-marcação-recaptura com armadilhas dispostas do chão, subosque e dossel da floresta. O esforço amostral foi de 9.884 armadilhas-noite e o sucesso de captura total de 15,2 %. Foram marcados 555 indivíduos em 1.506 capturas. A comunidade foi composta por nove espécies, três marsupiais e seis roedores. A diversidade foi $H_2' = 2,0$ e a equitabilidade $E_{var} = 0,13$. *Gracilinanus microtarsus*, *Caluromys philander* e *Didelphis aurita* (Didelphidae), *Oligoryzomys nigripes*, *Akodon montensis* e *Rhiphidomys mastacalis* (Muridae) foram capturados ao longo de todo o estudo. *Rattus rattus*, *Oecomys* cf. *concolor* e *Nectomys squamipes* foram capturados em um mês somente. Os marsupiais contribuíram com a maior biomassa da comunidade, dada principalmente por *Didelphis aurita*. Roedores apresentaram a maior abundância relativa, sendo *Oligoryzomys nigripes* a espécie com maior número de capturas. A permanência na grade de captura foi de até dois meses principalmente, foi maior entre fêmeas e máxima em *Caluromys philander* (17 meses). A densidade populacional de *Akodon montensis* foi maior na estação seca. *Oligoryzomys nigripes* e *Didelphis aurita* não mostraram diferenças sazonais nas densidades. Os roedores mostraram reprodução ao longo de todo o estudo. A reprodução nos marsupiais, ao contrário, foi sazonal, com recrutamento dos jovens ocorrendo no final da estação úmida. Como em outras áreas fragmentadas a composição da comunidade mostrou o predomínio de espécies generalistas e a pequena abundância de especialistas. A abundância das espécies indica oferta regular de recursos, fator importante para a manutenção local e regional de predadores, como mamíferos médios e grandes.

INTRODUÇÃO

Os pequenos mamíferos são mamíferos cujo peso corporal não ultrapassa os 2kg, e compreendem diversos gêneros e espécies de gambás e cuícas, Ordem Didelphimorphia, família Didelphidae, e ratos, Ordem Rodentia, famílias Muridae, Echimyidae, Caviidae e Sciuridae (Eisenberg e Redford, 1999). No Brasil, são encontrados em todo o tipo de ambiente natural, desde formações florestais densas a ambientes abertos, como campos, ou com pouca vegetação, como dunas. Algumas espécies nativas, como gambás (*Didelphis* spp), e outras cosmopolitas, como ratos (*Rattus norvegicus* e *R. rattus*) e camundongos (*Mus musculus*) ocorrem associadas ao Homem.

Possuem diferentes hábitos: semi-fossorial e terrestre, usando exclusivamente o solo; escansorial, ocupando o solo e o subosque (faixa de vegetação até 2 metros de altura); arborícola, ocupando o subosque e dossel (copa das árvores, acima de 3 metros), e semi-aquático (Fonseca *et al.*, 1996).

A dieta compreende vários ítems mas em geral são insetívoros, onívoros e frugívoros. Alguns marsupiais são também piscívoros (Fonseca *et al.*, 1996). Espécies de maior porte, como gambás (*Didelphis* spp.) e cuícas (*Philander* spp., *Metachirus nudicaudatus*) são onívoras, consomem pequenos vertebrados, até outros pequenos mamíferos (Emmons & Feer, 1997; K.C. Roselli, com. pess.), e são importantes predadoras de ovos (Barbini e Passamani, 2003). Dentre os roedores aparecem as dietas granívora e herbívora (Fonseca *et al.*, 1996).

Em conjunto, os pequenos mamíferos compõem o maior número de mamíferos florestais e são elementos importantes nas cadeias tróficas. Várias espécies de aves, répteis e mamíferos carnívoros, principalmente felinos de pequeno e médio porte, baseiam suas dietas em ratos e marsupiais (Sick, 1984; Marques *et. al*, 2000; Facure & Giaretta, 1996; Wang, 2003). Algumas espécies de pequenos mamíferos também podem atuar como polinizadores (Gribel, 1988) e dispersores de sementes dos frutos que consomem (Magnusson e Sanaioti, 1989; Vieira & Izar, 1999; Cáceres e Monteiro Filho, 2000; Cáceres *et al.*, 2002).

Na floresta Atlântica as comunidades de pequenos mamíferos foram estudadas de forma descontínua desde meados do século passado (Davis, 1945; Carvalho, 1965). A partir do final da década de 1980 os estudos foram intensificados, enfocando principalmente a composição específica e dinâmica populacional, nas diferentes formações vegetais: floresta ombrófila densa (Olmos, 1991; Bergallo, 1992; 1996; Bergallo & Magnusson, 1999 ; Pardini,

2001, 2004; Passamani, 1995; Vieira, 1998; Vivo & Gregorim, 1999; Vieira & Monteiro Filho, 2003), floresta estacional semidecídua (Fonseca & Kierulff, 1988; Fonseca, 1989; Stallings, 1989; Paglia *et al.* 1995), restinga (Cerqueira *et al.*, 1989), mosaicos de vegetação nativa e agricultura (D'Andrea *et al.*, 1999; Gentile *et al.*, 2000), e ecótonos floresta estacional-cerrado (Talamoni & Dias, 1999; Roselli, 2003).

De modo geral as comunidades estudadas apresentaram uma riqueza de espécies de roedores superior à de marsupiais. Em relação à biomassa, no entanto, os marsupiais compõem a maior parte das comunidades, principalmente pela contribuição do gambá, *Didelphis* spp, a espécie de maior massa corporal dentre os pequenos mamíferos neotropicais (Emmons & Feer, 1997).

O tamanho e a estrutura de habitat de fragmentos florestais influem decisivamente na composição da comunidade de pequenos mamíferos. Em remanescentes de floresta semidecídua de Minas Gerais os fragmentos grandes (>30 mil ha) com vegetação secundária (que apresentavam em seu histórico distúrbios intermediários, como queimadas pontuais, resultando num mosaico de diferentes estágios vegetacionais), apresentaram maior riqueza e diversidade de espécies quando comparados à fragmentos de floresta primária, grandes ou pequenos (Fonseca, 1989). O aumento da diversidade de espécies naquelas áreas foi relacionado principalmente à maior riqueza e densidade de predadores na comunidade, que regulam as populações de espécies generalistas como o gambá *Didelphis marsupialis* (atualmente *D. aurita*). Um maior número de espécies pode coexistir quando a densidade de gambás é menor. Em áreas menores, em compensação, devido à inexistência ou pequena densidade de predadores, o gambá ocorre em densidades populacionais altas, e, por competição ou mesmo predação das espécies menores, provoca uma simplificação nas comunidades (Fonseca & Robinson, 1990).

Comunidades de pequenos mamíferos com predominância de gambás foram observadas em vários outros fragmentos de floresta Atlântica, de áreas pequenas e médias (~200 a 1000ha). Nessas áreas os roedores de hábitos mais generalistas, como *Oligoryzomys* spp., *Akodon* spp., *Oryzomys* spp., predominam. Outras espécies florestais aparentemente mais especialistas, como *Nectomys squamipes*, *Oxymycterus* spp., *Rhipidomys* spp., *Oecomys* spp., *Juliomys pictipes* estão ausentes ou são mais raras (Paglia *et al.* 1995; D'Andrea *et al.* 1999; Talamoni & Dias, 1999; Roselli, 2003).

Embora os pequenos fragmentos florestais apresentem comunidades modificadas e talvez pouco representativas das comunidades originais estas áreas são importantes para a conservação da diversidade biológica remanescente (Schelhas, 1996; Turner, 1996). O estudo comunitário e populacional de pequenos mamíferos em fragmentos florestais remanescentes tem fornecido dados biológicos inéditos de muitas espécies (Pereira, 1993; Talamoni & Dias, 1999; Gentile *et al.*, 2000; Cáceres & Monteiro Filho, 2001), e revelado o valor dessas áreas na conservação da diversidade biológica local e regional.

OBJETIVO

O objetivo deste estudo foi estudar a comunidade de pequenos mamíferos do fragmento de floresta semidecídua Mata Ribeirão Cachoeira (MRC), na intenção de avaliar seu papel na manutenção das espécies, e como fonte de recursos para predadores de médio porte. Foram estudados os seguintes aspectos:

- 1) Riqueza e diversidade de espécies: a comunidade é representativa de ambientes florestais preservados, ou predominam espécies de ambientes alterados?
- 2) Abundância e biomassa: qual a abundância total das espécies? Qual a contribuição de marsupiais e roedores em termos de biomassa na comunidade? Existem variações sazonais na abundância e biomassa?
- 3) Dinâmicas populacionais e aspectos reprodutivos: existem variações sazonais no tamanho, recrutamento e sobrevivência das populações? Como é a composição sexual e a estrutura etária das espécies? Marsupiais e roedores apresentam estações reprodutivas definidas ou não?

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado na mata Ribeirão Cachoeira, de 230 ha, o segundo remanescente de floresta estacional semidecídua do município de Campinas em área, e o primeiro em qualidade de conservação (Santin, 1999). O clima da região é marcado por uma estação úmida e quente, de outubro a março, e outra seca e mais fria, de abril a setembro (Figura 1). Para caracterização mais detalhada do remanescente e seu contexto consultar a introdução geral da tese.

Métodos

A comunidade de pequenos mamíferos foi estudada por captura- marcação- recaptura numa grade de captura retangular, constituída por três transectos paralelos de 250 metros comprimento, separados entre si em 50 metros, abrangendo 2,2ha. Os transectos eram perpendiculares à calha do ribeirão, percorrendo o vale, a encosta (com mata alta) e o topo do morro (principalmente clareiras com abundância de taquara, lianas e *Pteridium* sp).

Para evitar capturas de espécies não florestais, a grade de captura ficava distante, no mínimo, 100 metros da borda da floresta. Cada transecto compreendeu 16 estações de captura, a cada 15 metros, com armadilhas no chão e subosque (1,6 a 2 metros de altura). A cada 30 metros foi instalada uma armadilha no dossel, acima de 5 metros de altura (apoiadas em suportes de madeira e suspensas por cordas de nylon). No total haviam 120 armadilhas, 48 de chão 48 de subosque e 24 de dossel. As armadilhas eram de arame galvanizado (35 x 20 x 18 cm).

Cada armadilha foi iscada com massa composta de banana, fubá, pasta de amendoim, essência de baunilha e óleo de fígado de peixe, apoiada sobre uma fatia de mandioca, durante 4 a 5 noites consecutivas, e vistoriadas nos dias seguintes ao amanhecer. As iscas eram trocadas a cada dois dias ou quando eram consumidas. Uma amostragem piloto qualitativa foi realizada em julho e agosto de 2001. De setembro de 2001 a janeiro de 2003 foram realizadas amostragens quantitativas mensais dos pequenos mamíferos. Os espécimes capturados foram pesados com dinamômetros Pesola® de 60g (0,5g de precisão), 300g (2,0g de precisão), 1000g (10g de precisão) e um dinamômetro de pesca de 3000g (100g de precisão). As medidas corporais (comprimento cabeça-corpo, comprimento da cauda, da pata posterior com unha e da orelha) foram tomadas com paquímetro (0,01 mm de precisão) ou régua (0,01 cm de precisão), na medida do possível. Evitou-se ao máximo o uso de anestésicos. Registrava-se ainda o sexo e a condição reprodutiva (filhotes no marsúpio, gravidez e lactação; testículos na região abdominal ou escrotal), idade aparente (jovem ou adulto), a estação de captura e posição da gaiola (chão, subosque ou dossel).

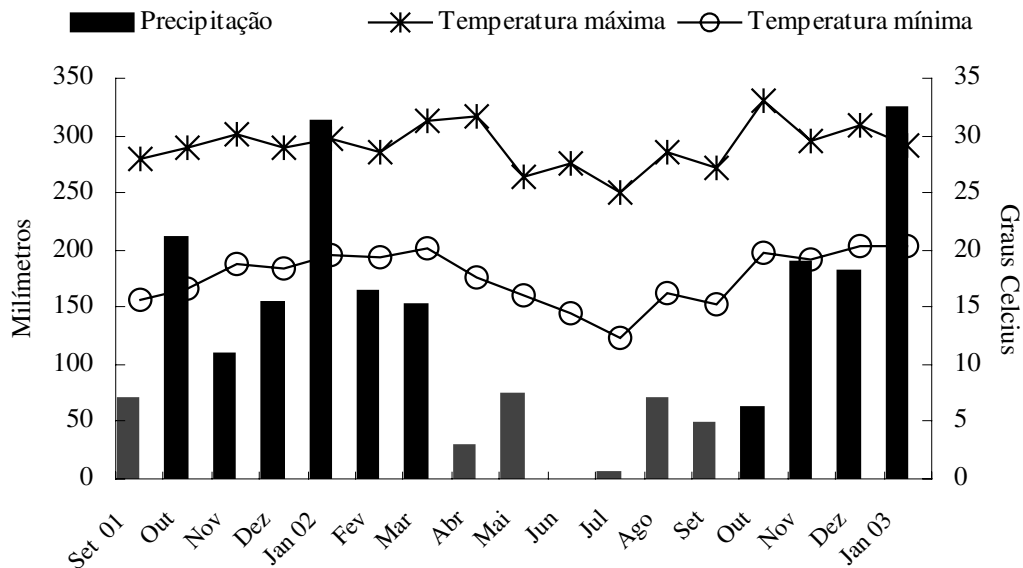


Figura 1. Precipitação e temperaturas registradas no município de Campinas, SP, durante o período de estudos de pequenos mamíferos na mata Ribeirão Cachoeira. Colunas em preto representam a estação úmida e em cinza a estação seca. Fonte: Cepagri, UNICAMP.

Nos primeiros cinco meses de amostragem (setembro de 2001 a janeiro de 2002) todos os animais capturados foram marcados individualmente com pequenos cortes nas orelhas. Na orelha esquerda representavam-se as unidades e na direita as dezenas, e com a combinação delas foi possível numerar 99 indivíduos. A partir de fevereiro os indivíduos foram marcados com brincos de metal numerados, incluindo jovens ($\leq 500\text{g}$) de *Didelphis aurita*. Os indivíduos adultos de *D. aurita* foram marcados com cortes na orelha até o final da amostragem. Após as medições e as marcações os animais eram liberados no local da captura.

Exemplares de roedores foram capturados (Licença IBAMA no. 40/2001) fora da área de armadilhamento ou após o período de amostragem, em fevereiro de 2003, e submetidos à análise de cariótipo para determinação da espécie no Laboratório de Citogenética da prof. Dra. Sanae Kasahara, do Instituto de Biociências da Unesp Rio Claro. Peles e crânios dos indivíduos sacrificados para citogenética e dos roedores e marsupiais mortos durante a

amostragem foram depositados na coleção do Museu de História Natural da Unicamp (ZUEC).

Análise dos dados

A diversidade de espécies foi estimada pela função de Shannon-Wiener (Krebs, 1999):

$$H' = - \sum_{i=1}^s (p_i) (\log_2 p_i),$$

onde s = número de espécies, e p_i = proporção da i -ésima espécie no total da amostra.

Para medir a equitabilidade, ou quão desigual as espécies estão representadas na comunidade, foi usado o índice de Smith e Wilson, E_{var} (Krebs, 1999). Este índice é baseado na variância em abundância das espécies. Segundo Smith e Wilson (1996, *apud* Krebs, 1999), este é o melhor índice de equitabilidade disponível porque é independente da riqueza de espécies, e é sensível tanto às espécies raras quanto às espécies comuns da comunidade. Este índice varia de 0 a 1.

O esforço amostral (armadilhas-noite) total e por estrato foi calculado multiplicando-se o número de armadilhas (total e de cada estrato) pelo número de noites amostradas, multiplicado pelo número de meses do estudo (17). O sucesso de captura foi calculado pela razão do número de capturas (total e para cada estrato) pelo esforço.

As estimativas mensais do tamanho e da sobrevivência da população foram calculadas pelo método de Jolly-Seber, para populações abertas (que incluem nascimento, imigração, morte e emigração), utilizando-se o programa Ecological Methodology (Krebs, 1999). O tamanho populacional é estimado a partir da seguinte fórmula:

$$\check{N}_t = \frac{M_t}{\hat{\alpha}_t}$$

Onde: $\check{N}_t$ = estimativa do tamanho da população,

M_t = tamanho da população marcada,

$\hat{\alpha}_t$ = proporção dos animais marcados.

Para espécies com poucas capturas e nos meses que não permitiram o uso de Jolly-Seber foi utilizado o método de enumeração (MNKA - Krebs, 1966) para o cálculo do tamanho populacional. Por este método o tamanho populacional mínimo é obtido pela

somatória das capturas no mês “t” com o número de indivíduos previamente marcados capturados antes do mês “t”, e que não foram capturados naquele mês. Neste método considera-se o número de capturas do primeiro mês amostrado como o tamanho populacional daquele mês. O recrutamento mensal é dado pelo número de capturas novas, ou seja, indivíduos não marcados capturados a cada mês. A taxa de sobrevivência mensal, que mostra o número de indivíduos que sobreviveram nos meses seguintes à marcação, foi calculada como $R_i/S_i \times 100$, onde R_i é o número de animais marcados e soltos na i-ésima amostra, que são recapturados subseqüentemente, e S_i é o número de animais capturados e marcados na i-ésima amostra e que são soltos (Cormarck, 1972 *apud* Talamoni, 1996).

Para o cálculo da densidade populacional (número de indivíduos por hectare) e da biomassa (gramas por hectare) utilizei o ajuste no tamanho da grade de captura proposto por Paramenter *et al.* (2003), com modificações. Para evitar que esses parâmetros sejam superestimados devido à captura de indivíduos que vivam fora dos limites da grade, este ajuste inclui uma distância além dos limites da grade, a partir da qual animais de fora da grade de captura podem estar se movendo para dentro dela. O ajuste utiliza um índice de movimento que é a média das distâncias máximas percorridas por indivíduos adultos de cada uma das espécies de marsupiais e roedores em capturas dentro de uma amostragem mensal.

Como a grade de captura neste estudo era retangular, a fórmula original para área quadrada (L^2) foi modificada. A área ($\hat{A}$) de captura foi calculada por:

$$\hat{A} = [L \cdot H + 2\hat{W} (L + H) + \pi\hat{W}^2]/10.000,$$

onde L e H são os comprimentos de cada lado da grade (250 e 100 metros, respectivamente) e $\hat{W}$ é a estimativa da média das distâncias máximas percorridas. Esta fórmula descreve a soma da área da grade de captura ($L \cdot H$) e a extensão da área efetiva da grade de captura formada por quatro retângulos ($2\hat{W} (L + H)$) nos lados da grade e quatro quartos de círculo nos quatro cantos da grade ($\pi\hat{W}^2$). Para a área ser dada em hectare, Martins (2004) acrescentou à formula original a divisão da soma por 10.000.

As razões sexuais, da primeira captura e de cada mês, foram testadas por χ^2 , através de razões esperadas de 1:1. As diferenças dos parâmetros populacionais entre as estações foram testadas pelo teste de Student “t”, e teste de Man Withney “U” (quando as variâncias foram

desiguais). Os testes estatísticos foram realizados com os programas Bioestat 2.0 (Ayres *et al.*, 2000) e Statistica 6.0.

O tempo de persistência na área de estudo foi dado pela contagem dos meses entre a primeira e última capturas de cada indivíduo.

RESULTADOS

Caracterização das espécies de pequenos mamíferos capturados na MRC.

Ordem Didelphimorphia, Família Didelphidae

Gracilinanus microtarsus (Wagner, 1842)

A cuíca ou guaiquica é um dos menores (31g) marsupiais neotropicais, que ocorre nas florestas do domínio Atlântico do Sudeste do Brasil à região de Misiones, Argentina (Eisenberg e Redford, 1999). Habita áreas com pluviosidade média a alta: florestas ombrófilas e semidecíduas (Emmons & Feer, 1997) e também a fisionomia de cerrado (Roselli, 1997; Talamoni & Dias, 1999; Martins, 2004), tanto nas situações primárias quanto secundárias (Eisenberg & Redford, 1999).

São noturnos, solitários e principalmente arborícolas (Fonseca *et al.*, 1996), com várias adaptações para escalar, mas utilizam o chão da floresta com frequência (D.A. Gaspar, obs. pess.). A dieta é insetívora-onívora, (Fonseca *et al.*, 1996), podendo incluir exudatos (D. Briani, com. pess.). Em floresta ombrófila esta espécie dispersa sementes de aráceas epífitas (Vieira & Izar, 1999).

Assim como outras cuícas (Tribo Marmosini), as fêmeas de *Gracilinanus microtarsus* não possuem marsúpio, e os filhotes recém nascidos ficam agarrados ao ventre da mãe sugando os mamilos. À medida que crescem são carregados no dorso e depois são mantidos em ninhos de folhas construídos pelas fêmeas no subosque da floresta. O número de filhotes varia de 9 a 12 (Tubelis, 2000).

Embora seja uma espécie comum, freqüente em levantamentos faunísticos, pouco se conhece sobre a ecologia de *Gracilinanus microtarsus*. Os únicos estudos de longa duração com a espécie foram realizados em ambiente de cerrado no interior de São Paulo (Roselli, 1997; Martins, 2004). No estado de São Paulo *G. microtarsus* está na lista de espécies provavelmente ameaçadas (SMA, 1998).

Caluromys philander (Linnaeus, 1758)

A cuíca-lanosa, tem porte médio (250g), ampla distribuição, na Amazônia desde a Venezuela e Guianas onde foi mais intensivamente estudada (Charles-Dominique *et al.*, 1981; Atramentowicz, 1986; Malcolm, 1988; O'Connel, 1989), e floresta Atlântica (Fonseca, 1989,

Stallings, 1989; Passamani, 1995; Grelle, 2003), no cerrado e Pantanal (Fonseca *et al.*, 1996; Eisenberg & Redford, 1999).

Caluromys philander apresenta forte especialização para vida arborícola e concentra suas atividades nos estratos mais altos das florestas (Fonseca *et al.*, 1996, Eisenberg e Redford, 1999,). Sua dieta é principalmente frugívora, complementada com artrópodos e eventualmente néctar (Charles-Dominique, 1981; Gribel, 1988; Leite *et al.*, 1994).

Esta espécie possui marsúpio, onde os filhotes permanecem lactando até cerca de 80 dias. Após este período, são cuidados nos ninhos. Fêmeas dedicam um cuidado prolongado à ninhada e os jovens se dispersam com aproximadamente 4 meses de idade (Atramentowicz, 1986; Eisenberg & Redford, 1999).

Didelphis aurita (Wied-Neuwied, 1826)

Gambás, *Didelphis* spp, são os maiores marsupiais neotropicais (~1.150g). *Didelphis aurita*, o gambá-de-orelhas-pretas, ocorre em florestas do domínio Atlântico do nordeste ao sul do Brasil, sudeste do Paraguai e nordeste da Argentina. Esta espécie era designada *D. marsupialis*, espécie que ocorre também na Amazônia, mas foi considerada espécie distinta em anos recentes (Cerqueira, 1985; Gardner, 1993 *apud* Eisenberg e Redford, 1999).

Ao longo de sua distribuição *D. aurita* ocorre em simpatria com *D. albiventris*, o gambá-de-orelhas-brancas. No município de Campinas, por exemplo, *D. albiventris* ocorre em áreas urbanas e periurbanas (Obs. pess.), e *D. aurita* ocorre em áreas com menor influência humana, embora as duas espécies coexistam na Reserva de Santa Genebra (Monteiro Filho, 1995).

São animais de dieta generalista que inclui frutos, invertebrados e vertebrados (Cáceres e Monteiro Filho, 2001). Ocorrem em florestas primárias, secundárias e áreas perturbadas (Stallings, 1989). Têm hábitos noturnos e escansoriais, embora os adultos utilizem principalmente o chão da floresta.

A fêmeas possuem marsúpios bem desenvolvidos com, em média, 10,7 mamas. A ninhada varia de seis a 11 filhotes (Cáceres e Monteiro Filho 1997).

Ordem Rodentia, Família Muridae

Oligoryzomys nigripes (Olfers, 1818)

Esta espécie de rato-do-mato é encontrada em praticamente todo o Brasil, na caatinga, no cerrado, nos campos sulinos e na mata Atlântica (Fonseca *et al.*, 1996), na Argentina e no Paraguai (Eisenberg & Redford, 1999), habitando principalmente matas secundárias, áreas cultivadas e bordas de mata.

São pequenos ratos (~21g) de hábitos escansoriais (Fonseca *et al.*, 1996). A dieta é composta de sementes, frutos, insetos e gramíneas (Stallings, 1989) com dieta frugívora-granívora.

Segundo Eisenberg & Redford (1999) a espécie faz parte do grupo *Nigripes*, juntamente com outras quatro espécies similares (*O. eliurus*, *O. destructor*, *O. delticola* e *O. longicaudatus*).

A reprodução desta espécie ocorre durante todo o ano, o que caracteriza a poliestria panestacional (Pereira *et al.*, 1993).

Akodon montensis (Winge, 1888)

Esta espécie, chamada rato-do-chão (Fonseca *et al.*, 1996) é incluída em *A. cursor* por Eisenberg e Redford (1999), da qual é morfologicamente idêntica e só separada por análise cariotípica (Fagundes *et al.* 1995, *apud* Talamoni, 1996).

É um roedor de tamanho médio (~ 40g), que se distribui em mata Atlântica, cerrado e campos, no Sudeste e Centro-Oeste do Brasil e no Uruguai, Paraguai e Argentina (Eisenberg & Redford, 1999). Habita matas primárias e secundárias, capoeiras, e áreas cultivadas (D'Andrea *et al.*, 1999)

Tem hábitos terrestres e dieta insetívora-onívora (Fonseca *et al.*, 1996).

Akodon cursor também apresenta reprodução contínua durante o ano (poliestria panestacional, Pereira *et al.*, 1993).

Rhipidomys mastacalis (Lund, 1840)

O rato-da-árvore é um roedor de tamanho médio (80g), que ocorre nos principais biomas do Brasil, Amazônia, cerrado, caatinga e mata Atlântica (Fonseca *et al.*, 1996), além de Venezuela e Guianas.

Possui hábitos arborícolas, e inclui na dieta frutos, sementes, insetos, folhas e fungos (Eisenberg e Redford, 1999). Em floresta Atlântica foi capturado somente em floresta primária (Stallings, 1989).

Oecomys cf. *concolor* (Wagner, 1845)

Oecomys spp. é um gênero de ratos arborícolas com ampla distribuição na América Central e do Sul. No Brasil, ocorrem na Amazônia (*O. bicolor*, *O. concolor*), mata atlântica (*O. concolor* = *O. trinitatis*), e cerrado (*O. cleberi*) (Eisenberg e Redford, 1999).

São noturnos, solitários e alimentam-se de insetos e frutos (Fonseca e Kierulff, 1988).

Nectomys squamipes (Brants, 1827)

O rato-d'água é um roedor grande (249g), que se distribui em todo o Brasil, em floresta Amazônica e Atlântica, campo, cerrado e no Pantanal, além de Guianas, Argentina e Paraguai (Eisenberg & Redford, 1999).

A espécie é noturna, solitária e forrageia principalmente na água. Sua dieta é composta por invertebrados, vertebrados, frutos, sementes, fungo e matéria vegetal (Eisenberg & Redford, 1999).

N. squamipes se reproduz durante todo o ano, e a ninhada varia de 2 a 5 filhotes (Pereira *et al.*, 1993).

Família Sciuridae

Sciurus aestuans (Linnaeus, 1776)

O esquilo, ou caxinguelê, é um roedor de peso médio (200g), que ocorre em floresta Amazônica e Atlântica (Emmons & Feer, 1997). A espécie *S. aestuans* inclui *S. ingrani* de acordo com Eisenberg & Redford (1999).

São diurnos, arborícolas e solitários. Utilizam principalmente os estratos mais baixos da floresta. A dieta é composta de frutos e sementes (nozes), além de ovos e ninhegos (Paschoal & Galetti, 1995; Eisenberg & Redford, 1999).

A comunidade de pequenos mamíferos da MRC

De setembro de 2001 a janeiro de 2003 foram marcados 555 indivíduos de três espécies de marsupiais e seis espécies de roedores, num total de 1507 capturas (Tabela 1). Os marsupiais foram *Gracilinanus microtarsus*, *Didelphis aurita* e *Caluromys philander* (Didelphimorphia: Didelphidae), e os roedores foram *Oligoryzomys nigripes*, *Akodon montensis*, *Rhipidomys mastacalis*, *Rattus rattus*, *Oecomys* cf. *concolor* e *Nectomys squamipes* (Rodentia: Muridae). Em julho e agosto, na amostragem piloto (n = 207 capturas), dois indivíduos de *Sciurus aestuans* (Rodentia: Sciuridae) foram capturados, além de *G. microtarsus*, *D. aurita*, *A. montensis* e *O. nigripes*.

A riqueza total da comunidade foi de dez espécies, a diversidade $H_2' = 2,01$, e a equitabilidade $E_{\text{var}} = 0,13$.

Indivíduos de quatro espécies, *G. microtarsus*, *D. aurita*, *A. montensis*, *O. nigripes*, foram capturados durante todos os meses de estudo. Indivíduos de três espécies, *R. rattus*, *Oecomys* cf. *concolor* e *N. squamipes*, foram capturados somente em um mês cada. *Caluromys philander* e *R. mastacalis* foram capturados em 9 e 13 meses, respectivamente.

O esforço amostral total foi de 9.884 armadilhas-noite, com 3.970 armadilhas-noite no chão, 3.967 armadilhas-noite no subosque e 1.947 armadilhas-noite no dossel. O sucesso de captura para os três estratos em conjunto foi de 15,2%. O sucesso de captura foi maior no chão (22,5%; n = 894), vs. subosque (13,6%; n = 538), vs. o dossel (3,8%; n = 75). Julho foi o mês com o maior número de capturas (n = 436), e março o mês com o menor (n = 50).

Vinte e um indivíduos morreram nas armadilhas ao longo do estudo, principalmente por ataque de algum predador: oito *O. nigripes* (um predado por *A. montensis*), seis *A. montensis*, três indivíduos indeterminados, todos em gaiolas no chão, e três *G. microtarsus* (dois morreram de hipotermia em gaiola do subosque). Um indivíduo, provavelmente *O. nigripes*, foi predado dentro da gaiola no chão por uma serpente (*Oxyrhopus guibei*).

Indivíduos das três espécies de marsupiais foram capturadas logo no primeiro mês de amostragem, estabilizando a curva de coleta por todo o período de estudo. Para os roedores, ao contrário, a curva de espécies não se estabilizou, e até no último mês houve adição de uma nova espécie, *Nectomys squamipes*, o rato-d'água (Figura 2).

Tabela 1. Composição da comunidade de pequenos mamíferos na mata Ribeirão Cachoeira Campinas, SP, de setembro de 2001 a janeiro de 2003. Abundância relativa em relação a capturas totais.

Espécies	Número de Indivíduos			Número de Capturas			Razão Sexual	Densidade	Abundância
	Marcados						(1ª. cap.)	Média	Relativa
	♂♂	♀♀	Total	♂♂	♀♀	Total	♂: ♀	(ind./ha)	(%)
Marsupiais									
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	91	48	139	298	154	452	1,9 : 1*	6,0	30,0
<i>Didelphis aurita</i>	32	20	52	83	72	155	1,6 : 1	1,1	10,3
<i>Caluromys philander</i>	1	2	3	1	9	10	0,5 : 1	0,1	0,7
Subtotal	123	71	194	382	235	617			41
Roedores									
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	136	80	216	316	171	487	1,7 : 1*	11,3	32,3
<i>Akodon montensis</i>	81	58	139	216	150	366	1,4 : 1*	7,5	24,3
<i>Rhipidomys mastacalis</i>	1	2	3	19	12	31	0,5 : 1	0,2	2,0
<i>Rattus rattus</i>	1	0	1	2	0	2	1 : 0	--	0,1
<i>Oecomys</i> cf. <i>concolor</i>	1	0	1	2	0	2	1 : 0	--	0,1
<i>Nectomys squamipes</i>	1	0	1	2	0	2	1 : 0	--	0,1
Subtotal	221	140	361	545	344	890			59
TOTAL	344	208	555	926	579	1507			100

* Diferenças significativas $p < 0,05$

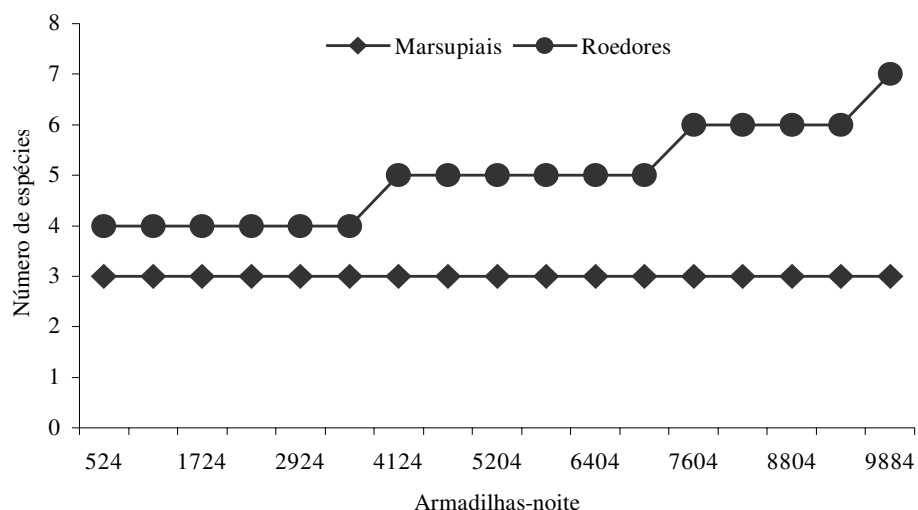


Figura 2. Curva de eficiência de captura para marsupiais e roedores em 17 meses consecutivos de armadilhamento na mata Ribeirão Cachoeira, Campinas, SP. *Sciurus ingrami* foi incluído, embora tenha sido capturada somente na amostragem piloto. (Esforço mensal médio = 581 armadilhas-noite).

Tabela 2. Pesos (g) de marsupiais e roedores adultos capturados na mata Ribeirão Cachoeira, Campinas, SP, de setembro de 2001 a janeiro de 2003.

Espécie	Machos			Fêmeas		
	Média ± DP	Mín - Máx.	N	Média ± DP	Mín - Máx..	N
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	33,0* ± 4,6	23 44,2	61	23,7* ± 2,2	20,5 30	30
<i>Caluromys philander</i>	200		1	230		1
<i>Didelphis aurita</i>	1.720* ± 230	1.400 2.200	14	1.110* ± 160	900 1.400	11
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	22,0* ± 3,6	17 34,5	118	24,5* ± 4,3	15,5 34,7	48
<i>Akodon montensis</i>	32,8 ± 6,6	20 48,75	63	33,9 ± 6,5	20,5 55,5	54
<i>Rhipidomys mastacalis</i>	77,5		1	88 ± 0,7	87,5 88,5	2
<i>Rattus rattus</i>	74,5		1			
<i>Oecomys cf. concolor</i>	47,2		1			
<i>Nectomys squamipes</i>	148,5		1			

* diferenças significativas: p<0,005

As espécies de menor massa corporal (<50 g), *O. nigripes*, *A. montensis* e *G. microtarsus*, foram as mais abundantes, com os maiores números de indivíduos marcados e de capturas totais (Tabela 1, Figura 3). Roedores de massa intermediária (50 –150g) foram pouco abundantes, embora dois *Rhipidomys mastacalis* tenham sido capturados com frequência em meses alternados. Entre os marsupiais *C. philander* foi a única espécie com massa corporal intermediária (~200g), também foi pouco abundante. O gambá, *D. aurita*, foi a quarta espécie mais abundante (Tabela 1, Figura 3).

As razões sexuais das primeiras capturas foram desviadas para machos em *Gracilinanus microtarsus*, *Oligoryzomys nigripes* e *Akodon montensis* (Tabela 1).

A área efetiva de captura, calculada com as distâncias máximas de deslocamento, foi maior para os marsupiais (Tabela 3).

A biomassa dos marsupiais (73%) predominou sobre a dos roedores (27%), em todo o período do estudo, e foi dada principalmente pelo gambá, *Didelphis aurita*. Entre os roedores, *O. nigripes* e *A. montensis* contribuíram igualmente em biomassa (Figura 4). Ao longo dos meses, a biomassa da comunidade também foi dada principalmente pelos marsupiais, mas a contribuição dos roedores foi importante (Tabela 4 ; Figura 5 A e B). Os maiores valores foram registrados no fim da estação seca e início da úmida, de agosto a outubro de 2002.

O tempo de permanência na grade de captura foi de até dois meses para a maior parte dos indivíduos marcados, tanto marsupiais quanto roedores (Figura 6 A e B). *Caluromys philander* apresentou o maior tempo de permanência, entre os marsupiais, 17 meses, enquanto *G. microtarsus* e *D. aurita* permaneceram até 13 e 10 meses, respectivamente (n =1 para ambas as espécies). O maior tempo de permanência para os roedores foi 11 meses em *R. mastacalis* (n = 1) (Figura 6 A e B).

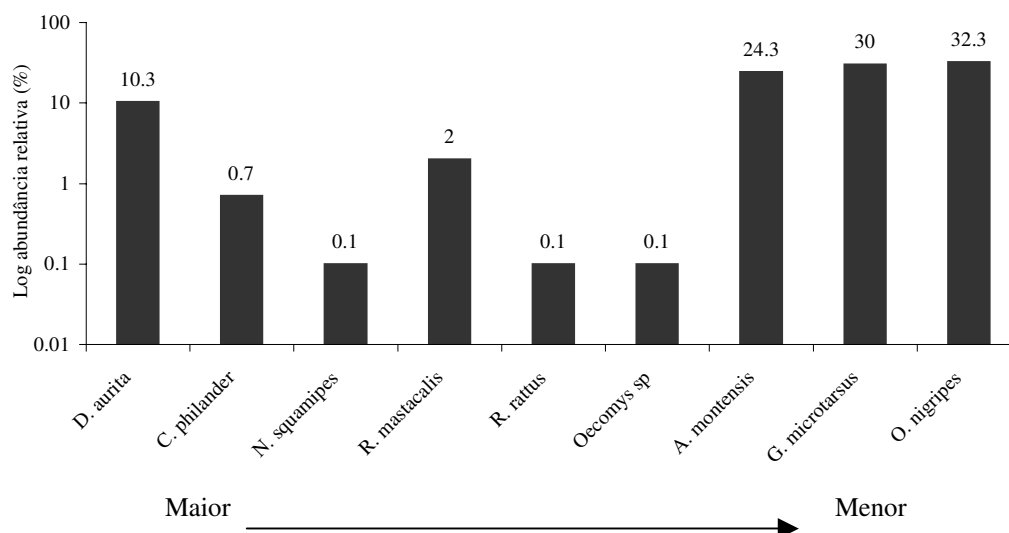


Figura 3. Abundâncias relativas (número de capturas de indivíduos da espécie em relação ao total de capturas) de pequenos mamíferos, em ordem de tamanho, capturados na mata Ribeirão Cachoeira, Campinas, SP.

Tabela 3. Área efetiva de captura das espécies de marsupiais e roedores, ordenados por tamanho corporal, na mata Ribeirão Cachoeira, Campinas, SP.

Especie	Média das distâncias máximas percorridas (m)	Área efetiva da grade de captura (ha)
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	35,1	4,9
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	37,5	5,1
<i>Akodon montensis</i>	23,7	3,9
<i>Rhipidomys mastacalis</i>	67,5	6,6
<i>Caluromys philander</i>	78,1	9,2
<i>Didelphis aurita</i>	70,3	8,3

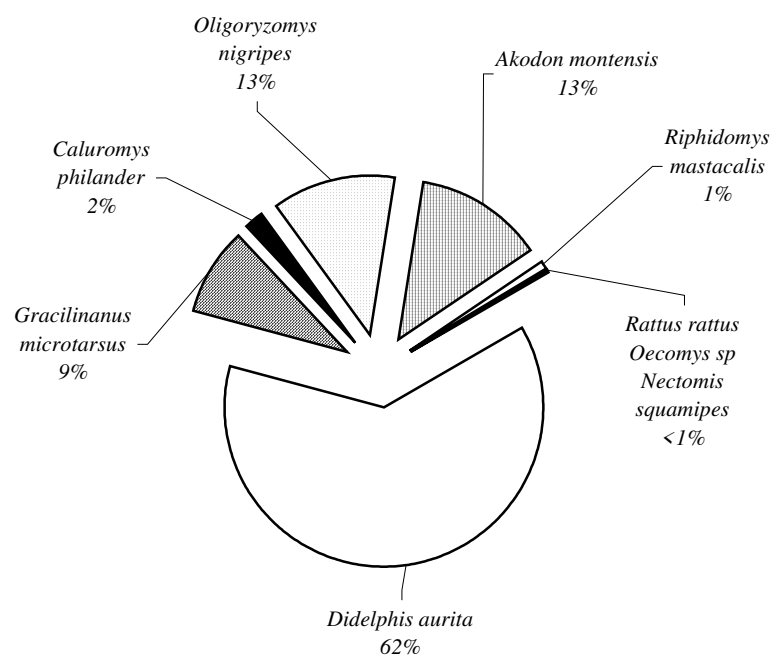


Figura 4. Contribuição total de biomassa (g/ha) dos marsupiais e roedores capturados de setembro de 2001 a janeiro de 2003 na Mata Ribeirão Cachoeira, Campinas, SP.

Tabela 4. Biomassa (g/ha) mensal de pequenos mamíferos capturados de setembro de 2001 a janeiro de 2003, na Mata Ribeirão Cachoeira, Campinas, SP.

	S 01	O	N	D	J 02	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J 03
Marsupiais	676	1543	1578	981	659	1080	955	822	1108	1524	1606	2179	2456	2726	1273	1068	1399
Roedores	159	331	459	614	392	295	318	243	593	681	768	1069	675	731	528	554	270
Total	835	1874	2037	1595	1051	1375	1273	1065	1701	2205	2374	3248	3130	3457	1801	1622	1669

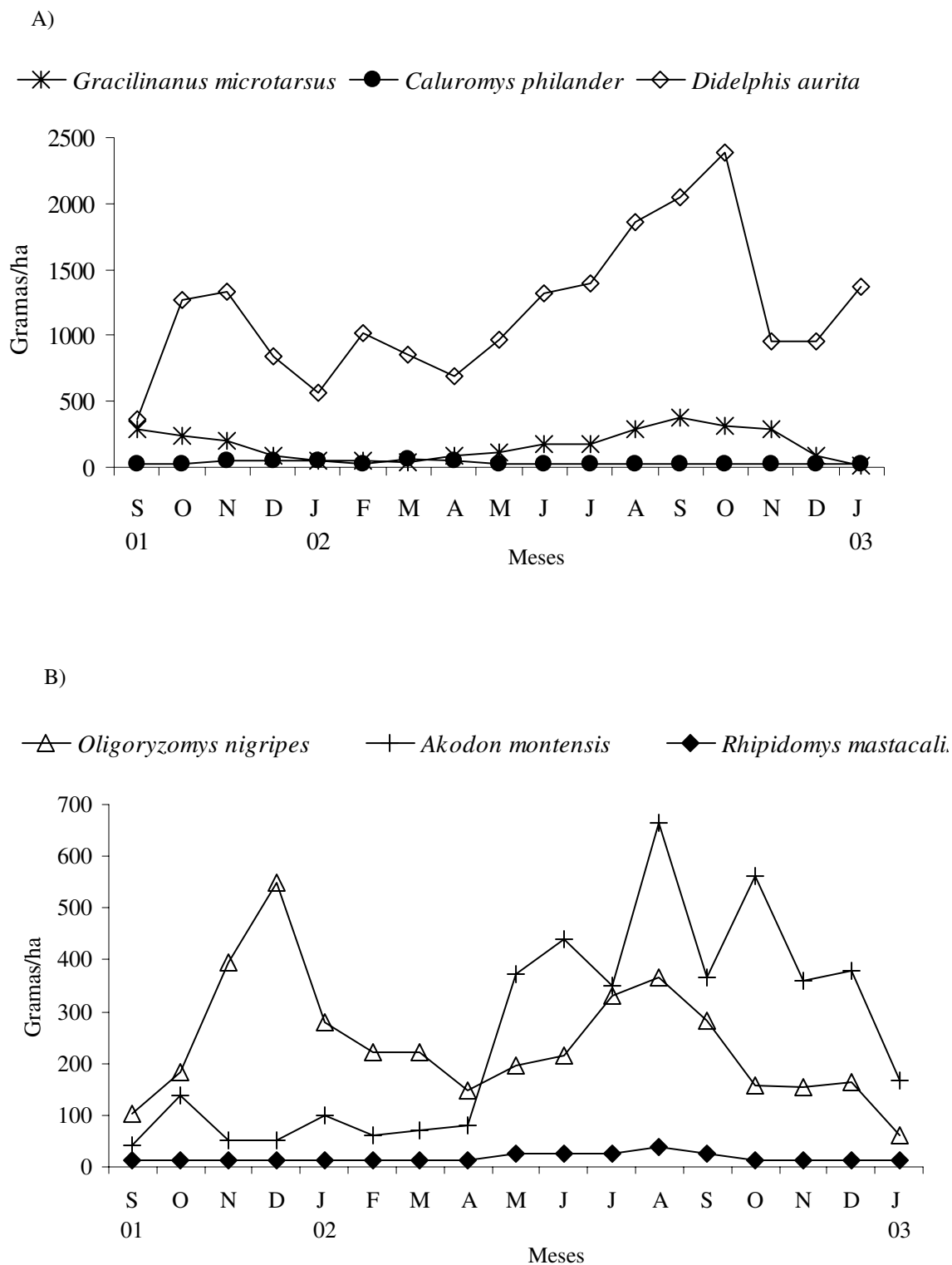
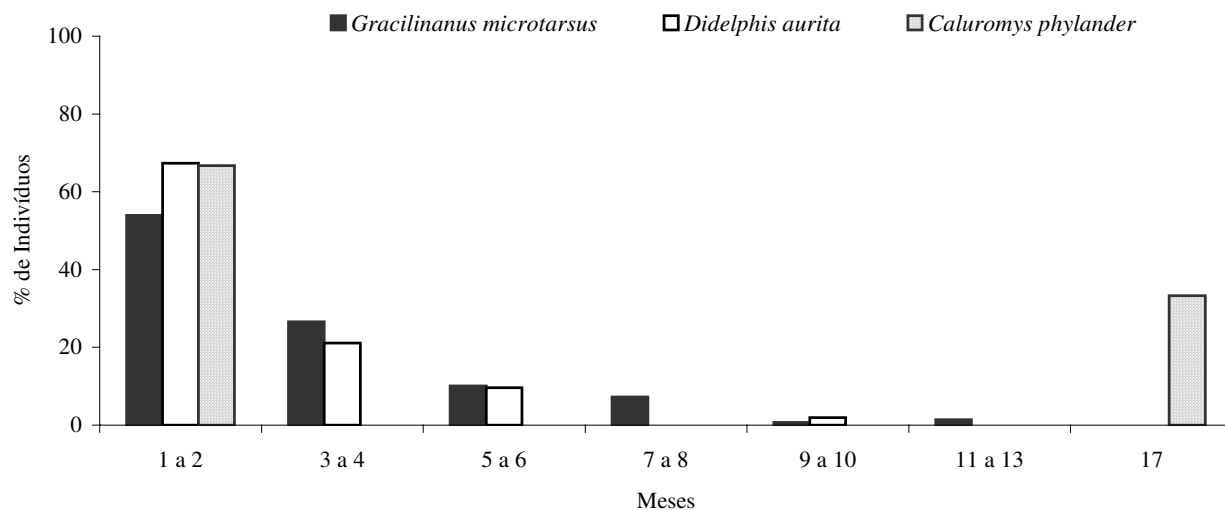


Figura 5. Biomassa mensal de marsupiais, A, e roedores, B, na comunidade de pequenos mamíferos da mata Ribeirão Cachoeira, Campinas, SP, de setembro de 2001 a janeiro de 2003. Três espécies de roedores capturados somente em um mês não foram incluídos.

A) Marsupiais



B) Roedores

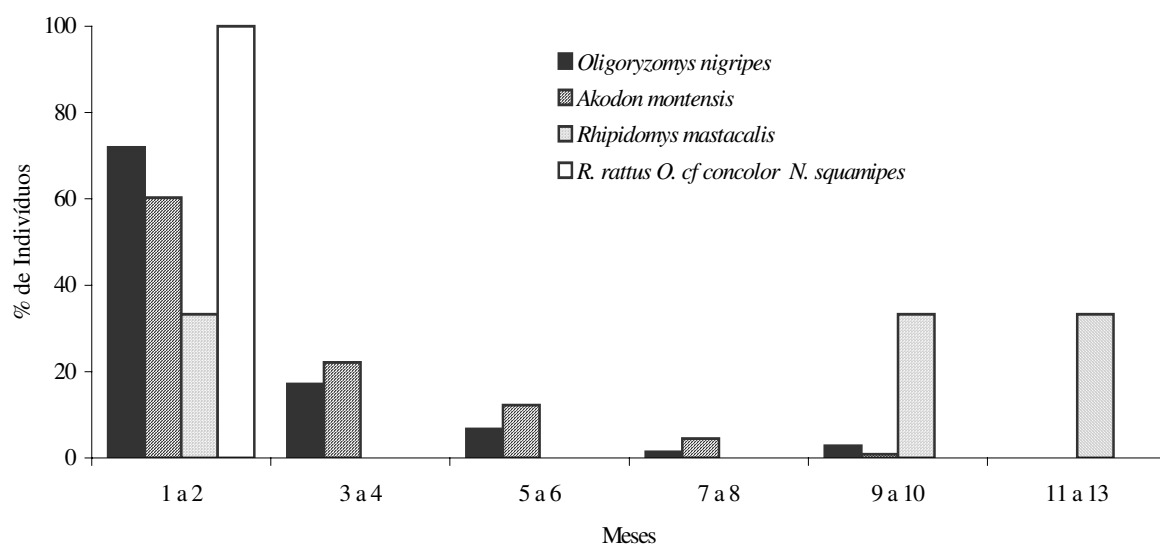


Figura 6. Tempo de permanência de A) marsupiais e B) roedores, na grade de captura de Setembro de 2001 a Janeiro de 2003, na mata Ribeirão Cachoeira, Campinas, SP.

Aspectos populacionais e reprodutivos da comunidade de pequenos mamíferos¹

Didelphis aurita

Foram marcados 52 indivíduos do gambá de orelha preta, *Didelphis aurita*, 30 machos e 22 fêmeas, num total de 155 capturas. Treze capturas foram no subosque e nenhuma no dossel.

A razão sexual total e a mensal não diferiram do esperado (1:1). O peso médio dos machos foi significativamente maior que o das fêmeas ($t = 7,6$; $p < 0,001$; Tabela 2). A abundância relativa da espécie durante o estudo foi de 10,3% (Figura 2).

O tamanho populacional, estimado por enumeração, aumentou ao longo do estudo (Tabela 6; Figura 7A). Os menores tamanhos da população (2 – 8 indivíduos) foram observados no início do estudo, na transição seca-úmida e na estação úmida, de setembro de 2001 a janeiro e março de 2002. Em fevereiro, e a partir de abril houve um aumento do número de indivíduos, com um recrutamento mensal bastante regular (de 3 a 4 indivíduos), atingindo o tamanho máximo ($n = 14$) em dezembro (Figura 7A).

O tamanho populacional da estação seca (média = 11,0 indivíduos), de abril a setembro 2002, foi maior que da estação úmida precedente (média = 6,3 indivíduos), de outubro 2002-março 2003, ($t = 5,3$; $p < 0,001$). No entanto, comparando-se a estação seca com ambas estações úmidas juntas não houve diferença ($Z = 0,9$; $p = 0,385$), por causa da abundância elevada na estação úmida do segundo ano de estudo.

A sobrevivência mensal apresentou forte variação, sem diferenças entre a estação úmida e seca ($t = 1,5$; $p = 0,161$). Em nove dos 16 meses amostrados ficou abaixo de 0,5, sendo nula em cinco meses (Figura 7B). Os meses de maior sobrevivência ($\geq 0,5$) foram aqueles em que principalmente os indivíduos jovens foram recrutados (janeiro, novembro e abril). Embora em dezembro de 2002 sete novos jovens tenham sido marcados, nenhum foi recapturado no mês seguinte, fim do estudo.

Os tamanhos populacionais mensais foram correlacionados positivamente com os recrutamentos dos meses imediatamente anteriores ($r^2 = 0,3$; $p = 0,04$), mas não com as sobrevivências mensais ($r^2 = 0,1$; $p = 1,19$). O recrutamento não variou entre as estações ($Z = 0,5$; $p = 0,625$).

¹ Os resultados de *Gracilinanus microtarsus* são apresentados no capítulo 2.

A população de fêmeas foi composta principalmente de adultas (> 800 g), exceto em abril e dezembro, quando predominaram jovens (160 a 640g). Em setembro e outubro todas as fêmeas capturadas estavam lactantes (Figura 8A). Ao que tudo indicou, os indivíduos jovens recrutados em dezembro de 2002 foram as crias das fêmeas lactantes naqueles meses.

Poucos machos adultos (> 1.200g) e jovens (< 800g) foram capturados simultaneamente (Figura 8B). De dezembro a junho os machos jovens dominaram as capturas, enquanto de julho a novembro foram os adultos. No segundo ano de estudo o recrutamento de jovens ocorreu mais cedo (novembro – dezembro) do que no primeiro ano (janeiro – fevereiro) (Figura 8 A e B).

A maior parte (56%) dos indivíduos foram transientes, capturados somente um mês. Uma fêmea foi capturada durante dez meses. A média de permanência de fêmeas foi de 2,5 meses e de machos foi 2 meses. O tempo máximo de permanência na grade foi 5 meses entre machos e 10 meses para uma fêmea (Figura 9).

Tabela 5. Estimativas mensais dos parâmetros demográficos de indivíduos de *Didelphis aurita*, estimados pelo método de enumeração (MNKA Krebs, 1966). Área efetiva da grade de captura = 8,3ha.

Meses	N	Densidade (ind./ha)	Φ	Recrutamento
S 01	2	0,2	0,5	2
O	7	0,8	0,4	5
N	7	0,8	0	1
D	4	0,5	0	0
J 02	5	0,6	0,6	5
F	8	1,0	0,3	3
M	7	0,8	0	1
A	9	1,1	0,5	4
M	9	1,1	1,0	3
J	10	1,2	0,7	4
J	12	1,4	0,2	4
A	12	1,4	0,7	3
S	10	1,2	0	3
O	13	1,6	0,3	3
N	12	1,4	1,0	4
D	14	1,7	0	7
J 03	12	1,4	0	0

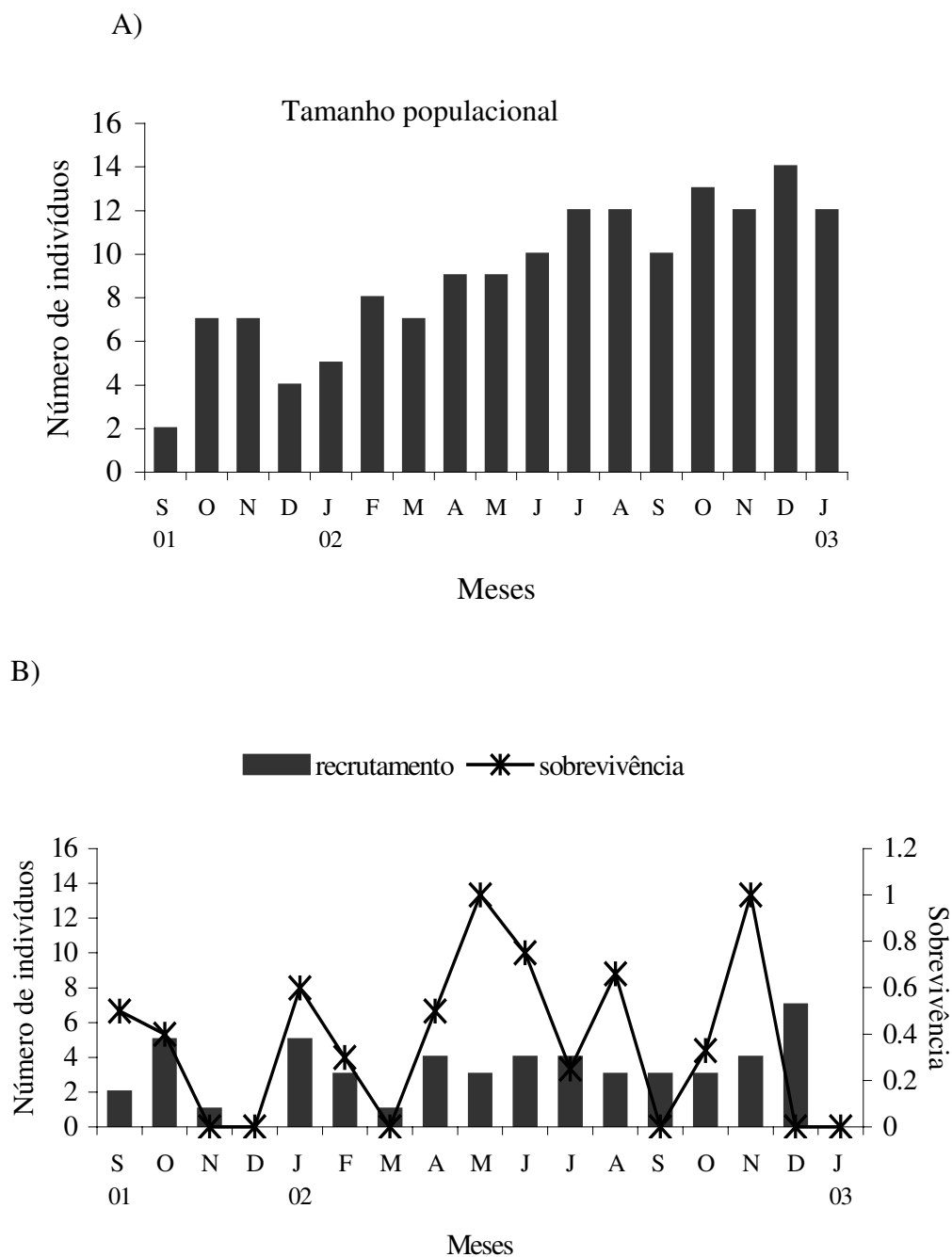


Figura 7. Parâmetros populacionais: A) Tamanho populacional (número mínimo de indivíduos), B) Sobrevivência e recrutamento, de indivíduos de *Didelphis aurita* na mata Ribeirão Cachoeira, de setembro de 2001 a janeiro de 2003.

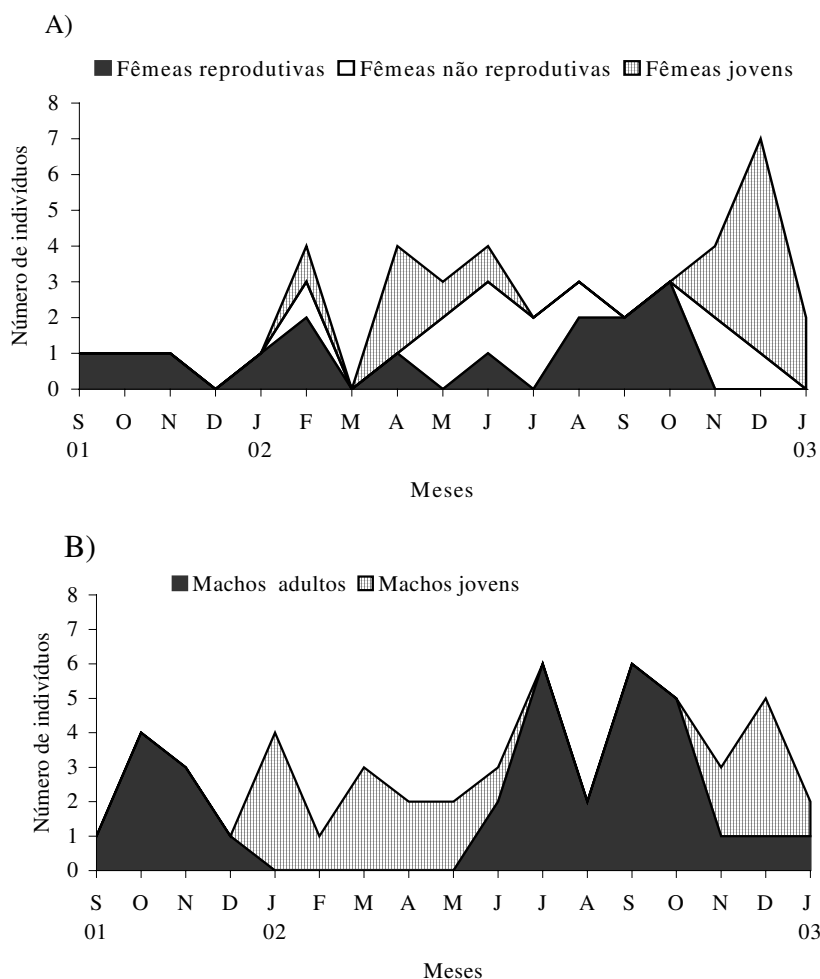


Figura 8. Diagrama etário dos indivíduos capturados de *Didelphis aurita* A) fêmeas e B) machos, na mata Ribeirão Cachoeira, de setembro de 2001 a janeiro de 2003.

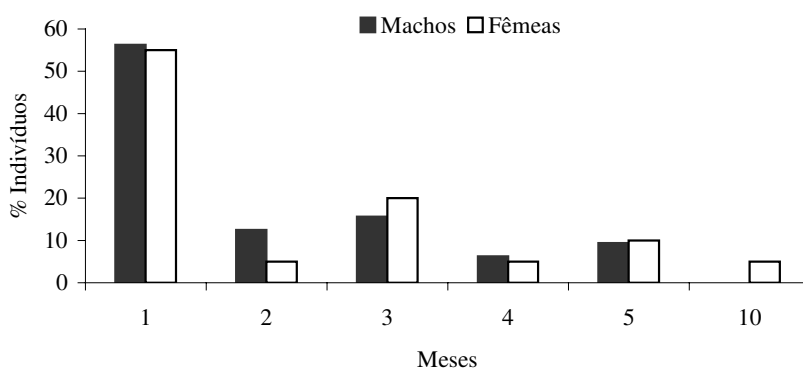


Figura 9. Tempo de permanência de machos e fêmeas de *Didelphis aurita* na grade de captura, na mata Ribeirão Cachoeira, de setembro de 2001 a dezembro de 2002.

Caluromys philander

Foram capturados três indivíduos da cuíca-lanosa, duas fêmeas, adulta e subadulta, e um macho (Tabela 1). A distância máxima média e a área efetiva da grade e a para *C. philander* foram as maiores de todas as espécies do estudo (Tabela 2).

A fêmea adulta marcada no primeiro mês permaneceu na área de captura até o final do estudo, e foi recapturada oito vezes. Em setembro de 2001, agosto e setembro de 2002 apresentou filhotes no marsúpio ($n = 4$). Em janeiro de 2002 e maio não foram observados filhotes na bolsa. Na última captura em janeiro de 2003, apresentava mamas cheias de leite, embora o marsúpio estivesse vazio, sugerindo amamentação de filhotes deixados no ninho.

A captura da fêmea jovem sugere que o período de recrutamento dos jovens nascidos no fim da estação seca (agosto-setembro) ocorra no final da estação úmida em março.

Todas as capturas e recapturas de *C. philander* ocorreram exclusivamente no dossel, em estações próximas ao vale e na encosta do morro, nunca no topo. Foram observadas sementes nas fezes dos indivíduos ao longo das capturas.

Oligorizomys nigripes

Este pequeno roedor foi a espécie mais abundante do estudo (Figura 2). Foram marcados 136 machos e 80 fêmeas, num total de 487 capturas.

Oligoryzomys nigripes foi capturado nos três estratos, mas o número de capturas no chão ($n = 296$) foi bastante superior ao do subosque ($n = 86$) e ambos maiores que na copa ($n = 5$).

As razões sexuais dos indivíduos marcados ($1,7:1$; χ^2 14,5; $p < 0,001$), do total de capturas ($1,8:1$; χ^2 30; $p < 0,001$) e nos meses de maio ($4:1$; χ^2 7,8; $p = 0,005$), junho ($3,1:1$; χ^2 7,8; $p = 0,005$) e julho ($2,8:1$; χ^2 10,6; $p = 0,001$) foram desviadas para machos. As fêmeas adultas foram mais pesadas que os machos adultos ($t = 3,7$, $p < 0,05$; Tabela 2).

O tamanho populacional variou de 27 a 114, sem diferenças entre estações ($t=0,5$; $p=0,6$). O máximo estimado foi de 114 indivíduos, ou uma densidade de 23,3 indivíduos/ha em dezembro de 2001 (Tabela 6). Dois picos populacionais foram registrados. O principal foi em dezembro de 2001, e o segundo, mais sutil, em agosto de 2002 (Figura 10).

O recrutamento mensal foi semelhante entre as estações ($t = 0,2$, $p = 0,82$), e influenciou fortemente os tamanhos populacionais. A queda do recrutamento em dezembro-

janeiro de 2002 e setembro se refletiu na diminuição subsequente dos tamanhos populacionais (Figura 11). A sobrevivência mensal foi de média a alta (0,5 - 1), exceto em abril a novembro de 2002, e não diferiu entre as estações ($t = 0,7$; $p = 0,49$) (Figura 11).

A composição etária mensal da população contou com indivíduos jovens e adultos (Figura 12 A e B). Jovens foram mais numerosos em junho e julho, estação seca. Adultos não reprodutivos predominaram na população. Os indivíduos jovens (≤ 18 gramas) apresentaram pelagem mais cinzenta que adultos, sobretudo adultos reprodutivos.

Indivíduos com atividade reprodutiva estiveram presentes ao longo de todo o estudo, e principalmente entre agosto e dezembro, no período de transição da estação seca para a chuvosa. Em dezembro de 2001 uma fêmea pariu três filhotes numa gaiola no chão. Quando foi marcada, no mês anterior, esta fêmea pesava 26g e estava sexualmente receptiva (com vagina aberta).

O tempo de permanência na área de captura foi de um mês para a maior parte das fêmeas (59,7%) e machos (54,5%) da população. Machos permaneceram em média 2,2 meses e fêmeas 2,1 meses. O máximo foi de dez meses para uma fêmea e quatro machos (Figura 13).

Tabela 6. Estimativas mensais dos parâmetros demográficos de *Oligoryzomys nigripes*, estimados pelo método de Jolly-Seber. Traços (-) indicam casos em que a estimativa não pôde ser obtida devido a limitações do método. Área efetiva da grade de captura = 4,9 ha.

Meses	$\hat{N}$	Densidade (ind./ha)	Sobrevivência (Φ)	Recrutamento
S 01	--	--	0,8	--
O	39,0	7,9	1,0	44,7
N	87,3	17,8	0,8	44,7
D	114,4	23,3	0,6	4,0
J 02	55,5	11,3	1,0	2,0
F	50,4	10,3	0,6	16,1
M	46,5	9,5	0,8	6,0
A	41,7	8,5	0,3	35,7
M	49,3	10,1	0,8	14,8
J	54,8	11,2	0,9	27,2
J	76,9	15,7	0,8	27,5
A	85,2	17,4	0,5	16,9
S	63,0	12,8	0,5	1,0
O	27,6	5,6	0,6	15,5
N	32,9	6,7	0,4	28,9
D	42,7	8,7	--	6,0
J 03	0	--	--	--

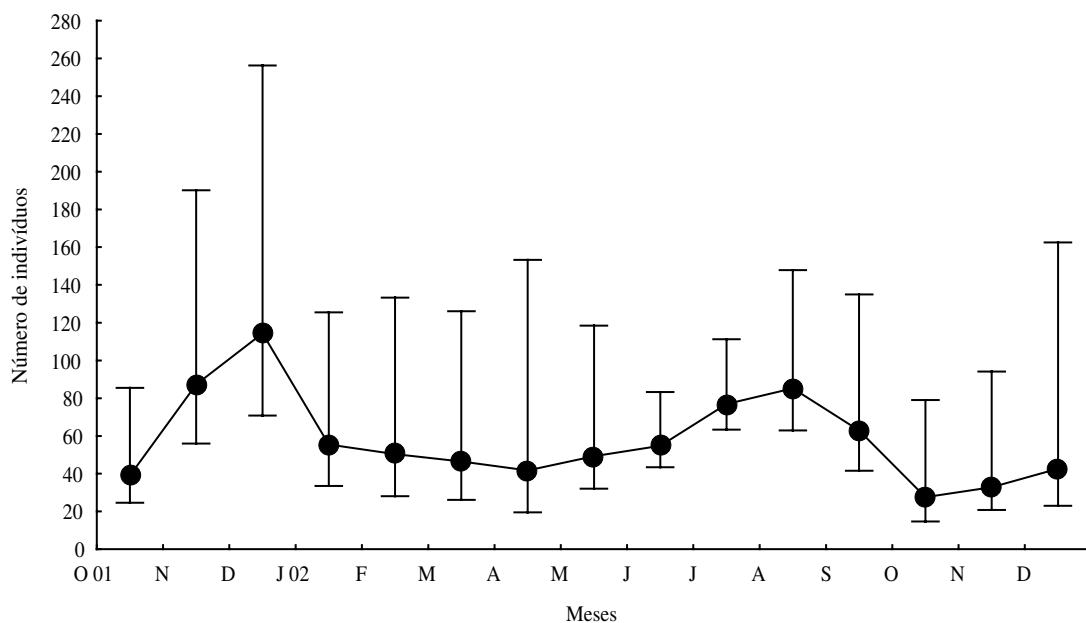


Figura 10. Tamanho populacional (estimativas e intervalos de confiança) de *Oligoryzomys nigripes* na mata Ribeirão Cachoeira, de setembro de 2001 a janeiro de 2003.

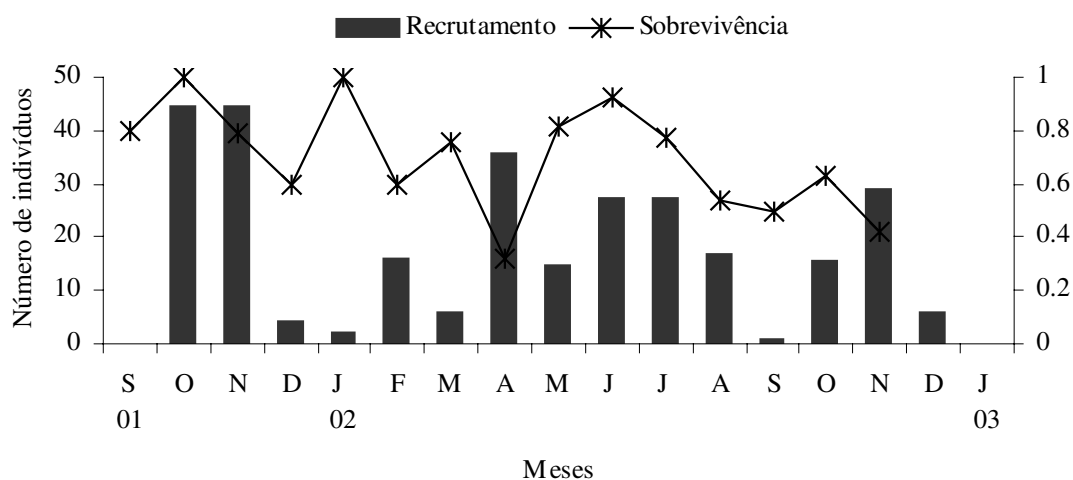


Figura 11. Sobrevivência e recrutamento de *Oligoryzomys nigripes* na mata Ribeirão Cachoeira, de setembro de 2001 a janeiro de 2003.

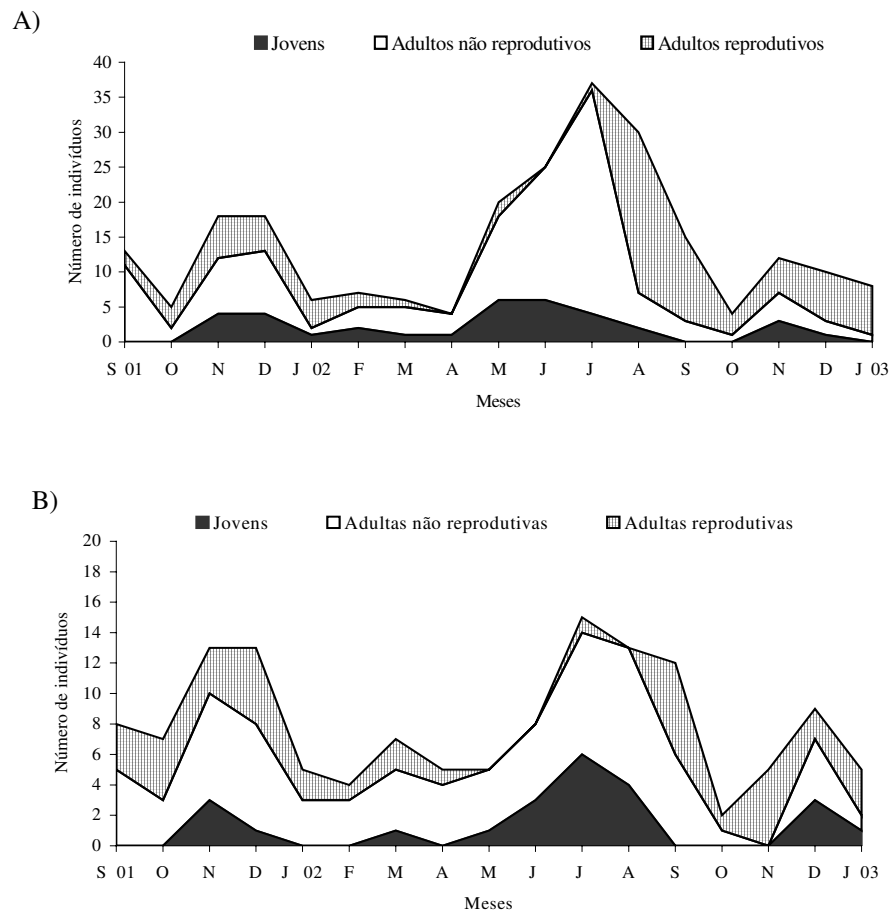


Figura 12. Diagrama etário dos indivíduos capturados de *Oligoryzomys nigripes*, A) machos e B) fêmeas, na mata Ribeirão Cachoeira, de setembro de 2001 a janeiro de 2003.

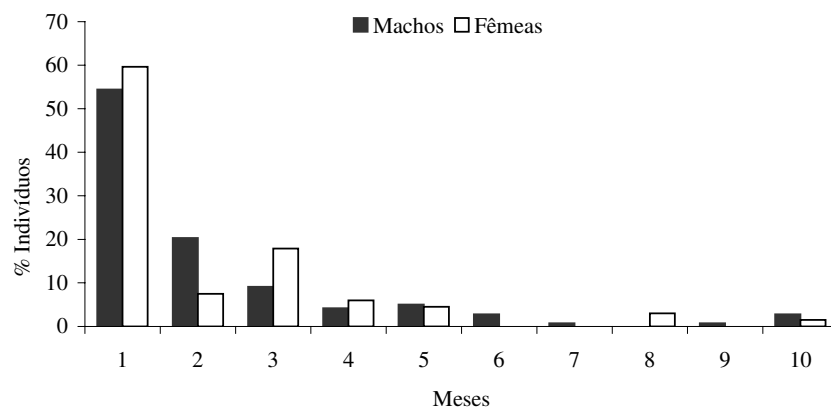


Figura 13. Tempo de permanência na grade de captura de machos e fêmeas de *Oligoryzomys nigripes*, na mata Ribeirão Cachoeira, de setembro de 2001 a dezembro de 2002.

Akodon montensis

O rato do mato, *Akodon montensis*, foi a terceira espécie em abundância na MRC (24,4%, Figura 2). Foram marcados 139 indivíduos, 81 machos e 58 fêmeas, em 367 capturas. Do total, somente duas capturas foram no subosque e nenhuma na copa.

As razões sexuais dos indivíduos marcados (1,4:1; χ^2 3,8; $p = 0,05$), do total das capturas (1,6:1; χ^2 14,7; $p < 0,001$), e das capturas do mês de agosto (5,5:1; χ^2 11,1; $p < 0,001$) foram desviadas para machos. Não houve dimorfismo sexual de pesos entre indivíduos adultos (Tabela 2).

O tamanho populacional variou de 7,3 a 68,3 indivíduos, ou densidade de 1,9 a 17,5 indivíduos/hectare (Tabela 7). Na estação seca (média 46,0 indivíduos) a população foi maior que na estação úmida (média 22,2; $t = 2,2$, $p = 0,04$). De outubro a abril, a população foi pequena, e apresentou os menores níveis de recrutamento e sobrevivência (Figuras 14 e 15).

O recrutamento em abril, início da estação seca, foi expressivo, e a média da estação foi superior à média da estação úmida ($Z = 2,0$; $p = 0,04$). O recrutamento associado às taxas altas de sobrevivência, provocaram um forte aumento na população em toda a estação seca (Figura 16). A partir de setembro, na transição seca-úmida a população apresentou um decréscimo até o final do estudo, em janeiro. Em agosto e outubro, em consequência de sobrevivência e recrutamento altos os tamanhos populacionais foram os mais altos (Figuras 15).

De modo semelhante ao observado para *O. nigripes*, e contrastando com os marsupiais, *A. montensis* apresentou atividade reprodutiva ao longo de todos os meses do estudo, com pico no período de transição seca-chuvas (Figura 16), setembro e outubro, quando a maior parte dos machos apresentavam testículos escrotais e as fêmeas vagina aberta ou estavam grávidas.

A presença de jovens e adultos não reprodutivos na população ocorreu marcadamente na estação seca (Figura 16), de forma semelhante a *O. nigripes*.

Cerca de metade dos indivíduos, machos (41,3%) e fêmeas (50%) foram transientes, capturados somente um mês de estudo. O tempo médio de permanência na grade foi de 2,76 meses para machos e 2,35 meses para fêmeas. O máximo de permanência foi de 9 meses, para uma fêmea, e 7 meses para quatro machos (Figura 17).

Tabela 7. Estimativas mensais dos parâmetros demográficos de *Akodon montensis*, pelo método de Jolly-Seber. Traços (-) indicam casos onde a estimativa não pôde ser obtida devido a limitações do método. Área efetiva da grade de captura = 3,9 ha.

Meses	$\hat{N}$	Densidade (ind./ha)	Sobrevivência a (Φ)	Recrutamento
S 01	--	--	1,0	--
O	12,0	3,1	0,6	3,0
N	6,9	1,8	0,3	5,2
D	7,3	1,9	0,5	8,8
J 02	12,8	3,3	0,3	4,1
F	7,5	1,9	0,7	2,8
M	8,3	2,1	0,5	6,9
A	11,2	2,9	0,8	43,8
M	52,9	13,6	0,9	3,3
J	52,6	13,5	0,7	15,3
J	52,9	13,6	0,9	22,1
A	68,3	17,5	0,5	5,4
S	38,3	9,8	1,0	18,1
O	62,5	16,0	0,5	14,3
N	44,0	11,3	0,8	1,6
D	39,0	10,0	--	8,0
J 03	--	--	--	--

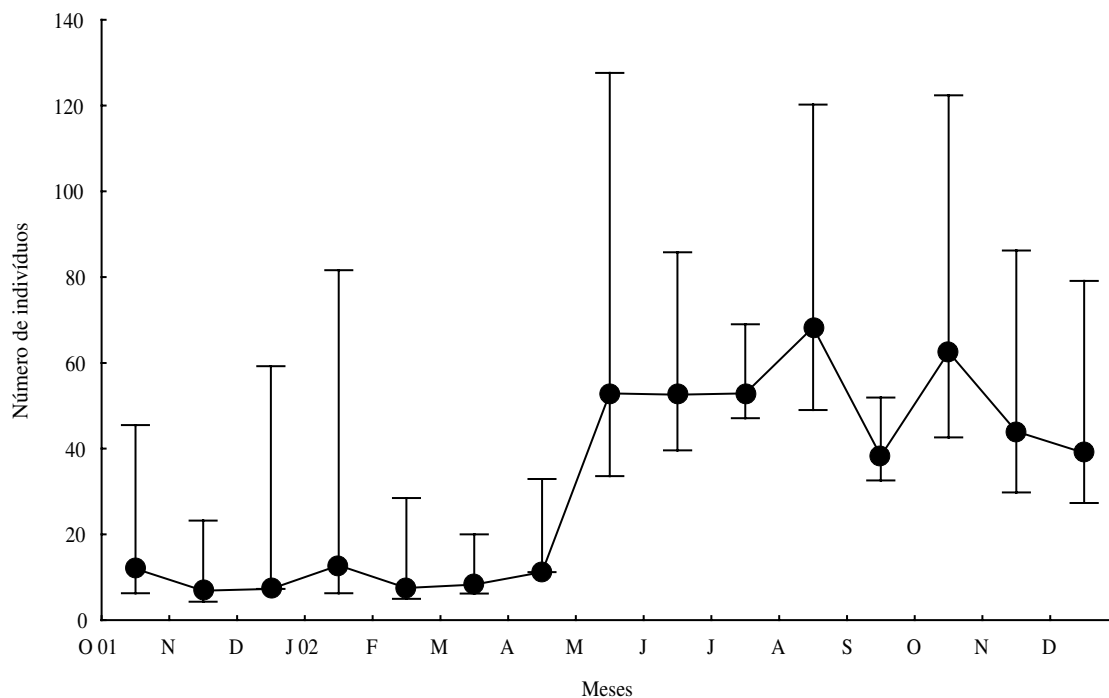


Figura 14. Tamanho populacional (estimativas e intervalos de confiança) de *Akodon montensis* na mata Ribeirão Cachoeira, de outubro de 2001 a dezembro de 2003.

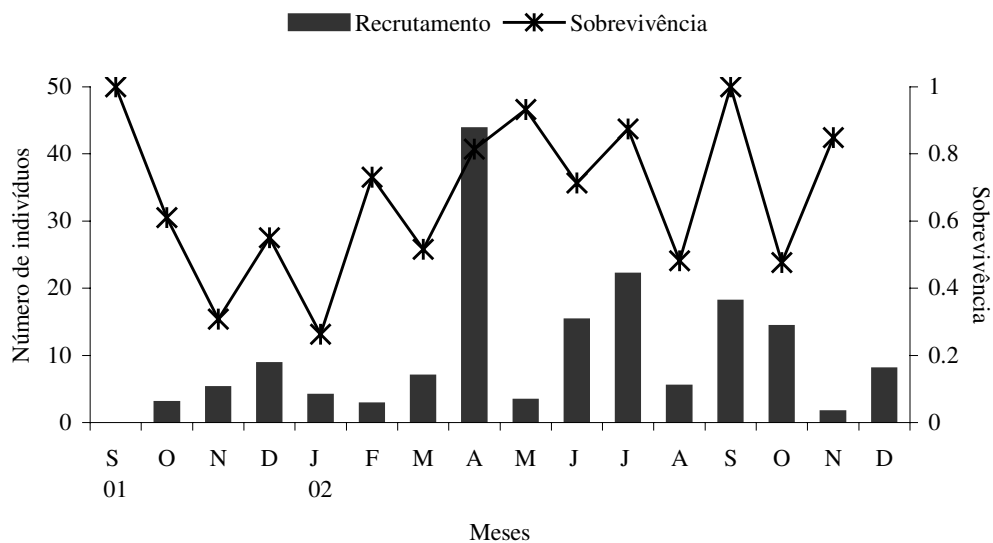


Figura 15. Estimativas de recrutamento e sobrevivência de indivíduos de *Akodon montensis* na mata Ribeirão Cachoeira de outubro de 2001 a dezembro de 2003.

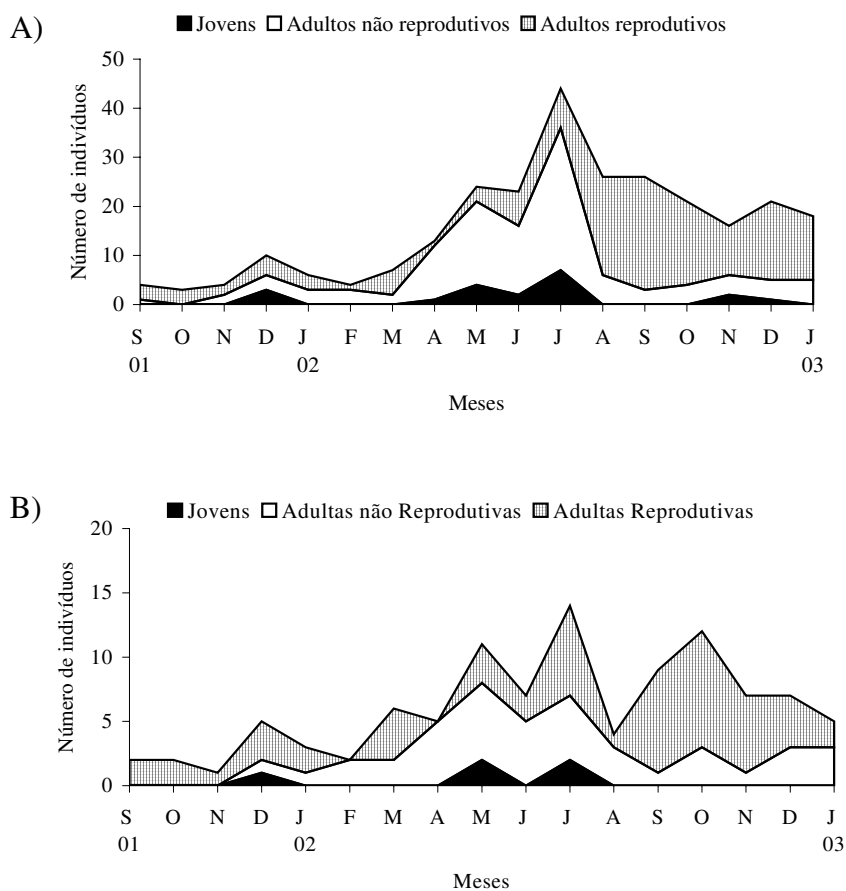


Figura 16. Diagrama etário dos indivíduos capturados de *Akodon montensis*, A) machos e B) fêmeas, na mata Ribeirão Cachoeira, de setembro de 2001 a janeiro de 2003.

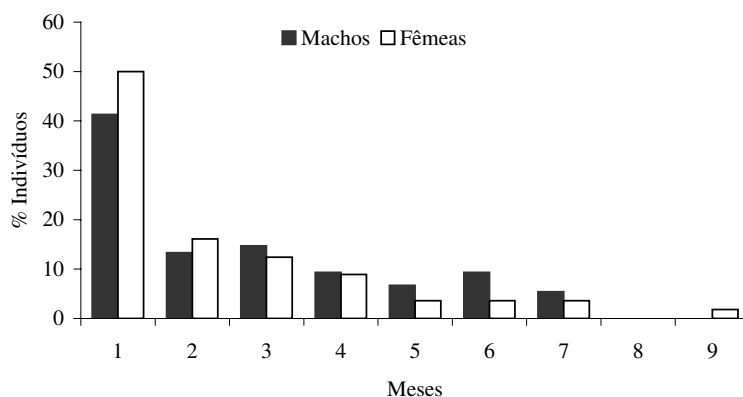


Figura 17. Tempo de permanência de machos e fêmeas de *Akodon montensis* na grade de captura, na mata Ribeirão Cachoeira, de setembro de 2001 a dezembro de 2002.

Rhipidomys mastacalis

Foram capturados três indivíduos do rato arborícola, duas fêmeas e um macho. A densidade média e abundância relativa foram baixas (Tabela 1).

Embora pouco abundante, o tempo de permanência na área de captura dos indivíduos foi longo, em média 7,3 meses. Uma fêmea permaneceu 11 meses e o macho, 9 meses.

A área efetiva de captura para a espécie foi de 6,6 ha, a maior entre os roedores. Os três indivíduos foram capturados no chão (n = 1), subosque (n = 21) e copa da floresta (n = 9).

Em agosto o macho apresentou testículos em posição escrotal, evidenciando atividade reprodutiva.

Outros roedores

Um indivíduo do rato doméstico, *Rattus rattus*, espécie exótica, foi capturado em dois dias consecutivos no mês de março de 2002. Era um macho adulto (74,5 g), e apresentava testículos escrotais, evidenciando período reprodutivo. A estação de captura localizava-se na trilha central da área de captura, no início da região de topo do morro, mais de 100 metros da borda mais próxima.

Um macho adulto (46 g) de *Oecomys cf concolor* foi capturado no subosque e dossel, em dias consecutivos no mês de setembro de 2002. Este indivíduo não apresentava indícios de atividade reprodutiva.

No último mês de armadilhamento, um macho adulto (146 g) de rato d'água, *Nectomys squamipes* foi capturado duas vezes consecutivas a dois metros do ribeirão, que estava com seu volume d'água bastante aumentado devido às fortes chuvas do período. Este macho apresentava testículos escrotais, evidenciando período reprodutivo. No mês seguinte, quando foram realizadas capturas para análise citogenética, este indivíduo foi recapturado a uma distância de 50 metros, também próximo ao ribeirão.

O esquilo, *Sciurus aestuans* (Sciuridae), embora tenha sido capturado somente nas amostragens piloto (n = 2), foi observado com frequência durante a amostragem mensal dos pequenos mamíferos. Sua densidade foi estimada através do censo por transectos lineares (ver capítulo 3).

O ouriço-cacheiro, *Coendou villosus* (Erethizontidae), roedor arborícola, foi observado no transecto 2 em março de 2002, mas nunca foi capturado.

DISCUSSÃO

Composição da comunidade

A comunidade de pequenos mamíferos da MRC apresentou riqueza de espécies similar a outros fragmentos, com áreas na mesma ordem de grandeza (150 – 860 ha) e condições similares, florestas secundárias principalmente (Tabela 9). Em relação à maioria das áreas mais extensas de florestas Atlântica, semidecíduas ou ombrófilas, a riqueza foi menor, como o esperado, pelo efeito direto da extinção de espécies em decorrência da fragmentação (Turner, 1996). O PE Juréia e PE Ilha do Cardoso apresentaram menor riqueza que a MRC provavelmente devido à amostragem somente no chão da floresta.

A diversidade obtida foi semelhante àquela calculada para o PE Porto Ferreira (Roselli, 2003) e para o PE Jataí (Talamoni & Dias, 1999), as áreas menos distantes da MRC (Tabela 9).

O sucesso de captura total (15,2%) foi superior ao das outras amostragens nos três estratos realizados em floresta Atlântica (5,9%, Passamani, 1995; 8,1% e 4,4%, Vieira, 1999; 3,5% e Roselli, 2003). Comparando o sucesso de captura no chão, com estudos que amostraram somente este estrato, os resultados obtidos (22,5%) também foram superiores (15,1%, no PE Juréia, Bergallo, 1994; 7,1%, PE Jataí, Talamoni & Dias, 1999).

Os resultados obtidos na MRC reforçam a importância da amostragem no subosque e dossel de florestas para a avaliação mais completa da comunidade de pequenos mamíferos. Sem armadilhas no subosque e no dossel as espécies arborícolas raras não seriam amostradas (*Caluromys philander* e *Oecomys* sp) ou seriam ainda mais raras (*Rhipidomys mastacalis*). De modo semelhante, na Amazônia central, a cuíca-lanosa *Caluromys philander* foi rara no subosque e solo, mas abundante no dossel (Malcolm, 1991).

O uso exclusivo de armadilhas de grade, porém, não possibilitou a captura de pequenos marsupiais terrestres do gênero *Monodelphis*, que certamente ocorrem na área. Esses marsupiais são frequentemente capturados com armadilhas de interceptação e queda (“pitfalls”). Futuros estudos nesta área deverão contemplar esta metodologia para melhorar o conhecimento desta comunidade de pequenos mamíferos.

A composição genérica da comunidade assemelha-se à dos PE Porto Ferreira e PE Jataí. Espécies muito comuns em outras florestas secundárias, no entanto, não foram

capturadas na MRC. Dois deles, com peso em torno dos 100g, são a cuíca *Micoureus demerarae*, um marsupial arborícola, e *Oryzomys* sp, um roedor terrestre. Uma possível explicação para esta ausência seria devido à competição com gambás, que são muito abundantes na MRC (Tabela 10). Assim como em fragmentos florestais pequenos e médios em Minas Gerais (Fonseca, 1989), onde gambá pareceu controlar e até mesmo excluir outras espécies, na MRC gambás podem estar atuando negativamente sobre espécies maiores (50-150g) de hábitos semi-arborícola e terrestre, como é *M. demerarae* e *Oryzomys* sp, e não agindo sobre as pequenas espécies. Outra espécie esperada era a cuíca-de-rabo-grosso, *Lutreolina crassicaudata*, que ocorre próximo a cursos d'água em florestas primárias e secundárias, como na Reserva de Santa Genebra (Monteiro-Filho, 1995). Esta espécie tem um porte médio (300-500g) e ocorre em baixas densidades (5 indivíduos em 12.000 armadilhas-noite em SC, Cáceres *et al.*, 2002; 1 indivíduo em > 15.000 armadilhas-noite em SP, Roselli, 2003). Com uma amostragem maior nas margens do riacho a probabilidade de captura desta espécie certamente seria aumentada.

A abundância das espécies pequenas, *G. microtarsus*, *O. nigripes* e *A. montensis*, observada na MRC é inédita, muito superior aos estudos em floresta Atlântica onde essas espécies foram capturadas (Tabela 10). De modo semelhante a este trabalho, abundâncias e densidades muito elevadas de pequenos roedores terrestres (11-26g) foram observadas em florestas tropicais primárias e secundárias no México (Vazquez *et al.*, 1997).

Esta grande abundância pode ser devido a dois componentes que se completam. O primeiro é que as três espécies são típicas de florestas secundárias e perturbadas (Eisenberg, 1999), possuindo dieta generalista (insetos, frutos, gomas, sementes, folhas). Os roedores *O. nigripes* e *A. montensis* podem inclusive ocupar também áreas abertas, como campo-cerrado (Talamoni & Dias, 1999) e capoeiras (D'Andrea *et al.*, 1999). A segunda explicação é que, associada à presença de recursos, deve haver baixa pressão de competição e predação sobre essas espécies, permitindo alta sobrevivência dos indivíduos.

Competidores potenciais de *G. microtarsus* na floresta Atlântica são outras cuícas, *Marmosops* sp., de hábito escansorial e dieta insetívoro-onívora, e *Micoureus demerarae*, arborícola e insetívoro-onívoro, que não ocorrem na MRC. Entre os roedores, não há competidores de *O. nigripes* e *A. montensis*. Entre si elas não parecem competir por hábitat nem recursos, já que o primeiro tem hábito escansorial e dieta frugívora-granívora, e o segundo é terrestre e insetívoro-onívoro (Fonseca *et al.*, 1996).

Predadores potenciais para estas espécies ocorrem de forma efetiva na MRC. São serpentes (Boidae, Colubridae, Elapidae, Viperidae), aves (Accipitridae, Falconidae, Tytonidae, Strigidae), e muitas espécies de carnívoros de médio porte. Neste estudo (ver capítulos 3 e 4), foram registradas as principais espécies de pequenos felídeos, canídeos, mustelídeos e procionídeos florestais, que utilizam estes pequenos mamíferos na dieta. *Gracilinanus microtarsus*, *O. nigripes* e *A. montensis* foram as principais presas de gatos-domato (*Leopardus wieddi*) e importantes itens da dieta da jaguatirica (*L. pardalis*) no Parque Florestal do Itapetinga, município de Atibaia (Facure-Giaretta, 2002), e no Parque Estadual da Serra do Mar (Wang, 2002).

Durante o estudo, ao que tudo indica, os gambás, *D. aurita*, predaram alguns ratos presos nas armadilhas, como ocorreu no PE Porto Ferreira (K. Roselli, com. pess.). Contudo, pela grande abundância de *G. microtarsus*, *O. nigripes* e *A. montensis*, gambás não parecem controlar efetivamente suas populações, mas sim a de outras espécies maiores.

A captura exclusiva de *Didelphis aurita* difere a MRC da Reserva de Santa Genebra, onde esta espécie ocorre em simpatria com *D. albiventris*, o gambá-de-orelhas-brancas, que predomina naquela área. No município de Campinas o gambá-de-orelhas-brancas ocorre na área urbana, em pequenas porções de vegetação, nativa ou não (praças, bosques e mesmo quintais; Obs. pess.). Em um estudo no Paraná, indivíduos das duas espécies de *Didelphis* ocorreram em pequenos (10ha) fragmentos urbanos, mas em áreas ainda menores somente indivíduos de *D. albiventris* foram capturados (Cáceres & Monteiro-Filho, 1999). Se a presença de *D. albiventris* está associada a ambientes mais alterados, pode-se especular que sua ausência também indique uma melhor condição do ambiente, de menor perturbação, o que seria um aspecto positivo da MRC.

A raridade de algumas espécies na MRC, revelada pelo pequeno número de capturas, foi semelhante à maioria de outros estudos de longa duração (Tabela 2). *Caluromys philander*, *Rhipidomys mastacalis*, *Oecomys* sp e *Nectomys squamipes* são espécies pouco ou nunca capturadas em florestas do domínio Atlântico. Para os roedores na MRC, no entanto, é possível que com um maior esforço de captura outras espécies raras ainda fossem capturadas, visto que a curva de coleta não tenha se estabilizado. Seria esperado, por exemplo, uma espécie do gênero *Oryzomys* (*O. russatus*, *O. subflavus*), roedor florestal de porte médio (80g) terrestre, que ocorre na mata Atlântica.

Tabela 8: Riqueza e diversidade de espécies de pequenos mamíferos em florestas do domínio Atlântico (M = riqueza de marsupiais, R = riqueza de roedores). Esforço dado em armadilhas-noite.

Ambiente	Local	Área (ha)	Riqueza (M / R)	H_2'	Esforço	Fonte
Floresta	PE Rio Doce, MG	36.000	14 (6/8)	1,95	~9.000	Fonseca, 1989
Semi-decídua	PE Rio Doce, MG	36.000	17 (6/11)	-	40.000	Stallings, 1989
	PE Morro do Diabo, SP	36.000	11 (5 / 6)	-	-	Rocha <i>et al.</i> , 2003
	Caratinga, MG	860	9 (5 / 4)	1,78	~9.000	Fonseca, 1989
	PE Jataí, SP	580	8 (4 / 4)	2,09	7.200	Talamoni & Dias, 1999 C
	PE Porto Ferreira, SP	400	12 (5/7)	2,26	19.980	Roselli, 2003
	Rio Claro, SP	230	9 (3 / 6)	-	911	Briani <i>et al.</i> , 2001 C
	Campinas, SP	230	10 (3 / 7)	2,0	9.887	Este estudo
	Viçosa, MG	194	8 (3 / 5)	1,13	5.760	Paglia <i>et al</i> , 1995
	Rio Casca, MG	60	9 (5 / 4)	1,67	~9.000	Fonseca, 1989
Floresta	PE Serra do Tabuleiro, SC	90.000	22 (6 / 16)	-	-	Voltolini, 1997
Ombrófila	E Juréia, SP	80.000	8 (3 / 5)	1,48	4.700	Bergallo, 1994 C
	PE Intervalles, SP	40.000	21 (7 / 14)	0,80/1,04	17.000	Vieira, 1999
	PE Ilha do Cardoso, SP	22.500	7 (3 / 4)	1,36	11.000	Bergallo & Magnusson, 2002 C

C = amostragem somente no chão.

Tabela 9. Abundância (número indivíduos marcados) dos pequenos mamíferos em estudos em floresta Atlântica de diferentes tamanhos, com duração igual ou superior a 12 meses. Fontes: 1 - Vieira, 1998; 2 - Voltolini, 1997; 3 - Fonseca, 1989; 4 - Talamoni & Dias, 1999; 5 - Roselli, 2003; 6 - Paglia *et al.*, 1998.

Espécie	1 - PE Intervalles * (40.000ha))	2 - PE Serra Tabul.	3 - PE Rio Doce *	3 - Caratinga (800ha) *	4 - EE Jataí (580ha)	5 - PE P. Ferreira (400ha)* *	MRC este estudo (230 ha)	6 - Viçosa (194ha))	3 - Rio Casca (60ha) *
<i>G. microtarsus</i>	0; 12	2	0; 1	0; 0	11	0	139	1	0; 0
<i>Didelphis</i> sp	14; 0	0	11; 4	40; 30	62	64	52	17	41; 18
<i>Caluromys</i> sp	0; 0	0	0; 6	0; 0	1	1	3	0	0; 0
<i>O. nigripes</i>	7; 3	4	0; 0	2; 2	14	28	216	68	0; 1
<i>A. montensis</i>	0; 9	114	1; 27	0; 1	45	53	139	10	0; 0
<i>R. mastacalis</i>	0; 1	1	0; 1	0; 0	0	0	3	4	0; 0
<i>O. concolor</i>	13; 6	0	4; 18	4; 40	4	0	1	0	3; 15
<i>N. squamipes</i>	42; 0	3	0; 6	2; 0	4	10	1	0	0; 2

*valores de duas áreas amostradas; ** dados conjuntos de floresta semidecídua, mata ciliar e cerrado.

Em florestas tropicais a biomassa de pequenos mamíferos varia principalmente entre as estações, refletindo as variações demográficas das populações. A biomassa principal é dada pelos marsupiais, pela abundância do gambá, *Didelphis* spp, nas comunidades (Charles-Dominique, 1983; Mares & Ernst, 1995; Talamoni & Dias, 1999; Gentile *et al.*, 2000; Roselli, 2003).

Aspectos populacionais e reprodutivos

Didelphis aurita

Na MRC como em todos os outros estudos de pequenos mamíferos em fragmentos florestais, a abundância do gambá, *D. aurita*, foi bastante alta (Tabela 10). Como discutido anteriormente, na MRC, a presença do gambá deve afetar outras espécies de pequenos mamíferos, que ocorrem em baixas densidades (raras), e até impossibilitar a ocorrência de outras, como sugerido para *M. demerarae* e *Oryzomys* sp.

Altas densidades de gambás na MRC, devem também afetar negativamente as populações de aves. Gambás são onívoros e generalistas, e consomem pássaros com frequência (Cáceres & Monteiro-Filho, 2001), além de predação de ovos em ninhos artificiais (Barbini & Passamani, 2003), e provavelmente ninhegos, o que pode levar à extinção de espécies da avifauna que nidificam no chão.

O gênero *Didelphis*, assim como outros marsupiais neotropicais (Lee & Cockburn, 1985), apresenta reprodução sazonal ao longo de sua distribuição, na Amazônia (*D. marsupialis*, O'Connel, 1989; Laferrière & Atramentowicz, 1990), no cerrado (*D. albiventris*, Mares & Ernst, 1995; Talamoni & Dias, 1999; Roselli, 2003) e na floresta Atlântica (*D. aurita*, Bergallo, 1992; Fonseca & Kierulff, 1988). Essa sazonalidade reprodutiva provoca uma variação no tamanho populacional, geralmente com redução no número de indivíduos (e no número de capturas) na transição seca-chuvas (O'Connel, 1989, para *D. marsupialis*; Fonseca & Kierulff, 1989; Bergallo, 1994; Gentile *et al.*, 2000), e aumento, pelo recrutamento de jovens, nos meses mais chuvosos, época de grande oferta de recursos, animais ou vegetais.

Neste estudo a maior variação populacional ocorreu na primeira estação de chuvas (2001-2002). A pequena sazonalidade (redução discreta da população em setembro) observada no segundo ano, 2002-2003, e o recrutamento bastante regular, foram muito semelhantes ao apresentado por *D. albiventris* no PE de Porto Ferreira (Roselli, 2003).

Estudos de longa e média duração com *D. aurita* (ver Gentile *et al.*, 2000) e *D. albiventris* (Roselli, 2003), registraram sobrevivências mensais estáveis e altas (0,5 –1), enquanto em *D. marsupialis* na Amazônia venezuelana a sobrevivência entre estações foi baixa (O'Connel, 1989), mais semelhante à MRC. A sobrevivência baixa ou irregular sugere que os indivíduos estão transitando mais do que residindo na área de captura, ou que a mortalidade seja alta. A primeira opção, de grande trânsito, parece mais aceitável, já que pela abundância alta demonstrada ao longo do estudo a mortalidade parece não afetar a população da MRC.

O dimorfismo sexual de peso também foi observado em uma população de *D. aurita* em fragmento florestal no Paraná (Cáceres & Monteiro Filho, 1999). Comparando as espécies, estes autores encontraram tamanhos e pesos superiores em *D. albiventris* (*ibidem*). A amplitude de pesos dos adultos de *D. aurita* da MRC foi superior aos adultos de *D. albiventris* capturados no PE Jataí por Talamoni (1996; machos: 601 – 1.070 g, e fêmeas: $519,8 \pm 127$ g), sugerindo diferenças do padrão observado no Paraná para o estado de São Paulo, embora não tenha sido possível comparar estatisticamente os valores.

Caluromys philander

As densidades populacionais da cuíca-lanosa são consideráveis em florestas contínuas na Amazônia, entre 0,4 a 0,7 ind/ ha (O'Connel, 1989; Malcolm, 1996). Na região sudeste, a espécie foi relativamente abundante (n= 25 indivíduos, com 73,8% de capturas no dossel) em florestas semidecíduais primárias, secundárias (mosaico) e floresta de *Eucaliptus* sp com subosque de mata em regeneração no PE Rio Doce (Stallings, 1989), e no Rio de Janeiro (n=245 capturas, 80,1% no dossel; Leite *et al.*, 1994). Em mata primária também do PE Rio Doce, entretanto, a abundância foi muito menor (Grelle, 2002: 7 capturas, n = 5 indivíduos).

Em São Paulo, com expressivos esforços de amostragem *C. philander* não foi capturado no PE Intervalles (Vieira e Monteiro Filho, 2003), e *C. lanatus*, espécie de ecótono floresta-cerrado, foi rara nos PE Porto Ferreira (Roselli, 2003, n=1, uma captura no dossel), e PE Jataí (Talamoni, 1996, n=1, uma captura no chão, na estação seca).

Caluromys philander foi capturado no chão com mais frequência na estação seca devido à diminuição na oferta de recursos alimentares, principalmente frutos (Charles-Dominique *et al.*, 1981). Embora o número de capturas tenha sido muito reduzido na MRC, há uma sugestão de que as capturas ocorridas exclusivamente no dossel, em ambas estações,

podem indicar a presença de recursos alimentares ao longo do ano, e pouca necessidade do uso do subosque e do chão para forrageamento. Pela presença de sementes nas fezes dos indivíduos capturados, e pela considerável distância de deslocamento (em média 78,1m) observada ao longo do estudo, essa cuíca atua como dispersor primário das sementes dos frutos que consome na MRC, devendo depositar as sementes longe da planta mãe, o que aumenta as chances de germinação e estabelecimento.

O período reprodutivo sazonal da cuíca lanosa concordou com os dados observados no Rio de Janeiro (Davies, 1945), e em floresta equatorial da Guiana Francesa (Atramentowicz, 1986; Laferrière e Atramentowicz, 1990). Naquela floresta as fêmeas têm dois períodos reprodutivos sucessivos no ano, com intervalos de um a dois meses entre as ninhadas (Atramentowicz, 1986). Os filhotes nascem na estação seca, permanecem no marsúpio da mãe cerca de 80 dias, e depois continuam sendo cuidados no ninho por um período de 30 a 40 dias (Atramentowicz, 1986). Na floresta Atlântica, Davies (1945) capturou uma fêmea ao longo de um ano e observou ninhada de 4 filhotes que permaneceram no marsúpio de agosto a outubro. Durante quatro meses a fêmea produziu leite, provavelmente mantendo os filhotes no ninho. Após quatro meses sem atividade reprodutiva a fêmea novamente estava lactante em julho. Indivíduos jovens foram capturados em março, abril e julho (Davies, 1945).

O ciclo observado pela cuíca-lanosa na MRC, foi muito similar ao descrito por Davies (1945): filhotes lactantes no marsúpio em agosto-setembro, depois sendo alimentados no ninho em janeiro e dispersando-se em março. Na floresta semidecídua, no entanto, parece haver somente uma ninhada em cada ano, com um ciclo longo, de cerca de seis meses. Isto deve ocorrer devido à extensão da estação seca de florestas semidecíduas, de quatro a seis meses (Morelato & Leitão-Filho, 1992), ao contrário de outras florestas menos sazonais.

Segundo Strelein (1982), os fatores climáticos e sua influência sobre a disponibilidade de alimentos determinam estratégias reprodutivas entre os marsupiais, e as amplas variações nos graus de previsibilidade na América do Sul permitiram o desenvolvimento de padrões de reprodução divergentes. Assim, em áreas mais sazonais, como as florestas semidecíduais, os marsupiais podem reduzir o número de crias, concentrando o período de lactação e cuidado aos filhotes nos meses de maior disponibilidade de alimento, a primavera e o verão.

O tamanho da ninhada observado foi semelhante ao observado na mata Atlântica ($n=4$, Davies, 1945) e Amazônia (médias 3,5 e 4,4; Laferrière e Atramentowicz, 1990).

O menor esforço de captura no dossel certamente contribuiu para os resultados tímidos obtidos com *Caluromys philander* na MRC. Ainda estes dados são importantes e inéditos da espécie na floresta Atlântica e estimulam a realização de estudos adicionais. Tais estudos, centrados na espécie, com esforço de amostragem concentrado no dossel, poderão avaliar mais realisticamente os parâmetros populacionais (densidade, recrutamento, sobrevivência), reprodutivos, de dieta e uso do hábitat pela espécie, e a influência da sazonalidade climática na sua ecologia.

Oligoryzomys nigripes

A abundância observada na MRC e as obtidas em outros estudos de 12 a 18 meses, mostram o maior sucesso da espécie em áreas fragmentadas e perturbadas. Em florestas secundárias e áreas de mosaico dentro de uma grande área protegida (PE Rio Doce) a espécie foi pouco abundante (Fonseca & Kierulff, 1988, n=5; Stallings, 1989, n=4), ao contrário de uma pequena mata (190ha) e capoeira (Paglia *et al.*, 1996; n=68 e n=43 respectivamente), em Minas Gerais. No estado de São Paulo, também em áreas protegidas, em zona de floresta - cerrado a espécie foi pouco abundante (Talamoni & Dias, 1999, n=20; Roselli, 2003, n=28, ambos em mata semidecídua, mata ciliar e cerrado).

Com a alta densidade ao longo do estudo na MRC foi possível evidenciar a dinâmica populacional e os padrões reprodutivos da espécie. Muitos estudos falham em fornecer esses padrões devido às capturas descontínuas e variações muito grandes na abundância (por exemplo em Olmos, 1991; Roselli, 2003).

Os estudos populacionais com *O. nigripes* apontam picos de densidade nas épocas úmida (primavera e verão, Pereira, 1991; verão, Talamoni, 1996), e seca (Olmos, 1991; Gentile *et al.*, 2000; Roselli, 2003). Densidades altas ao longo dos meses permitem a verificação mais detalhada da dinâmica das populações. Pequenos roedores murídeos de peso similar à *O. nigripes*, foram igualmente muito abundantes ao longo do tempo em florestas e áreas perturbadas no México, e apresentaram mais de um pico populacional ao longo do ano, no final da estação úmida e na estação seca e fria (Vazquez *et al.*, 2000).

A contribuição dos indivíduos jovens e subadultos para os picos foi observada em mata Atlântica e mata de galeria (Olmos, 1991, Pereira, 1991; Mares & Ernest, 1995, para *O. eliurus*). O padrão observado na MRC foi semelhante, embora os indivíduos não tenham sido classificados como subadultos. A taxa de sobrevivência e o recrutamento de *O. nigripes* na

MRC foram altos e, sobretudo a sobrevivência foi bastante regular, o que se diferenciou dos estudos citados e possibilitou a elevada densidade observada ao longo de todo o período.

A razão sexual desviada para machos também foi observada com frequência em *O. nigripes* (Pereira, 1991; Talamoni & Dias, 1999; Roselli, 2003), mas não o dimorfismo sexual no peso.

O número de filhotes observado na MRC foi semelhante ao observado em floresta úmida em Poço das Antas, RJ (Pereira, 1993), entre três a cinco indivíduos. Nesta área, a reprodução de *Oligoryzomys nigripes*, *Akodon montensis* e *Nectomys squamipes* foi contínua ao longo do ano, fenômeno chamado de poliestria panestacional (Pereira, 1993). As fêmeas têm várias gestações, e após o parto já entram em estro novamente (*ibidem*).

Mesmo com reprodução contínua, períodos de picos nesta atividade foram observados no verão (fevereiro) e no inverno (agosto) (Veiga Borgeaud, 1982 *apud* Fonseca & Kierulff, 1988; Mares & Ernst, 1995, com *O. eliurus*). No interior de São Paulo, em florestas mais sazonais, o período com indivíduos reprodutivos foi semelhante ao observado na MRC, estação úmida (setembro – dezembro) (Talamoni, 1996; Roselli, 2003).

Akodon montensis

O padrão de flutuação observado na MRC, com maior abundância de *A. montensis* na estação seca, foi semelhante ao apresentado por *A. arviculoides* e *A. nigrita* no Rio de Janeiro (Davies, 1945), e *A. cursor* em Minas Gerais (Fonseca & Kierulff, 1988), e Rio de Janeiro (Cerqueira *et al.*, 1993; Gentile *et al.*, 2000). Em São Paulo, a maior abundância ocorreu na estação úmida (Roselli, 2003), ou em ambas (Talamoni, 1996).

As densidades populacionais e a sobrevivência na MRC, porém, foram superiores às florestas do interior de São Paulo (Talamoni, 1996; Roselli, 2003), e do Rio de Janeiro (Gentile *et al.*, 2000).

Mesmo sendo uma espécie poliestra, *Akodon montensis*, concentra a atividade reprodutiva no inverno em Minas Gerais (Fonseca & Kierulff, 1988), ou verão em São Paulo (Talamoni, 1996; Roselli, 2003). Novamente pela alta densidade de indivíduos observada neste estudo foi possível observar um período reprodutivo mais longo, com picos na seca e úmida.

Na estação seca, o número expressivo de indivíduos não-reprodutivos em relação ao total sugere a presença de fatores limitantes à reprodução nessa época. O principal deles deve

ser a diminuição significativa de recursos alimentares vegetais e animais. Na serra do Japí, por exemplo, o inverno, auge da estação seca, apresentou os níveis mínimos de disponibilidade de borboletas (Brown, 1992), e de frutos zoocóricos (Morellato & Leitão Filho, 1992). Este é um padrão observado também ao longo das florestas neotropicais (Janzen, 1973, Pearson & Derr, 1986).

Rhipidomys mastacalis

Em muitos estudos em floresta Atlântica a espécie não foi capturada ou foi rara, tanto em grandes quanto em pequenas áreas, como na MRC (Tabela 9). As maiores abundâncias ocorreram em floresta de galeria do Brasil central (n=27, Mares & Ernst, 1995), e floresta úmida na Venezuela (n=42, O'Connel, 1989). Próximo a Manaus, AM, a abundância da espécie num fragmento florestal primário (10ha) foi relacionada à proximidade da capoeira secundária, e grande disponibilidade de recursos (insetos) naquele ambiente (Malcolm, 1988).

Uma maior densidade de *R. mastacalis* na estação seca também foi observada na Venezuela (O'Connel, 1989). Na floresta de galeria o pico populacional ocorreu na estação úmida (Mares & Ernst, 1995). Atividade reprodutiva foi observada durante todo o ano nos machos e principalmente na estação seca nas fêmeas (Mares & Ernst, 1995). O período reprodutivo do único macho de *R. mastacalis* capturado na MRC restrito ao mês de agosto diferiu da mata de galeria.

O tempo médio de residência de indivíduos de *R. mastacalis* em floresta úmida (1 e 4,5 meses para machos e fêmeas, respectivamente; O'Connel, 1989), onde fêmeas permaneceram um máximo de 12 meses na área de captura, foi semelhante ao de floresta de galeria (média de 2,9 meses para ambos os sexos; Mares & Ernst, 1995).

Outros roedores

Oecomys concolor (= *trinitatis*), foi mais abundante no subosque de floresta semidecídua em Minas Gerais (Fonseca & Kierulff, 1988). Em São Paulo tanto em Intervalles como no interior foi raro, ocorrendo somente no solo (Vieira & Monteiro-Filho, 2003; Talamoni & Dias, 1999).

A abundância de *N. squamipes* variou muito entre os vários locais estudados (Tabela 9), e esteve estreitamente relacionada à presença de água. Em São Paulo, foi mais abundante em floresta baixa do PE Intervalles (n = 42, Vieira, 1999), e menos em florestas do

interior (mata ciliar, n = 4, cerrado, n=1, Talamoni & Dias, 1999; mata ciliar e semidecídua n =10, Roselli, 2003).

A presença da espécie na MRC já havia sido detectada por pegadas na margem do riacho (M.V. Vieira, com. pess.) em 1998. Já que a área de captura incluiu margens e proximidades do ribeirão em pontos de declive suave (sem barrancos), hábitat típico para a espécie (Ernst & Mares, 1986), esperava-se que a espécie fosse mais abundante. Maiores distâncias em relação à água foram obtidas em Jataí interior de São Paulo (Talamoni, 1996; a 100 metros), e no PE Rio Doce Minas Gerais (Fonseca & Kieulff, 1988; 500m), e sugerem que a espécie pode explorar também hábitats não-aquáticos. Características do relevo da MRC, com riacho de curso muito encaixado e pouca área inundada, devem afetar a abundância do rato-d'água.

Nectomys squamipes deve se favorecer do volume aumentado dos cursos d'água, no verão, para se dispersar, embora nenhuma observação desse tipo tenha sido feita em outros estudos. Esses eventos devem ser ocasionais visto que no ano anterior nenhum indivíduo tenha sido capturado na época de cheia. Durante o monitoramento fotográfico de mamíferos na MRC (Capítulo 4), o rato-d'água foi fotografado uma vez em maio de 2002, numa praia do riacho, distante cerca de trezentos metros da área das armadilhas.

O tempo de residência registrado para a espécie é um mês (Talamoni, 1996; Roselli, 2003). A recaptura no mês posterior do único indivíduo marcado sugere que ele passou a residir na área.

Nectomys squamipes apresentou picos reprodutivos na estação úmida, em floresta de galeria, no Centro-Oeste (todos os machos escrotados no verão, Ernst & Mares, 1986), em mata ciliar (todas fêmeas reprodutivas; Talamoni, 1996) e em floresta semidecídua (todos machos escrotados; Roselli, 2003), semelhante ao macho escrotado observado em janeiro na MRC.

A captura do esquilo, *S. aestuans*, é um evento bastante raro nos estudos de pequenos mamíferos na floresta Atlântica. Entre os que fizeram amostragens acima do solo, a espécie foi capturada somente em Una, BA (Pardini, 2001; n=1 indivíduo), e em Minas gerais (Grelle, 2002; n=2 indivíduos). Já em floresta úmida e áreas mais abertas (Llanos) na Venezuela, a captura de esquilos foi muito freqüente (O'Connel, 1989). As capturas parecem estar relacionadas à época seca, quando a redução de recursos no ambiente deve levar os indivíduos a procurar outros itens, como a isca das armadilhas, embora isto não tenha se

repetido no segundo ano de estudo. Na Reserva de Santa Genebra esquilos consumiram basicamente coquinhos de gerivá, *Siagrus romanzoffiana*, na época seca (Paschoal & Galetti, 1995). Na MRC esta palmeira é abundante e seus frutos também são utilizados por esquilos (Obs. pess.).

A presença de *Rattus rattus* evidencia a influência antrópica do entorno sobre a comunidade de roedores da MRC, embora de baixa intensidade. D'Andrea *et al.* (1999), ao longo de cinco anos, num mosaico de capoeiras, pastos e pequenas matas no Rio de Janeiro, capturaram um indivíduo de *R. rattus* em área aberta.

Os dados obtidos no estudo dos pequenos mamíferos na MRC mostraram uma comunidade típica de florestas secundárias, com predominância de espécies pequenas *Oligoryzomys nigripes*, *Akodon montensis* e *Gracilinanus microtarsus* e de uma espécie grande, o gambá *Didelphis aurita*. As espécies de peso médio *Caluromys philander* e *Rhipidomys mastacalis* foram menos abundantes, mas foram capturadas ao longo de todo o estudo. As espécies raras, *Nectomys squamipes*, *Oecomys cf concolor* e *Rattus rattus*, tiveram capturas pontuais. Espécies ausentes na MRC, mas comuns nestas formações florestais foram as cuícas *Micoureus demerarae* e *Lutreolina crassicaudata* e o rato *Oryzomys* sp.

A amostragem do dossel possibilitou a captura de *Caluromys philander* e *Rhipidomys mastacalis*, espécies ausentes ou pouco abundantes no subosque e chão. Outras espécies, principalmente de roedores podem ocorrer na MRC, uma vez que até o final do estudo houve acréscimo de espécies. Uma maior amostragem nas margens do ribeirão poderia aumentar o número de capturas de *Nectomys squamipes*, raro neste estudo, e capturar *Lutreolina crassicaudata*, outra espécie semiaquática. A utilização do método de armadilhas de interceptação e queda (*pitfalls*) deve detectar novas espécies raramente amostradas em armadilhas de grade, como pequenos marsupiais do gênero *Monodelphis* e aumentar o número de espécies da comunidade de pequenos mamíferos da MRC.

A biomassa total dos pequenos mamíferos foi dada principalmente pela contribuição dos marsupiais, em particular do gambá. Os meses de maior biomassa de pequenos mamíferos foram na transição seca-úmida, entre agosto e outubro.

A abundância de *Oligoryzomys nigripes* e *Akodon montensis* em todos os meses permitiu observar razões sexuais desviadas para macho e determinar poliestria em machos e fêmeas. A reprodução nos marsupiais, ao contrário, foi sazonal, com recrutamento dos jovens ocorrendo no final da estação úmida.

As densidades populacionais de *Akodon montensis* foram maiores na estação seca. *Oligoryzomys nigripes* e *Didelphis aurita* não mostraram diferenças sazonais de densidade.

A permanência na grade de captura foi de até dois meses principalmente. Os tempos máximos de permanência foram observados em fêmeas. Em marsupiais esse tempo foi de 17 meses em *Caluromys philander* e em roedores 10 meses em *Oligoryzomys nigripes*.

A abundância dos pequenos mamíferos ao longo dos meses indica a oferta regular de recursos para predadores na MRC. Essa abundância de recurso faz da MRC um refúgio importante para espécies carnívoras, em especial os mamíferos médios e grandes, que ocorrem em baixas densidades e ocupam amplas áreas de vida.

CAPÍTULO 2

ECOLOGIA POPULACIONAL DE *GRACILINANUS MICROTARSUS* (WAGNER, 1842; DIDELPHIMORPHIA, DIDELPHIDAE) EM FLORESTA ATLÂNTICA DO SUDESTE DO BRASIL.

**ECOLOGIA POPULACIONAL DE *GRACILINANUS MICROTARSUS* (WAGNER, 1842;
DIDELPHIMORPHIA, DIDELPHIDAE) EM FLORESTA ATLÂNTICA DO
SUDESTE DO BRASIL.**

RESUMO

Gracilinanus microtarsus é um marsupial arborícola exclusivo de floresta Atlântica. Sua ecologia populacional foi estudada num fragmento de floresta semidecídua de 230ha no Brasil (22°45' S; 46°52' W). Durante 17 meses consecutivos foi realizada captura-marcação-recaptura usando armadilhas no chão (n = 48), subosque (a 1,7 metros; n = 48) e dossel (a partir de 4 metros de altura; n = 24). Foram capturados 139 indivíduos (91 machos e 48 fêmeas), 452 vezes (9884 armadilhas-noite). As capturas se concentraram em setembro de 2001 (n= 80) e de 2002 (n = 76), e julho de 2002 (n = 78). Estimado por Jolly-Seber, o tamanho populacional foi mínimo em janeiro de 2002, auge do verão chuvoso, com 8,8 indivíduos (quando todos os machos adultos desapareceram), e máximo em setembro de 2002, final do inverno seco, com 67 indivíduos. A taxa de sobrevivência mensal variou de 0,37 a 1,0. A razão sexual total (1,9 : 1) foi desviada para machos, embora as fêmeas predominaram em março e dezembro. Fêmeas adultas foram capturadas em todos os meses e o recrutamento das jovens ocorreu de abril a agosto. Fêmeas apresentaram-se grávidas ou lactantes de setembro a fevereiro. Machos adultos foram capturados entre setembro-janeiro do primeiro ano e julho-dezembro do segundo ano, com os picos de abundância sempre em setembro. O recrutamento de machos jovens ocorreu de dezembro a julho, com sobreposição de gerações apenas em dezembro e janeiro. O tempo de residência atingiu 13 meses nas fêmeas e 8 meses nos machos. Troca e perda de pêlos e tumor na região perianal foram observados principalmente em machos no meio e final da estação reprodutiva. A reprodução sazonal e sincronizada, a razão sexual desviada para machos, e o desaparecimento de machos no segundo ano do estudo sugerem semelparidade, com uma vida curta, semelhante a outras espécies de marsupiais Neotropicais e Australianos.

INTRODUÇÃO

A cuíca ou guaiquica, *Gracilinanus microtarsus*, é um pequeno ($\leq 45\text{g}$) marsupial da família Didelphidae, que ocorre nas florestas do domínio Atlântico do Sudeste do Brasil à região de Misiones na Argentina. Habita áreas com pluviosidade média a alta: florestas ombrófilas e semidecíduas (Emmons & Feer, 1997, Eisenberg & Redford, 1999) tanto primárias quanto secundárias, e também a fisionomia de cerradão (Roselli, 1997; Gargaglioni *et al.*, 1998; Talamoni & Dias, 1999).

É noturna, solitária e principalmente arborícola (Fonseca *et al.*, 1996), mas utiliza o chão da floresta com frequência (D.A. Gaspar, obs. pess.). A dieta é insetívora-onívora, (Fonseca *et al.*, 1996), podendo incluir exudatos (D. Briani, com. pess.). Em floresta ombrófila esta espécie dispersa sementes de aráceas epífitas (Vieira & Izar, 1999).

Assim como em outras cuícas (Tribo Marmosini), as fêmeas de *Gracilinanus microtarsus* não possuem marsúpio, e os filhotes recém-nascidos ficam aderidos aos mamilos, no ventre da mãe. À medida que crescem são carregados no dorso e depois são mantidos em ninhos de folhas construídos pelas fêmeas no subosque da floresta. O número de filhotes varia de 9 a 12 (Tubelis, 2000).

Embora sejam capturados com frequência em levantamentos faunísticos, pouco se conhece sobre a ecologia de *Gracilinanus microtarsus*. Os únicos estudos com a espécie foram realizados em ambiente de cerradão no interior de São Paulo (Roselli, 1997; Martins, 2004).

A categoria de conservação de *G. microtarsus* no estado de São Paulo é “Provavelmente Ameaçada”. Nesta categoria estão os táxons que se encontram presumivelmente ameaçados de extinção mas os dados disponíveis são insuficientes para se chegar a uma conclusão (SMA, 1998).

O presente estudo é parte integrante de um estudo mais amplo sobre a comunidade de pequenos mamíferos de um fragmento florestal. As outras espécies amostradas foram *Didelphis aurita*, *Caluromys philander*, *Oligoryzomys nigripes*, *Akodon montensis*, *Rhipidomys mastacalis*, *Rattus rattus*, *Oecomys* cf. *concolor* e *Nectomys squamipes*.

OBJETIVOS

O objetivo deste trabalho foi descrever a dinâmica populacional: tamanho da população, sobrevivência e recrutamento mensais; a razão sexual, a estrutura etária e aspectos reprodutivos de uma população de *Gracilinanus microtarsus*, e avaliar a influência da sazonalidade climática sobre os padrões populacionais e reprodutivos da espécie.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo foi um fragmento de 230ha de floresta estacional semidecídua, localizado na APA de Souzas-Joaquim Egídio, em Campinas, SP (22°45' S; 46°52' W). O clima da região é caracterizado por uma estação úmida e quente, de outubro a março, e outra seca e fria, de abril a setembro. Para maiores detalhes da área de estudo ver a Introdução Geral desta tese.

Métodos

Gracilinanus microtarsus foi estudada por captura-marcação-recaptura numa grade de captura retangular, constituída por três transectos paralelos de 250 metros comprimento, separados entre si em 50 metros, abrangendo 2,2ha. Os transectos eram perpendiculares à calha do ribeirão, percorrendo o vale, a encosta (com mata alta) e o topo do morro (principalmente clareiras com abundância de taquara, lianas e *Pteridium* sp).

Para evitar capturas de espécies não florestais, a grade de captura ficava distante, no mínimo, 100 metros da borda da floresta. Cada transecto compreendeu 16 estações de captura, a cada 15 metros, com armadilhas no chão e subosque (1,6 a 2 metros de altura). A cada 30 metros foi instalada uma armadilha no dossel, acima de 5 metros de altura (apoiadas em suportes de madeira e suspensas por cordas de nylon). No total haviam 120 armadilhas, 48 de chão 48 de subosque e 24 de dossel.

Cada armadilha foi iscada com massa composta de banana, fubá, pasta de amendoim, essência de baunilha e óleo de fígado de peixe, apoiada sobre uma fatia de mandioca, durante 4 a 5 noites consecutivas, e vistoriadas nos dias seguintes ao amanhecer. As iscas eram trocadas a cada dois dias ou quando eram consumidas.

Os indivíduos capturados foram medidos (cabeça-corpo, cauda, pata posterior com unha e orelha), com paquímetro (0,01mm de precisão) ou régua (0,01cm de precisão), pesados (dinamômetros Pesola® de 60g e 0,5g de precisão) e marcados (com cortes na orelha ou brincos metálicos). Foram registrados o sexo, a idade (jovens, subadultos e adultos), a condição reprodutiva (gravidez, lactação), a estação de captura e a posição da gaiola (chão, subosque ou dossel). Após as medições e marcações os animais eram liberados no local da captura.

Peles e crânios dos indivíduos mortos nas armadilhas foram depositados na coleção do Museu de História Natural da Unicamp (ZUEC).

Análise dos dados

As estimativas mensais do tamanho, sobrevivência e recrutamento da população foram calculadas pelo método de Jolly-Sebber, para populações abertas (que incluem nascimento, imigração, morte e emigração), utilizando-se o programa Ecological Methodology (Krebs, 1999). Nos meses em que não foi possível usar este método, usou-se o método de enumeração, ou número mínimo de indivíduos (MNKA, Krebs, 1966).

Para o cálculo da densidade populacional (número de indivíduos por hectare) e da biomassa (gramas por hectare) utilizei o ajuste no tamanho da grade de captura proposto por Paramenter *et al.* (2003), com modificações. Para evitar que esses parâmetros sejam superestimados devido à captura de indivíduos que vivam fora dos limites da grade, este ajuste inclui uma distância além dos limites da grade, a partir da qual animais de fora da grade de captura podem estar se movendo para dentro dela. O ajuste utiliza um índice de movimento que é a média das distâncias máximas percorridas por indivíduos adultos de cada uma das espécies de marsupiais e roedores em capturas dentro de uma amostragem mensal.

Como a grade de captura neste estudo era retangular, a fórmula original para área quadrada (L^2) foi modificada. A área ($\hat{A}$) de captura foi calculado por:

$$\hat{A} = [L \cdot H + 2\hat{W} (L + H) + \pi\hat{W}^2]/10.000,$$

onde L e H são os comprimentos de cada lado da grade (225 e 100 metros, respectivamente) e $\hat{W}$ é a estimativa da média das distâncias máximas percorridas. Esta fórmula descreve a soma da área da grade de captura ($L \cdot H$) e a extensão da área efetiva da grade de captura formada por quatro retângulos ($2\hat{W} (L + H)$) nos lados da grade e quatro quartos de círculo nos quatro

cantos da grade ($Pi\hat{W}^2$). Para a área ser dada em hectare, Martins (2004) acrescentou à fórmula original a divisão da soma por 10.000.

As razões sexuais observadas na primeira captura e em cada mês foram testadas por χ^2 , com as razões esperadas de 1:1. Para testar diferenças dos parâmetros populacionais entre as estações seca e úmida, e dos pesos individuais, foram utilizados os testes Student “t”, e Mann-Whitney “U”, este último quando os dados apresentaram variâncias desiguais. Os testes estatísticos foram realizados com o programa Bioestat 2.0 (Ayres *et al.*, 2000).

O tempo de persistência na área de estudo foi dado pela contagem dos meses entre a primeira e última capturas de cada indivíduo.

RESULTADOS

Gracilinanus microtarsus foi o marsupial mais abundante (30%) na comunidade de pequenos mamíferos. Foram marcados 139 indivíduos, 91 machos e 48 fêmeas, num total de 452 capturas. A razão sexual dos indivíduos marcados, e do total de capturas foi desviada para machos ($\chi^2 = 13,3$; $p < 0,001$; Tabela 1). Machos adultos foram, em média, mais pesados que fêmeas ($Z = 7,27$, $p < 0,001$; Tabela 2).

Os meses de maior número de capturas foram setembro de 2001 ($n = 80$) e de 2002 ($n = 76$), e julho de 2002 ($n = 78$) (Tabela 2).

Nas amostragens mensais (indivíduos novos + recapturas), a razão sexual não diferiu do esperado, exceto em outubro de 2001 ($\chi^2 = 4$; $p = 0,04$), setembro ($\chi^2 = 12$; $p < 0,001$) e outubro de 2002 ($\chi^2 = 6,7$; $p < 0,001$), quando o número de machos foi significativamente maior que o de fêmeas. Em março de 2002 e janeiro de 2003 somente fêmeas foram capturadas (Tabela 2).

A densidade média estimada da espécie no período de estudo foi de 6,0 indivíduos/ha. A média de distância máxima percorrida foi de 37,5 metros entre os transectos, e a área efetiva de captura calculada foi 5,1ha.

O tamanho populacional estimado mostrou uma variação entre as estações, diminuindo no período mais úmido e aumentando no período de seca (Tabela 3, Figura 1). O número de indivíduos, estimado pelo modelo de Jolly-Seber, variou de 8,8 indivíduos, em janeiro de 2002, auge do período chuvoso, a 67 indivíduos, em setembro de 2003, final da seca. Em

março somente uma fêmea, marcada seis meses antes, foi recapturada, e o tamanho populacional foi calculado por enumeração ($n = 8$ indivíduos).

A sobrevivência mensal foi alta: em 11 dos 15 meses ela foi superior a 0,5 sobretudo de abril a setembro, durante a estação seca (Figura 2). Em março a sobrevivência foi nula devido à recaptura de somente um indivíduo marcado no início do estudo. O recrutamento estimado foi maior entre agosto e setembro ($n = 33,2$), e nulo em março (Figura 2).

Os tamanhos populacionais foram correlacionados positivamente com o recrutamento dos meses imediatamente anteriores ($r^2 = 0,3$; $p = 0,04$), mas não com a sobrevivência naqueles meses ($r^2 = 0,17$; $p = 0,13$).

Fêmeas adultas ($> 20g$) foram capturadas em todos os meses. Fêmeas jovens (até 15g) e subadultas (16 a 20g) foram capturadas a partir de abril até agosto. O período reprodutivo das fêmeas foi de setembro a fevereiro, quando elas apresentaram-se grávidas ou lactantes (Figura 5).

Tabela 1. Resumo dos dados de capturas de *Gracilinanus microtarsus* na mata Ribeirão Cachoeira, Campinas, SP. Abundância relativa em relação a capturas totais de pequenos mamíferos.

	♂♂	♀♀	Total
Indivíduos Marcados	91	48	139
Capturas Totais	298	154	452
Razão Sexual (1ª. captura)	1,9*: 1		1,9* : 1
Peso Médio Adultos	33,0* $\pm$ 4,6	23,7* $\pm$ 2,2	29,97 $\pm$ 5,9
Sucesso de captura (%)	3,0	1,6	4,6
Densidade média (ind/ha)			6,0
Abundância relativa (%)			30

* Diferenças significativas $p < 0,001$

Tabela 2. Proporção sexual mensal dos indivíduos de *Gracilinanus microtarsus* capturados e valores de χ^2 (com correção de Yates) do total de machos e fêmeas.

Mês	Número de Machos	Número de Fêmeas	χ^2	<i>p</i>
Setembro 2001	31	17	3,5	0,0606
Outubro	18	7	4	0,046
Novembro	9	7	0,1	0,803
Dezembro	8	5	0,3	0,579
Janeiro 2002	4	3	0	1
Fevereiro	4	1	0,8	0,371
Março	0	1	0	1
Abril	4	3	0	1
Maio	9	6	0,3	0,606
Junho	14	12	0,03	0,845
Julho	28	19	1,4	0,243
Agosto	14	11	0,2	0,6892
Setembro	34	10	12,02	0,0005
Outubro	13	2	6,7	0,009
Novembro	3	2	0	1
Dezembro	5	11	1,6	0,211
Janeiro 2003	0	2	0,5	0,48
TOTAL	91	48	13,3	< 0,0005

Machos adultos (> 24 g) foram capturados entre setembro e janeiro do primeiro ano e julho e dezembro do segundo ano, com os picos de abundância sempre em setembro. Nenhum macho adulto marcado no primeiro período reprodutivo (setembro de 2001 a janeiro de 2002) foi recapturado no segundo ano (Figura 5).

Em agosto e setembro dois machos apresentaram o pênis exposto quando retirados da armadilha. Nos dois anos de amostragem todos os machos capturados em setembro eram adultos e apresentavam grandes (~1cm diâmetro) escrotos azulados.

De outubro a janeiro, alguns machos apresentaram troca ou perda da pelagem e tumor na região perianal (Tabela 4). O tumor consistiu de um intumescimento expressivo da porção terminal do corpo, entre o ânus e a base da cauda, sem que houvesse sinais de infestação por ectoparasitas.

O recrutamento de machos jovens (< 18g) e subadultos (18 a 24 g) ocorreu de dezembro a julho, com sobreposição de gerações apenas em dezembro e janeiro (2002) (Figura 3B).

Tabela 3, Estimativas mensais dos parâmetros demográficos de *Gracilinanus microtarsus*, estimados pelo método de Jolly-Seber, (--) casos onde a estimativa não pode ser obtida devido a limitações do método, Área efetiva da grade de captura= 5,1ha,

Meses	$\hat{N}$	Densidade (ind./ha)	Sobrevivência (Φ)	Recrutamento
S 01	--	--	0,7	--
O	39,6	7,8	0,8	2,9
N	35,1	6,9	0,4	2,6
D	15,7	3,1	0,4	2
J 02	8,8	1,7	0,6	9,9
F	15	2,9	1,0	9
M	8*	1,6	--	--
A	24	4,7	1,0	8,7
M	34,6	6,8	0,8	13,7
J	44,3	8,7	0,9	7
J	50,5	9,9	0,9	7,1
A	51,2	10,0	0,7	33,2
S	67	13,1	0,8	2
O	52,6	10,3	0,6	10,9
N	40,5	7,9	0,5	4
D	16,8	3,3	--	--
J 03	--	--	--	--

*Tamanho populacional estimado por enumeração

Indivíduos capturados em somente um mês foram considerados transientes. A proporção de machos (41,1%) nesta categoria foi proporcionalmente maior que de fêmeas (22,7%). E entre os residentes, aqueles capturados em dois ou mais meses, a proporção se inverteu, com 77,3% de fêmeas e 58,9% de machos. O tempo médio de permanência na área de captura foi maior para fêmeas (3,73 meses) em relação aos machos (2,65 meses; $t=2,62$; $p=0,09$). O máximo de permanência na área de captura foi de 13 meses para uma fêmea e 8 meses para um macho (Figura 4).

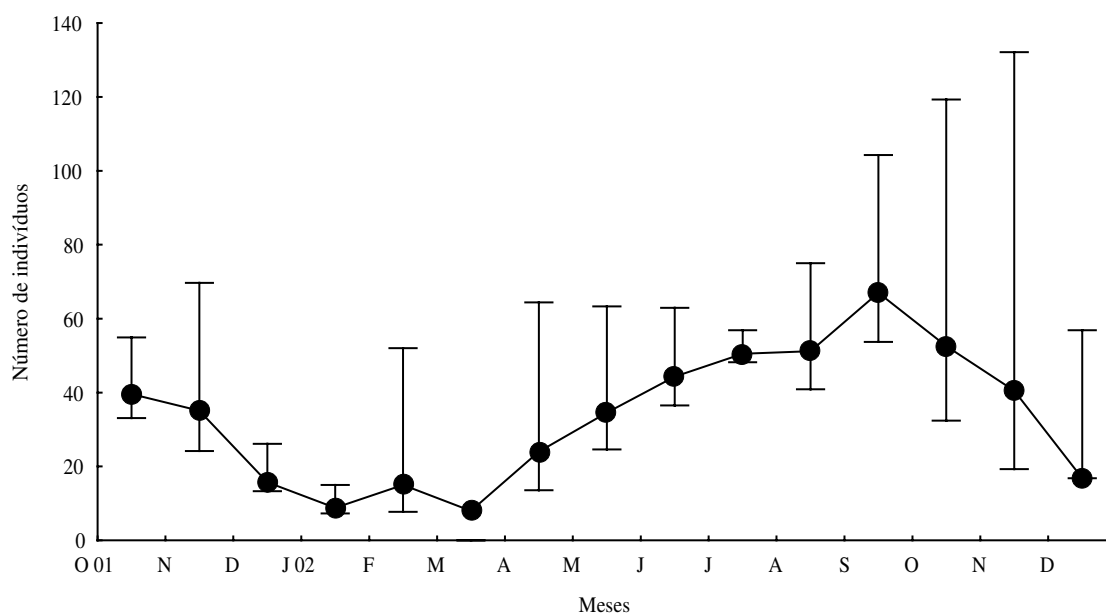


Figura 1. Tamanhos populacionais mensais (médias e intervalos de confiança) de *Gracilinanus microtarsus*, na mata Ribeirão Cachoeira, de outubro de 2001 a dezembro de 2002. O mês de março foi estimado por enumeração.

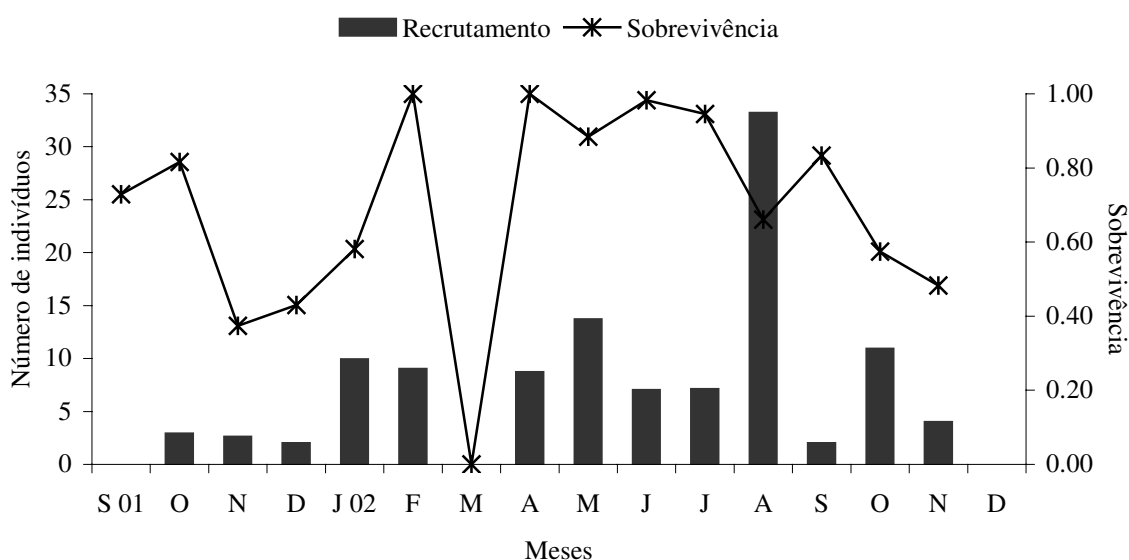


Figura 2. Recrutamento e sobrevivência mensal de *Gracilinanus microtarsus*, na mata Ribeirão Cachoeira, de setembro de 2001 a dezembro de 2002.

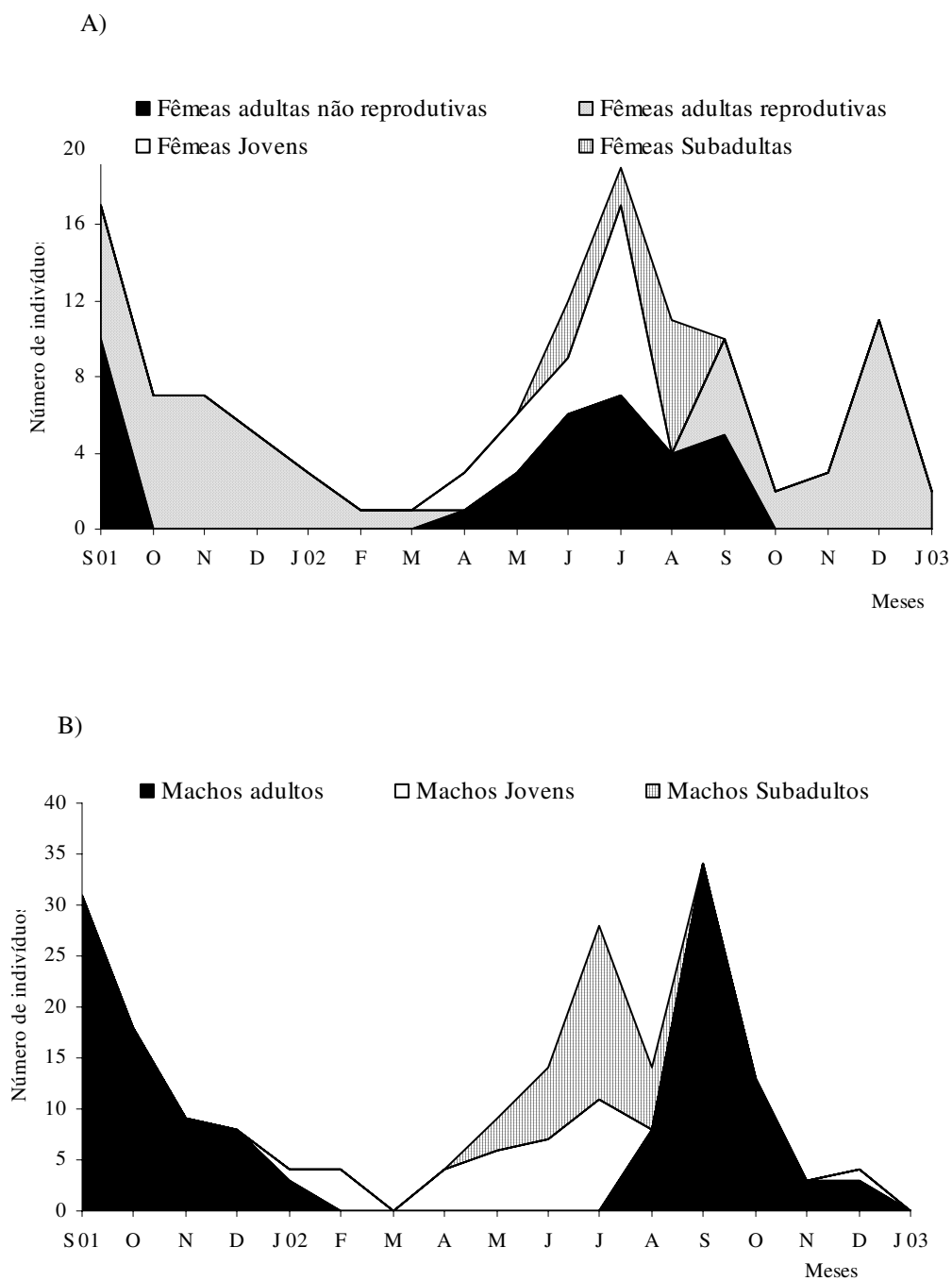


Figura 3. Diagrama etário dos indivíduos capturados de *Gracilinanus microtarsus* A) fêmeas e B) machos, na mata Ribeirão Cachoeira, de setembro de 2001 a janeiro de 2003.

Tabela 4. Ocorrência de troca (TP) ou perda (PP) de pêlos e tumor perianal (TM), em machos adultos de *Gracilinanus microtarsus*, na mata Ribeirão Cachoeira. (Proporção das capturas = número de machos apresentando a condição em relação ao número total de machos capturadas no mês).

Mês	Condição	Número do indivíduo	Peso (g)	Proporção das capturas (%)
Outubro	TP	313	32,5	7,6
	TP	362	38,5	7,6
	TP	366	25	7,6
Novembro	TP	4	30	11
	PP + TM	380	44	33,3
Dezembro	PP + TM	380	38	20
Janeiro	PP	28	32,5	25
	PP + TM	33	32,5	25
	PP + TM	69	39,5	25

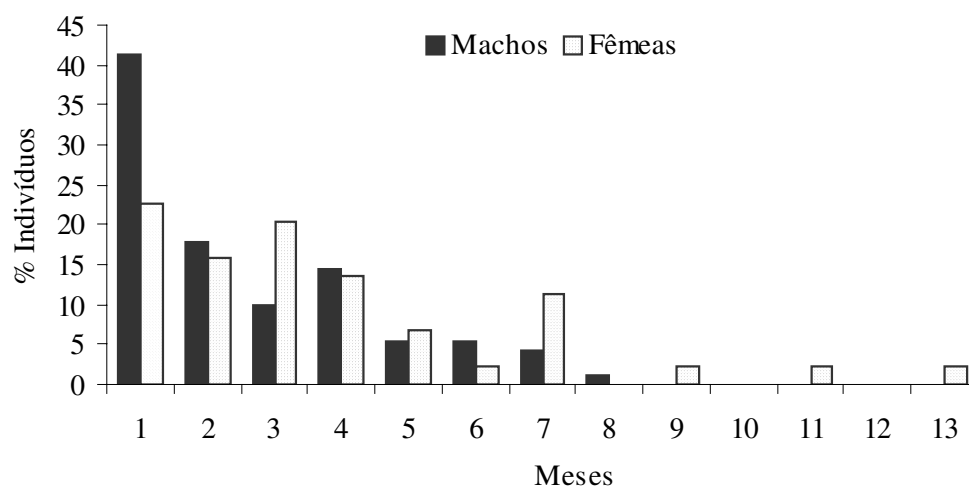


Figura 4. Tempo de permanência de machos e fêmeas de *Gracilinanus microtarsus* na grade de captura, na mata Ribeirão Cachoeira, de setembro de 2001 a dezembro de 2002.

DISCUSSÃO

Os resultados aqui apresentados, sobre ecologia populacional de *Gracilinanus microtarsus* em floresta estacional semidecídua são inéditos. O número total de indivíduos marcados, 139, foi muito superior a todos os estudos já realizados com a espécie (Tabela 5). Os dados disponíveis revelam um padrão geral de maior abundância de *Gracilinanus microtarsus* em pequenos fragmentos de floresta secundária, em contraste com a pequena abundância da espécie nas florestas de grande extensão (Tabela 5).

A abundância nas áreas pequenas e mais perturbadas certamente se relaciona a dois componentes que se completam. O primeiro é a disponibilidade de recursos da dieta. Invertebrados em geral são mais abundantes em fragmentos pequenos e perturbados (heterogeneidade espacial e microclimática), pois beneficiam-se da abundância de vegetação secundária (Didham, 1997; Antonini *et al.*, 2003). Frutos e gomas (Briani, com. pess.), os outros itens da dieta de *Gracilinanus microtarsus*, também são muito abundantes em áreas secundárias.

O segundo componente é uma baixa pressão de competição e predação, que, associada à presença de recursos, permite maior taxa de sobrevivência dos indivíduos. Competidores potenciais de *G. microtarsus* são outras cuícas, *Marmosops* sp (~50g), de hábito escansorial, e *Micoureus demerarae* (~100g), arborícola, ambas de dieta insetívora-onívora, que não ocorrem na MRC. Predadores potenciais para estas espécies ocorrem de forma efetiva na MRC. São serpentes (Boidae, Colubridae, Elapidae, Viperidae), aves (Accipitridae, Falconidae, Tytonidae, Strigidae), e muitas espécies de carnívoros de médio porte. Neste estudo (ver capítulos 3 e 4), foram registradas as principais espécies de pequenos felinos, canídeos, mustelídeos e procionídeos florestais, que utilizam estes pequenos mamíferos na dieta. *Gracilinanus microtarsus*, foi presa importante de gatos-do-mato (*Leopardus wieddi*) e da jaguatirica (*L. pardalis*) no Parque Florestal do Itapetinga, município de Atibaia (Facure-Giaretta, 2002), e no Parque Estadual da Serra do Mar (Wang, 2002).

Em fragmentos florestais de Minas Gerais, onde *G. microtarsus* foi rara ou mesmo ausente, as comunidades de marsupiais foram mais ricas, com a presença das duas outras espécies citadas (Fonseca, 1989). Em fragmentos de floresta úmida no Espírito Santo foi observado um padrão semelhante de abundância com a cuíca *Marmosops incanus* (~50g), ou seja, as maiores densidades nas menores áreas (Passamani & Fernandez, 2003).

Tabela 5, Abundância, como número de indivíduos marcados, da cuíca *Gracilinanus microtarsus* em diferentes estudos no Brasil, Entre parênteses a abundância relativa da espécie na comunidade estudada.

Área de estudo/ Ecossistema	Área (ha)	Duração (meses)	Abundância	Fonte
CN A, Brasiliense, SP/ Cerradão	73	12	75	Roselli, 1997
CN A, Brasiliense, SP/ Cerradão	73	24	91	Martins, 2004
Campinas, SP/ Fl, Semidecídua	230	17	139 (30%)	Este estudo
EE Jataí, SP/ Fl, Semidecídua	580	12	11	Talamoni & Dias, 1999*
RB Una, BA/ Fl, Úmida	< 10,000	~24	4	Pardini, 2001
PE Rio Doce, MG/ Fl Semidecídua	36,000	17	1	Stallings, 1989
PE Rio Doce, MG/ Fl Semidecídua	36,000	17	1	Fonseca, 1989
PE Intervalles, SP/ Fl, Úmida	40,000	12	12 (9,5%)	Vieira, 1999
PE Serra do Tab., SC/ Fl, Úmida	90,000	35	2 (0,2%)	Voltolini, 1997

* capturas somente no chão

A densidade média de *G. microtarsus* observada (6 ind/ha) foi a maior já registrada para floresta semidecídua, somente inferior à observada no cerradão (11 ind/ha; Martins, 2004). A média da distância máxima de deslocamento (37,5m) das cuícas, porém, foi maior na MRC do que no cerradão (28,1m; Martins, 2004). A densidade populacional de cuícas *Gracilinanus* spp. varia entre estações do ano e entre os ambientes (Tabela 6). Os resultados observados na MRC diferiram do cerradão, no mesmo período, 2001 a 2003 (Martins, 2004). Enquanto os picos populacionais (tamanho e densidade) aqui ocorreram na estação seca decorrentes do recrutamento de subadultos (em junho e julho) e adultos (em setembro), no cerradão se deu nos meses chuvosos (março e dezembro), com o recrutamento de jovens. Setembro, que em anos consecutivos mostrou os maiores tamanhos e densidades populacionais na floresta semidecídua (n = 48 e 67), foram os de tamanhos mínimos no cerradão (n = 10 e 8; Martins, 2004). Em anos anteriores na mesma área de cerradão, Roselli (1997) registrou picos populacionais na estação seca (Tabela 6).

Outra pequena cuíca, *G. agilis*, que ocorre no cerrado, também mostrou variação nos picos populacionais. No PE Porto Ferreira, os picos populacionais foram observados na estação seca (Roselli, 2003), enquanto em floresta de galeria no Distrito Federal os picos ocorreram na estação úmida (Mares & Ernst, 1995).

Tabela 6, Variação nas densidades populacionais e meses de pico de densidade de cuícas *Gracilinanus* spp. em ecossistemas florestais.

Espécie	Densidade (ind./ha)	Pico de Densidade (estação do ano)	Ecossistema	Fonte
<i>G. microtarsus</i>	13,7 – 30,8	seca	Cerradão	Roselli, 1997
<i>G. microtarsus</i>	6,3 – 22,7	úmida	Cerradão	Martins, 2004
<i>G. microtarsus</i>	2,9 – 22,3	seca	Fl. Semidecídua	Este estudo
<i>G. agilis</i>	7 – 11*	seca	Cerrado	Roselli, 2003
<i>G. agilis</i>	0,5 – 7,0	úmida	Cerrado (Fl. galeria)	Mares & Ernst, 1995

* número de indivíduos

Marmosa robinsoni, uma cuíca de florestas úmidas da Venezuela, similar à *G. microtarsus* (60g, hábitos escansoriais e dieta insetívora-frugívora) apresentou um padrão populacional muito semelhante: aumento populacional na estação seca, pelo recrutamento de jovens e subadultos que nasceram na estação anterior, e declínio populacional na estação úmida, com sobrevivência de poucos adultos e dos jovens que, por serem muito pequenos não puderam ser capturados (O’Connel, 1989).

As altas densidades de junho-julho, estação seca, refletiram uma grande movimentação dos indivíduos, principalmente jovens e subadultos. A causa desta maior movimentação pode ser a necessidade de maior procura por alimento, que nesta época é mais escasso. Outros estudos também mostraram números de capturas de *G. microtarsus* maiores na estação seca (Roselli, 1997 e Talamoni & Dias, 1999), que coincidiram com o período reprodutivo observado no cerradão por Martins (2004).

A abundância de adultos, principalmente machos, amostrados em anos consecutivos em setembro sugere que este período seja o auge da atividade reprodutiva da espécie, que se iniciou em agosto. Em estudo experimental com ninhos artificiais em floresta semidecídua em Botucatu, SP, Tubelis (2000), observou fêmeas grávidas iniciando construção de ninhos no final da estação seca, a partir do mês de setembro.

A atividade reprodutiva sazonal observada em *G. microtarsus* concorda com todos os estudos com o gênero (Martins, 2004, Roselli, 1997 e 2003; Mares & Ernst, 1995), e de forma mais ampla para marsupiais neotropicais (Lee & Cockburn, 1985; Quental *et al.*, 2001). O

grande número de capturas em setembro parece refletir a grande movimentação de machos e fêmeas em busca de parceiros para reprodução.

Fatores climáticos como o reinício das chuvas, e mudanças no fotoperíodo parecem desencadear a estação de reprodução no marsupial *Monodelphis domestica* (Cerqueira e Bergallo, 1993). Outras espécies de marsupiais devem ser igualmente influenciados por esses fatores. Em florestas semidecíduas, na estação úmida há maior oferta de recursos alimentares, insetos (Brown, 1992), e frutos (Morelato & Leitão-Filho, 1992; Santos, 1998), fator determinante para garantir a criação dos filhotes.

Razões sexuais totais desviadas para machos também foram encontradas em estudos com *G. microtarsus* (61:30; Martins, 2004) e *Marmosops paulensis* (38:15; Setz & Silva, 2002). Em cerradão as razões sexuais mensais não diferiram de 1:1, exceto em julho, mês de reprodução, quando houve predomínio de machos (Martins, 2004). O maior número de capturas de machos parece refletir a movimentação mais intensa desses à procura de fêmeas para acasalamento, como observado principalmente em setembro na MRC.

A renovação de pelagem foi observada em machos adultos de *Marmosops paulensis* (Setz & Silva, 2002), em floresta Atlântica úmida, a partir da primavera, época reprodutiva, Mares *et al.*, observaram muda de pêlos em machos adultos (n = 3), subadultos e jovens (n = 10) de *Gracilinanus agilis* em mata de galeria. As observações foram ao longo do ano, não havendo diferenças estacionais.

Martins (2004), também observou indícios de senilidade em machos após a estação reprodutiva, que foram a perda de pêlos e debilidade física. O tumor na região perianal observado neste estudo não foi relatado por aquele autor.

Lee & Cockburn (1985) relatam perda de pêlos no final do período reprodutivo em machos de *Antechinus stuartii*, um marsupial dasiurídeo (35g) australiano. Neste gênero os machos são semélparos, têm um único evento reprodutivo num período relativamente curto, e depois morrem (Wood, 1970). Didelfídeos, de forma geral, também apresentam predisposição para altos graus de senescência pós-reprodutiva (Cockburn, 1997), e semelparidade (Gonzalez & Claramunt, 2000).

A diminuição populacional observada após o período reprodutivo sugere uma mortalidade pós reprodutiva dos adultos, principalmente dos machos, que desapareceram totalmente no segundo ano do estudo na MRC. No cerradão, Martins (2004) observou tanto a

permanência de machos ($n = 4$) entre duas estações reprodutivas consecutivas quanto o total desaparecimento deles.

A semelparidade de machos ocorre obrigatoriamente na família Dasyuridae da região Australiana (Wood, 1970; Braithwaite & Lee, 1979; Lee & Cockburn, 1985; Oakwood *et al.*, 2001) e é observada também em espécies da família Didelphidae (Lorini *et al.*, 1994; Gonzalez & Claramunt, 2000; Setz & Silva, 2002). Braithwaite & Lee (1979) demonstraram que o intervalo entre a concepção e o desmame em pequenos marsupiais ($< 1\text{kg}$) é longo, quando comparados ao de mamíferos eutérios de tamanho similar. Segundo esses autores todos os mamíferos semélparos vivem em ambientes sazonais. Esses dois fatores selecionaram um padrão de reprodução de monoestro, sincronia de estro e um curto período de acasalamento. A intensa competição entre machos durante este curto período de acasalamento, combinada com a baixa probabilidade de sobrevivência dos machos para a próxima estação reprodutiva resulta na estratégia dos machos investirem todo esforço reprodutivo num único evento (Kraaijeveld *et al.*, 2003).

A alta longevidade de algumas fêmeas, revelada pela permanência na área de captura, não foi observada no cerradão (Roselli, 1997, Martins, 2004). A longevidade de fêmeas de alguns didelfídeos pequenos ($< 100\text{g}$), como *Marmosa robinsoni*, *Monodelphis brevicauda* e *Marmosa incana* (= *Marmosops incanus*) é maior que a dos machos (Lee & Cockburn, 1985; Persson *et al.*, 1994), e está relacionada ao período de cuidado aos filhotes. Este padrão também é semelhante aos dasiurídeos, cujas fêmeas sobrevivem por mais seis meses após o acasalamento (Lee & Cockburn, 1985).

Os dados de *Gracilinanus microtarsus* contribuem para o melhor conhecimento da ecologia e história de vida dos marsupiais neotropicais e revelam semelhanças destes com marsupiais dasiurídeos australianos, como a estratégia de semelparidade sugerida para machos, hipótese que foi corroborada pela redução de machos após a reprodução e o desaparecimento dos indivíduos marcados no segundo ano.

CAPÍTULO 3

MAMÍFEROS EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA ATLÂNTICA SEMIDECÍDUA: AVALIAÇÃO DE RIQUEZA, ABUNDÂNCIA E DENSIDADE POR CENSOS DIURNOS.

MAMÍFEROS EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA ATLÂNTICA SEMIDECÍDUA: AVALIAÇÃO DE RIQUEZA, ABUNDÂNCIA E DENSIDADE POR CENSOS DIURNOS.

RESUMO

A comunidade de mamíferos de médio porte da mata Ribeirão Cachoeira, 230 ha, no município de Campinas, SP, foi avaliada através de censos diurnos por transectos lineares ao longo de um ano. O método consistiu em percorrer trilhas no interior na floresta numa marcha silenciosa, lenta e constante para o avistamento dos animais. Indícios indiretos como pegadas, fezes, arranhados em troncos, fuçados e vocalizações, obtidos dentro e fora da mata, e entrevistas com moradores locais foram usados como indicativo da presença das espécies. A riqueza de espécies foi dada pela somatória dos avistamentos e registros indiretos. A abundância foi calculada através da taxa de avistamentos, calculada como número de avistamentos por 10 quilômetros percorridos. As densidades populacionais foram estimadas com o programa Distance 4.0. Em doze meses, foram percorridos 271 quilômetros e obtidos 152 avistamentos diretos. A riqueza total obtida foi de 23 espécies, nove espécies de carnívoros: cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*), lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), onça-parda (*Puma concolor*), jaguatirica (*Leopardus pardalis*), jaguarundi (*Herpailurus jaguaroundi*), gato-do-mato (*Leopardus* spp.), irara (*Eira barbara*), lontra (*Lontra longicaudis*), furão (*Galictis* cf. *vittata*), mão-pelada (*Procyon cancrivorous*), quati (*Nasua nasua*), e cachorro doméstico (*Canis familiaris*); quatro espécies de primatas: sagüi-de-tufos-brancos (*Callithrix jacchus*) espécie não-nativa da região, sauá (*Callicebus nigrifrons*), macaco-prego (*Cebus nigritus*) e bugio (*Alouatta guariba*); três espécies de roedores: capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*), ouriço (*Coendou villosus*) e esquilo (*Sciurus aestuans*); uma espécie de artiodáctilo, o veado (*Mazama* sp.); um xenarthra, o tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*), e um lagomorfo, o tapiti (*Sylvilagus brasiliensis*). O tamanho médio de grupo em bugios foi 3,5 indivíduos (n=103) e em sagüi, 3,6 indivíduos (n=20). A densidade populacional de bugios, sagüis e esquilos foi intermediária aos valores observados em outros fragmentos, sendo mais semelhantes a fragmentos maiores que a MRC. A mata Ribeirão Cachoeira apresentou riqueza expressiva, com a presença de espécies de médio e grande portes, oito ameaçadas e duas provavelmente ameaçadas de extinção. Entretanto as

populações são pequenas, e, a menos que medidas conservacionistas sejam tomadas, as espécies estão altamente susceptíveis à extinção.

INTRODUÇÃO

O conhecimento da riqueza, composição, abundância e densidades de espécies animais e vegetais da floresta Atlântica é de extrema importância para orientar os esforços de conservação desse bioma. No estado de São Paulo, essas informações são ainda mais urgentes para as florestas do planalto, ou semidecíduas, que foram dizimadas nos últimos 150 anos, e hoje ocorrem em somente 2% de sua área original (Viana & Tabanez, 1996; ver Introdução Geral da tese).

Avaliar riqueza, abundância e densidades de mamíferos florestais de médio porte é uma tarefa árdua. A maior parte das espécies tem hábitos noturnos e solitários, são animais ariscos e ocorrem em baixas densidades (Wemmer *et al.*, 1996; Emmons & Feer, 1997). Uma pequena parte tem hábitos diurnos e podem ainda formar grupos sociais, o que facilita a observação e estudo. Várias metodologias são necessárias, então, para que se consiga informações sobre as espécies, sua distribuição e abundância.

Um método para quantificar abundância e densidades populacionais é o censo ou contagem de indivíduos (Wilson & Delahay, 2001), baseado na detecção silenciosa dos animais ao longo de trilhas dentro da área de estudo. Este método é muito utilizado para avaliar populações de primatas em florestas tropicais (Whitesides *et al.*, 1988; Peres 1999; González-Sóliz *et al.*, 2001; Martins, 2003), porque a maior parte das espécies é bem visível, todas arborícolas, e andam em grupos. Mamíferos terrestres de médio e grande portes também têm sido avaliados por censos, tanto diurnos (Cullen, 1997), como diurnos e noturnos (Chiarello, 1999). Os censos noturnos são particularmente importantes para a avaliação da abundância dos mamíferos médios e grandes, uma vez que o período de atividades da vasta maioria das espécies são ativas a partir do crepúsculo e / ou noturnas, e a procura nesse período aumentam as chances de encontro.

O objetivo do censo é estimar a densidade de uma amostra da população de interesse numa área definida para obter a população total de uma área maior (National Research Council, 1981). Quando utilizando um transecto ou trilha a área recenseada é obtida

multiplicando-se o comprimento total da trilha pela sua largura, uma distância fixa ou variável dentro da qual é possível visualizar os indivíduos ou grupos (National Research Council, 1981). O método de censo por transectos lineares é o mais indicado e um dos mais utilizados em estudos de densidades populacionais em mamíferos (Emmons, 1984; Cullen Jr. & Rudran, 2003). Este método consiste em percorrer trilhas/ transectos do ambiente em uma velocidade lenta e constante, registrando os avistamentos das espécies. A cada avistamento registra-se a distância perpendicular entre o primeiro animal avistado e a trilha, ou alternativamente, a distância entre o observador e o animal (distância de detecção) e o ângulo entre o animal e a trilha (ângulo de detecção).

O método de transectos lineares possui alguns pressupostos (Buckland *et al.*, 2001): a) a detecção é máxima sobre a trilha ($g(0) = 1$); b) animais são detectados em sua localização inicial, e nunca são contados duas vezes; c) as distâncias e ângulos são medidos com exatidão, evitando erros de medidas; d) cada avistamento é um evento independente. A exatidão nas medidas da distância de avistamento, que vão fornecer a largura do transecto, deve ser máxima quanto mais próximo à trilha, porque o comportamento dos estimadores é muito dependente da distribuição de frequências dessas distâncias nas faixas mais próximas à trilha. Já os erros de medidas das distâncias de objetos longe da trilha são menos prejudiciais às estimativas porque têm menos influência na função de probabilidade de detecção (Peres, 1999).

A metodologia dos transectos lineares é muito utilizada também porque foi desenvolvido um programa computacional, Distance, para a análise dos dados, que fornece as estimativas de densidade e tamanho populacional e os intervalos de confiança associados (Buckland *et al.*, 2001; Thomas *et al.*, 2003). Além disso este programa é de acesso livre e fácil de trabalhar. Uma restrição do programa, no entanto, é que a confiabilidade das estimativas aumenta com o número de avistamentos, e um mínimo de quinze a vinte registros é o aconselhável para as análises. A obtenção de um número mínimo de avistamentos de mamíferos em florestas é difícil (Lopes & Ferrari, 2000), mesmo com a realização de censos noturnos e diurnos (Chiarello, 1999). Exceções ocorrem com primatas e esquilos, quando é possível obter avistamentos suficiente para o programa (Chiarello, 2000; Martins, 2003).

Na impossibilidade de calcular as densidades uma alternativa é estimar a abundância das espécies através de uma taxa de avistamentos, que corresponde ao número de avistamentos de cada espécie por 10 quilômetros de trilhas percorridas. Essa medida pode ser usada entre áreas para comparação das abundâncias da espécies (Cullen Jr. *et al.*, 2000).

OBJETIVOS

Com o objetivo geral de avaliar a composição da comunidade de mamíferos da MRC este capítulo estudou a comunidade de mamíferos de médio porte através de censos diurnos. Os objetivos específicos foram:

Quantificar a riqueza de espécies de mamíferos de médio porte, ativos no período diurno ou em alguma parte deste período;

Determinar abundância relativas e densidades populacionais das espécies;

Determinar tamanhos de grupos em primatas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado na mata Ribeirão Cachoeira, remanescente de floresta estacional semidecídua de 230 ha, no município de Campinas, SP, entre novembro de 2002 e novembro de 2003. Para caracterização mais detalhada do fragmento e seu contexto consultar a Introdução Geral da tese.

Metodologia

A avaliação da abundância de mamíferos diurnos da MRC foi feita através de censos mensais, por transectos lineares (Buckland *et al.*, 2001, Cullen Jr & Rudran, 2003). O censo consistiu em percorrer trilhas (transectos) longitudinais e transversais da mata numa marcha silenciosa e lenta, com velocidade média de 1 km/h, para a observação de mamíferos com atividade diurna, total ou parcial.

A unidades amostrais foram quatro trilhas, com 1 a 2 metros de largura, existentes ou abertas para esta finalidade, dentro da MRC, que totalizaram 8.900 metros (Tabela 1; ver Figura 1 na Introdução Geral). As trilhas mais percorridas foram a TE e TR longitudinais à mata. No total foram percorridos 271 quilômetros de trilhas de novembro de 2002 a novembro de 2003, exceto em janeiro e outubro, quando não houve amostragem.

O período de amostragem do censo foi entre 07:00 e 12:00 e entre 13:00 e 17:00 horas. A cada avistamento era anotado, em formulário específico, a hora, o ponto da trilha, a espécie,

Tabela 1. Extensão das unidades amostrais (trilhas) e distância total percorrida no censo diurno na mata Ribeirão Cachoeira, Campinas, SP, de novembro de 2002 a novembro de 2003.

Unidades amostrais (trilhas)	Extensão (metros)	Total percorrido (km)
Trilha da encosta (TE)	3.600	85,6
Trilha do rio (TR)	3.700	169,0
Trilha A e fazenda	1.600	16,6
Total	8.900	271,2

o número de indivíduos avistados, o sexo e a idade (principalmente para primatas), a distância perpendicular de avistamento (do primeiro animal avistado até o centro da trilha) e o ângulo de avistamento (entre o animal e a trilha, obtida com uma bússola).

Indícios de mamíferos como pegadas, fezes, arranhados em troncos, “fuçados” no solo, dentro e fora das trilhas do censo, e vocalizações também foram registrados como evidência de presença da espécie.

Foram feitas entrevistas (Anexo 2) com moradores do entorno da MRC (Condomínio Colinas do Atibaia) para contabilizar as espécies avistadas no entorno da mata, e para caracterizar as atividades locais. Como auxílio no reconhecimento das espécies, para cada entrevistado era mostrada uma prancha com desenhos dos mamíferos de ocorrência potencial na MRC. Somente as informações sobre espécies avistadas foram utilizados neste capítulo.

Análise dos dados

A abundância das espécies foi estimada através da taxa de avistamentos, que consiste no número de avistamentos para 10 quilômetros percorridos (National Research Council, 1981).

Para estimar as densidades populacionais foi utilizado o programa DISTANCE 4.0 (Thomas *et al.*, 2003), com espécies que tiveram um número de avistamentos maior ou igual a 15. Ocasionalmente, características topográficas da trilha (encosta e vale) permitiram avistamentos a grandes distâncias (≥ 25 metros). Para evitar que esses registros pudessem produzir estimativas desviadas, a largura máxima considerada foi a que contivesse $> 50\%$ dos avistamentos.

RESULTADOS

Riqueza e abundância de espécies

Foram registradas 23 espécies de mamíferos de médio porte na MRC, incluindo uma doméstica, 11 através do censo e 12 por outros métodos (Tabela 2).

Em 152 encontros, foram avistados nove espécies de mamíferos: quatro primatas (Callithrichidae, Pitheciidae, Cebidae e Atelidae), três carnívoros (Canidae, Mustelidae) e dois roedores (Sciuridae e Hydrochaeridae) (Tabela 3). Através de indícios foram registradas onze espécies, três (*C. thous*, *E. barbara* e *H. hydrochaeris*) das quais foram também avistadas no censo. Os indícios mais frequentes foram as pegadas.

Fora do censo foram avistados na borda da mata, um jaguarundi (*Herpailurus yaguaroundi*) e dois cachorros-do-mato (*Cerdocyon thous*, juvenil e adulto), além de fezes de tapiti (*Silvilagus brasiliensis*). Dentro da mata foram avistados um ouriço (*Coendou villosus*), um gato-do-mato *Leopardus* sp. e um veado *Mazama* sp. (F. Fabri, com. pess.).

O furão (*Galictis cuja*), o quati (*Nasua nasua*) e o lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) foram acrescentados por entrevistas com moradores locais. A presença do lobo-guará é citada na área de pastagens na porção norte do limite da mata. Moradores locais notificaram a morte de um bugio por choque elétrico nas imediações da mata em novembro de 2002 e o atropelamento de um gato-do-mato na estrada paralela à mata (caminho 1) em maio de 2003, fatos que foram confirmados.

O bugio (*Alouatta guariba*) foi a espécie mais abundante no censo, apresentando taxa de avistamento muito superior às demais espécies (Tabela 3). Sagüis-de-tufos-brancos, *Callithrix jacchus* (espécie introduzida na área), e esquilos, *Sciurus aestuans*, foram avistados em 20 e 15 ocasiões, respectivamente, o que representou abundâncias médias. As demais espécies foram raras, com taxas de avistamento $\leq 0,1$ encontro/10 km (Tabela 3).

O sagüi-da-serra-escuro, *Callithrix aurita*, nativo da região não foi observado na MRC, reforçando sua extinção local.

O número de espécies avistadas estabilizou-se com 180 km percorridos, mas a detecção de espécies por indícios cresceu até o final da amostragem (Figura 1).

Tabela 2. Mamíferos de médio e grande porte, avistados, ouvidos, citados por moradores ou cujos indícios foram encontrados na MRC, Campinas, SP. *Status*: A = ameaçado de extinção; PA = provavelmente ameaçado.

Espécie*/ Ordem	Nome comum	Status (SMA, 1998)	Modo de detecção
Xenarthra			
<i>Dasypus novemcinctus</i>	Tatu-galinha	--	c,p,e
Primates			
<i>Callithrix jacchus</i>	Sagüi-tufos-brancos	--	a, o, e
<i>Callicebus nigrifrons</i>	Sauá	A	a, o
<i>Cebus nigratus</i>	Macaco-prego	--	a, o
<i>Alouatta guariba</i>	Bugio	A	a, o, e, c
Carnivora			
<i>Cerdocyon thous</i>	Cachorro-do-mato	--	a, p, f, e
<i>Canis familiaris</i>	Cachorro-doméstico	--	a, o, p
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Lobo-guará	A	e
<i>Puma concolor</i>	Onça-parda	A	e, s
<i>Leopardus pardalis</i>	Jaguaririca	A	p, e
<i>Leopardus spp</i>	Gato-do-mato	A	p, f, e, c
<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	Jaguarundi	Pa	a ¹ , e
<i>Lontra longicaudis</i>	Lontra	A	p, f
<i>Eira barbara</i>	Irara	--	a, f,
<i>Galictis cuja</i>	Furão	--	e
<i>Procyon cancrivorous</i>	Mão –pelada	Pa	p, f
<i>Nasua nasua</i>	Quati	--	e
Artiodactyla			
<i>Mazama cf. guazoubira</i>	Veado	--	p,f, e
Rodentia			
<i>Sciurus aestuans</i>	Esquilo	--	a, e
<i>Coendou villosus</i>	Ouriço	--	a ¹ , e
<i>Agouti paca</i>	Paca	A	p, e
<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>	Capivara	--	a, p, e
Lagomorpha			
<i>Silvilagus brasiliensis</i>	Tapiti	--	c, f, e

Abreviaturas: (a) avistamentos; (c) carcaça; (f) fezes; (p) pegadas; (s) arranhados; (e) citado por moradores do entorno; (o) vocalizações ouvidas. (a¹= avist. fora do censo)

Nomenclatura segue Eisenberg & Redford, 1999, exceto primatas que segue Rylands *et al.*, 2000.

Tabela 3. Número de avistamentos de grupos de primatas ou indivíduos de outros mamíferos/ 10 km de censo por transectos lineares na mata Ribeirão Cachoeira, Campinas, SP.

Ordem/Família	Espécie	Nome comum	Avistamentos/10 km (n°. avistamentos)
<u>Primates</u>			
Callithrichidae	<i>Callithrix jacchus</i>	sagüi-tufos-brancos	0,74 (20)
Pitheciidae	<i>Callicebus nigrifrons</i>	sauá	0,07 (2)
Cebidae	<i>Cebus nigrinus</i>	macaco-prego	0,22 (6)
Atelidae	<i>Alouatta guariba</i>	bugio	3,80 (103)
<u>Carnivora</u>			
Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	cachorro-do-mato	0,04 (1)
	<i>Canis familiaris</i>	cachorro-doméstico	0,04 (1)
Mustelidae	<i>Eira barbara</i>	irara	0,11 (3)
<u>Rodentia</u>			
Sciuridae	<i>Sciurus aestuans</i>	esquilo	0,55 (15)
Hydrochaeridae	<i>Hydrochaeris</i>		
	<i>hydrochaers</i>	capivara	0,04 (1)
Total			5,60 (152)

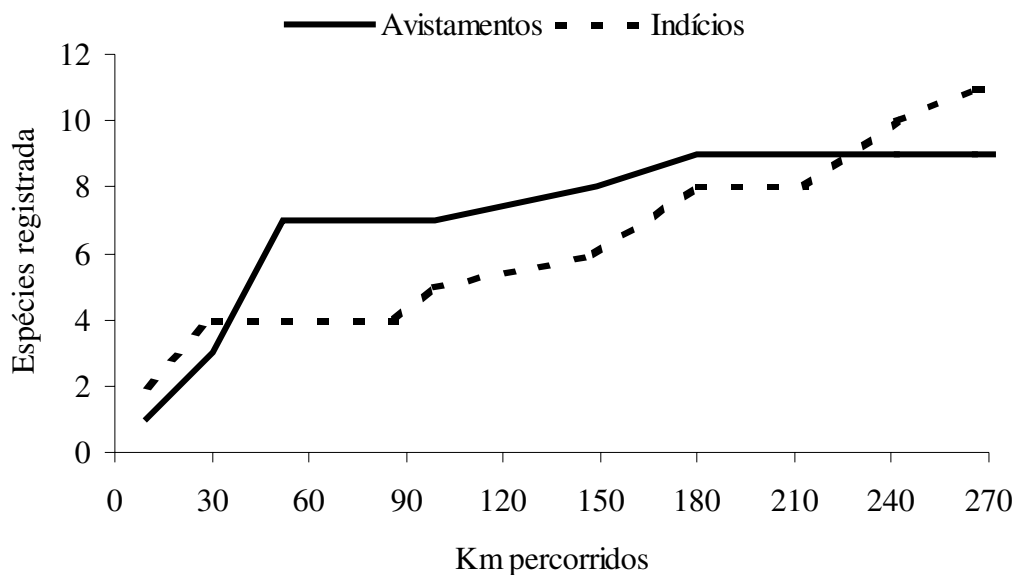


Figura 1. Curvas cumulativas de detecção direta (avistamentos) e indireta (indícios) para mamíferos na mata Ribeirão Cachoeira, Campinas, SP. Somente registros das trilhas.

Tamanhos de grupo e distâncias de avistamento

O tamanho médio de grupo de bugios foi de 3,51 ($\pm 1,69$ DP; variação de 1-8), e em sagüi, 3,65 indivíduos ($\pm 1,725$ DP; variação de 1-7; Figura 2).

Somente um macho adulto do macaco-prego, *Cebus nigrinus*, foi avistado, em seis ocasiões. Em três delas o animal acompanhava pacificamente grupos de bugios (três diferentes grupos), numa distância inferior a cinco metros. Em 1998, cinco anos antes do censo, um casal de macacos-prego foi avistado na trilha A, cerca de 50 metros do riacho.

Sauás, *Callicebus nigrifrons*, foram os primatas mais raros ($n=2$): um macho solitário e um grupo de quatro indivíduos. Ambos avistamentos ocorreram em pontos próximos (TE 400 e TE800) na trilha da encosta, o que sugeriu que o macho “solitário” poderia pertencer ao grupo. Vocalizações foram ouvidas com pouca frequência durante o censo e durante o trabalho com os pequenos mamíferos (2001-2002). Em 2000 um indivíduo foi observado no período da manhã, na trilha do rio.

Em dois dos catorze avistamentos de esquilos, *Sciurus aestuans*, foram observados dois indivíduos juntos. Durante os 17 meses de armadilhamento, esquilos foram avistados sete vezes na área da grade de captura, sendo que em três delas haviam dois e três indivíduos juntos. Dois indivíduos foram capturados em armadilhas de subosque, em Agosto de 2001. Durante um estudo anterior na MRC (Gaspar, 1997) esquilos foram avistados com frequência, alimentando-se de frutos de gerivá, *Siagrus romanzoffiana*.

A distância de avistamento dos bugios variou de zero a 40 metros (média=13,54 metros, $\pm 10,15$ DP), com maior frequência até 10 metros (Figura 3). Os avistamentos a 40 metros foram registrados em locais de encosta do morro.

Para os sagüis e os esquilos as distâncias variaram de zero a 25 metros ($6,9 \pm 6,57$ DP e $5,35 \pm 6,14$ metros, respectivamente), ambos com maior frequência até 9 metros (Figura 3).

No único encontro com cachorro doméstico, dois indivíduos andavam juntos, próximos ($< 100\text{m}$) à borda da mata. Moradores do entorno relataram a perseguição de veados (fêmea com filhotes) e tatus por grupos de cachorros domésticos, na borda e no interior da mata. A predação de um bugio por cachorros domésticos em uma chácara no entorno da mata também foi relatada.

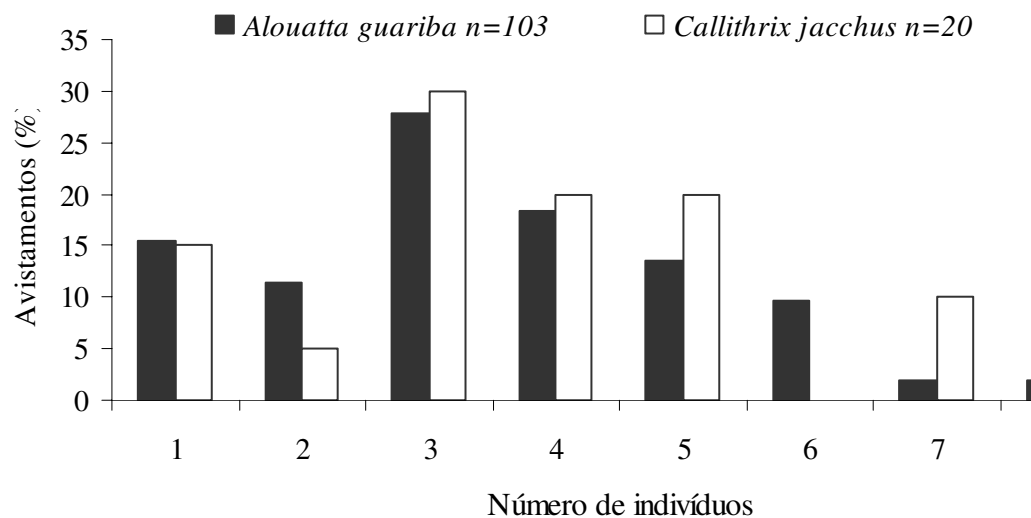


Figura 2. Distribuição dos tamanhos de grupo de duas espécies de primatas na mata Ribeirão Cachoeira, Campinas, SP.

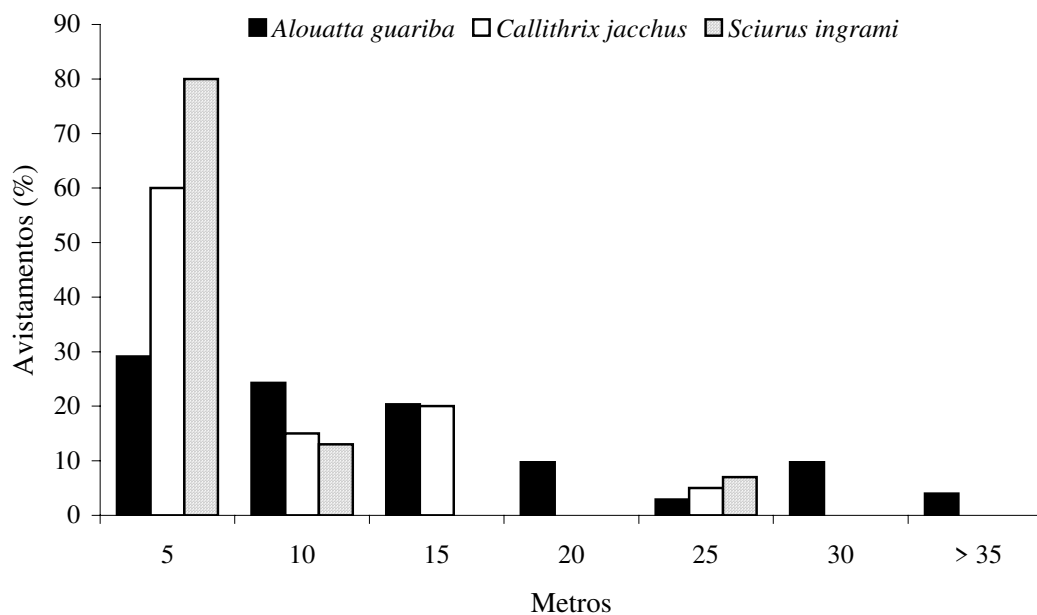


Figura 3. Distribuição das distâncias de avistamentos no censo de mamíferos da mata Ribeirão Cachoeira, Campinas, SP.

Densidades Populacionais

A partir da distribuição das frequências de avistamento (Figura 3), selecionou-se a largura máxima de avistamento de 10 metros, que correspondeu a 53% dos avistamentos de bugio, 75% de sagüi e 93% de esquilos. O modelo de melhor ajuste, com o menor AIC (critério de informação Akaike), gerado pelo programa Distance foi o semi-normal, para as três espécies.

A densidade média para bugios foi estimada em 9,9 grupos/ Km², e 37,08 ind./ Km². O número de indivíduos total da MRC foi estimado em 85 (Tabela 4), ou 22,77 grupos de bugios. Esta estimativa, no entanto pode estar superestimada pois o fragmento apresenta clareiras onde os bugios não ocorrem.

A densidade média de saguis foi 3,7 grupos/ Km², e 14,9 ind/ Km² (Tabela 4). O número de indivíduos estimado foi 34 (Tabela 4). A MRC abriga, assim, cerca de 8,51 grupos. Como sagüis utilizam áreas de clareira e mata baixa esta estimativa parece boa.

A densidade de esquilos foi de 4,2 e o tamanho populacional 10 indivíduos (Tabela 4).

Tabela 4. Estimativas populacionais e intervalos de confiança (95%) para as espécie com maior número de avistamentos (N) na mata Ribeirão Cachoeira, Campinas, SP.

Espécie	Densidade (grupo/Km²)	Densidade (ind/Km²)	Tamanho populacional	N
<i>Alouatta guariba</i>	9,92 (2,4 – 40,8)	37,08 ± 6,9 (25,6 – 53,7)	85 ± 15 (59 – 123)	54
<i>Callithrix jacchus</i>	3,74 (1,8 - 7,6)	15,0 (7,1 – 31,7)	34 ± 12,8 (16 - 73)	15
<i>Sciurus aestuans</i>	---	4,2 ± 1,6 (1,8 – 9,3)	10 ± 3,8 (5 – 23)	14

DISCUSSÃO

Riqueza e abundância de espécies

O número total de espécies registrado na MRC foi alto, levando em conta sua área reduzida, o estado de isolamento, e a paisagem modificada da região. A riqueza de espécies foi superior àquela de importantes remanescentes de floresta semidecídua do interior de São Paulo como os da Fazenda Barreiro Rico (Martins, 2003) e os do pontal do Paranapanema (Cullen, 1997), com esforços de amostragem semelhantes (Tabela 5). Fragmentos de tamanhos semelhantes de floresta úmida no Espírito Santo (Chiarello, 1999) também foram menos ricos que a MRC (Tabela 5). O número elevado de espécies foi devido principalmente à maior riqueza de carnívoros.

A presença das várias ordens de mamíferos de médio porte, especialmente carnívoros, primatas e roedores, herbívoros, frugívoros e carnívoros, demonstra o valor de conservação deste pequeno fragmento florestal (Turner & Corllet, 1996; Chiarello, 1999). A ausência dos grandes frugívoros terrestres, como a anta (*Perissodactyla*), o cateto e a queixada (*Artiodactyla*) em pequenos fragmentos (Tabela 5) é esperada, uma vez que essas espécies necessitam de grandes áreas de floresta (queixadas: 59,3 a 17,7 km²; catetos: 2,1 a 5,9 km², Fragoso, 1994 *apud* Eisenberg & Redford, 1999), para obterem frutos em quantidade necessária. Hoje na região de Campinas catetos são encontrados somente em áreas de floresta densa na serra do Japí, onde formam pequenos grupos (Marinho-Filho, 1992).

Primatas foram os mamíferos de médio porte mais avistados na MRC (86,2% do total). A presença de quatro espécies de primatas distingue a MRC da reserva de Santa Genebra, o fragmento de área semelhante de Campinas, onde somente o bugios e o macaco-prego ocorrem. A taxa de avistamento do bugio (que correspondeu a 67,8% do total de avistamentos) foi o maior registrado em fragmentos de mata Atlântica em São Paulo e no Espírito Santo (Tabela 5). Esta abundância será discutida em detalhes mais adiante, no item de densidades populacionais.

A presença de sagüi-do-tufo-branco, nativo do nordeste, reflete a situação da maior parte dos remanescentes de mata da região de Campinas (Obs. pess.). Essa espécie era criada em fazendas de Souzas na década de 1980 (L.O.M. Machado, com. pess.), e nesses 25 anos podem ter se expandido. Indivíduos criados como animais de estimação (traficados do nordeste) também podem ter sido soltos nas matas locais. A abundância desse sagüi foi

Tabela 5. Taxas de avistamentos de mamíferos silvestres em fragmentos da floresta Atlântica menor que 20km².

Espécie	Barreiro Rico ^a (3,5 – 12 km ²)	Pontal do Paranapanema ^b (17 - 21 km ²)	Espírito Santo ^c (2,1- 2,6 km ²)	Este estudo MRC (2,3 km ²)
<i>Callithrix spp.*</i>	0,15 – 0,23	--	0 - 0,20	0,74
<i>Callicebus nigrifrons</i>	0,29 – 0,08	--	1,02 – 0,22	0,07
<i>Cebus nigratus</i>	0,59 – 2,29	0,68 - 1,29	1,23 - 2,19	0,22
<i>Alouatta guariba</i>	0,57 – 2,21	0,84 - 1,89	0 – 0,22	3,80
<i>Cerdocyon thous</i>	0,57	--	p	0,04
<i>Eira barbara</i>	0,15	p	0 - 0,22	0,11
<i>Sciurus aestuans</i>	0,08 – 0,29	0,02 - 1,27	2,85 – 3,68	0,55
<i>H. hydrochaeris</i>	p	p	--	0,04
Riqueza total	18	13 – 16	12 - 19	22
Primatas	2 - 5	3	3 - 4	4
Carnívoros	5	3 - 6	2 - 7	11
Xenarthra	2	1	2 - 3	1
Roedores	2	3	3 – 4	4
Lagomorpha	1	1	0 – 1	1
Artyodactyla	2	1 - 3	1	1
Perissodactyla	0	0 - 1	0	0

^a Martins, 2003; ^b Cullen, 1997; ^c Chiarello, 1999: p = presente mas não avistado no censo

* B. Rico = *C. aurita*; E. Santo = *C. geoffroyi*; MRC = *C. jacchus*.

comparativamente maior à de espécies nativas mesmo em fragmentos pequenos (Tabela 5). Stevenson & Rylands (1988) citam que *C. jacchus* é naturalmente abundante em fragmentos do nordeste. Esta característica certamente está relacionada à sua capacidade de colonizar ambientes perturbados e com forte influência antrópica. A estimativa obtida, no entanto deve ser analisada com cautela, uma vez que o número de avistamentos foi reduzido.

O sagüi-da-serra-escuro, *C. aurita*, original da região e aparentemente extinto das matas de Campinas, foi avistado em um pequeno fragmento (<80ha) no limite sudeste da APA Souzas-Joaquim Egídio, no município de Itatiba (F. Umetsu, com. pess.). Esta espécie é considerada em perigo de extinção no estado de São Paulo (SMA, 1998), e vulnerável ao longo de sua distribuição (IBAMA, 2003). A maior população regional de *C. aurita* ocorre na serra do Japí (Marinho-Filho, 1992), embora naquela área ocorram também *C. jacchus* e *C. penicillata* (Obs. pess.), o que deve comprometer mais ainda sua situação de conservação.

As baixas densidades do sauá e do macaco-prego foram mais semelhantes a

fragmentos de 12 km² (Tabela 5). O macaco-prego é uma espécie generalista abundante em fragmentos pequenos. Na floresta Atlântica a densidade do macaco-prego é muito alta em fragmentos de 8,31 a 47,92 ind/ km² (Cullen, 1997; Martins, 2003), podendo superar as demais espécies de primatas locais (Pinto *et al.*, 1993). Na Reserva de Santa Genebra, Gobbo (2003) registrou grande abundância (8,6 ind/10km) e uma densidade recorde (76,5 – 316,8 ind/km²) para espécie.

A ocorrência do macaco-prego na MRC não parece natural, devido à raridade de avistamento e à inexistência de grupos. Nos anos anteriores ao censo, período em que a MRC foi regularmente visitada para estudos de ecologia do bugio (Gaspar, 1997; Gaspar *et al.*, 2002), somente dois macacos-prego foram avistados numa única ocasião, e nenhuma vocalização foi ouvida. Uma explicação provável é que esses indivíduos também tenham sido introduzidos na MRC.

O sauá é uma espécie de hábitos crípticos, de difícil detecção. Formam pequenos grupos familiares que se deslocam rápido e sutilmente, características que dificultam sua detecção durante o censo (Martins, 2003; Obs. pess.). Na MRC as vocalizações ouvidas provêm principalmente da área da escosta, onde ocorreram os dois avistamentos, o que sugere uso diferencial da mata, e uma pequena população presente na área.

De acordo com Kinzey (1981) *C. personatus* utiliza muitos tipos de habitats e provavelmente é a espécie mais flexível do gênero. Em Barreiro Rico, SP, sauás também foram pouco abundantes e até mesmo ausentes no menor fragmento (~250 ha; Martins, 2003). Em Campinas, na área da APA, sauás têm sido observados e ouvidos em pequenos fragmentos de mata secundária (<30ha) (K.S. Brown Jr, com. pess.; Obs. pess.).

A baixa densidade do sauá pode estar relacionada à dieta principalmente frugívora da espécie (Heiduck, 1997). Frutos são itens alimentares mais raros, irregularmente distribuídos no espaço e no tempo, mais disponíveis na estação úmida (Morellato & Leitão-Filho, 1992), e espécies com esta dieta possuem áreas de vida maiores a espécies com dietas mais folívoras ou generalistas (Milton & May, 1976; Chiarello, 2000). Aliada à limitação de área e recursos alimentares (frutos), outra explicação para as baixas densidades de sauá em pequenos fragmentos é que as populações estão mais sujeitas à predação por mesopredadores, principalmente pequenos felinos (Chiarello & Mello, 2002). Devido à ausência dos predadores de topo em pequenos fragmentos as populações dos mesopredadores aumentam significativamente, a chamada liberação de mesopredadores (Palomares *et al.*, 1995),

causando impactos negativos em espécies de primatas, pequenos mamíferos e também aves (respectivamente: Chiarello & Mello, 2002; Fonseca & Robinson, 1990; Crooks & Soulé, 1999).

Embora rica, a comunidade de primatas da MRC, exceto pelo bugio, é pouco abundante, e conta com uma espécie exótica. Estudos que avaliem a ocorrência das espécies e sua abundância na região são fundamentais para a conservação da MRC e do conjunto regional de remanescentes florestais da APA.

A riqueza de carnívoros da MRC superou todos os outros fragmentos de até 20 km² de floresta Atlântica, onde foram realizados censos de mamíferos (Tabela 5). Das 11 espécies que habitam a MRC, sete possuem alguma ameaça de extinção no estado de São Paulo (Tabela 4; SMA, 1998). Em relação à Reserva de Santa Genebra, que possui cinco espécies de carnívoros (um canídeo, dois felídeos, um mustelídeo e um procionídeo; Monteiro-Filho, 1995; W.R. Silva, com. pess.) a riqueza da MRC é muito superior.

Dois carnívoros de grande porte, predadores de topo, o lobo-guará, *Chrysocyon brachyurus*, e a onça-parda, *Puma concolor*, são espécies ameaçadas de extinção e raras em áreas fragmentadas. Na região leste do estado, o lobo-guará ocorre na reserva da Campininha em Mogí-Guaçu, cerca de 50 quilômetros de Campinas. Embora o hábitat do lobo-guará seja preferencialmente não florestal (77% campo e cerrado), ele usa matas em menor intensidade (24%; Dietz, 1981 *apud* Eisenberg & Redford, 1999).

Nas entrevistas com moradores locais, os relatos de lobo-guará incluíram avistamentos (um ou dois indivíduos), vocalizações nos pastos e capoeiras no entorno da MRC, e carcaça de um indivíduo atropelado na estrada próximo à MRC (CAM 10, Campinas - Pedreira), em 2002. Em fazendas de Joaquim Egídio lobos são avistados, e também atropelados (S. Bullock, com. pess.).

A onça-parda é o segundo maior felino neotropical (Nowak, 1999). Na região de Campinas, no raio de 50 km, a espécie ocorre no Parque do Itapetinga, Atibaia (Facure-Giaretta, 2002), e na Serra do Japí, Jundiá (Marinho-Filho, 1992), onde existem remanescentes florestais de média extensão (> 10km²). Na MRC a presença desta espécie foi inicialmente citada em entrevistas e posteriormente confirmada por arranhados e por registro fotográfico (que será discutido no capítulo 4 desta tese). Cerca de dois anos antes deste trabalho, a predação de carneiros por onça-parda foi relatada por proprietários de um sítio na beira do rio Atibaia, cerca de 2 quilômetros da MRC, a jusante do rio. No entorno da MRC,

no entanto, nenhuma ocorrência do tipo foi relatada. Onças-pardas foram avistadas em estradas vicinais de Joaquim Egídio (S. Bulow, com. pess.), e quando atravessavam a Avenida Mário Garnero (Campinas-Pedreira) entre reflorestamentos de *Eucaliptus* sp. (L. Celso, com. pess.).

Como um grande carnívoro, predador de topo, a onça-parda ocorre naturalmente em baixas densidades (Cullen, 1997; Chiarello, 1999) e ocupa áreas de vida muito extensas. Sua dieta é composta por mamíferos pequenos e médios como tapitis, gambás, tatus, veados, capivaras e porcos do mato (Emmons & Feer, 1997; Rohe *et al.*, 2003, Rosa, 2003), espécies principalmente florestais. Esta espécie sofre ameaças com a perda e fragmentação do hábitat e a decorrente diminuição de oferta de presas, além de ficar mais exposta à perseguição humana (Mazolli *et al.*, 2002). A ocorrência da onça-parda na MRC reforça a importância local deste fragmento como área de abrigo e alimentação, visto que a maior parte dos itens da sua dieta ocorrem no fragmento.

Do ponto de vista regional, numa escala de paisagem, a presença da onça-parda e do lobo-guará na APA é de grande importância biológica. Predadores de topo atuam na regulação das populações de predadores intermediários, outras espécies carnívoras e onívoras menores como pequenos felinos, canídeos e gambás (Fonseca & Robinson, 1991; Terborgh, 1998). Na ausência dessa regulação os meso predadores podem tornar-se muito abundantes, sobreexplorando as populações de presas, podendo levá-las à extinção (Fonseca & Robinson, 1991; Crooks & Soulé, 1999). A partir dos resultados da presença desses predadores na APA, novos estudos que avaliem especificamente suas populações deverão ser realizados, como parte fundamental de iniciativas para a conservação destas espécies e da biodiversidade da região.

A presença de grande oferta de água na MRC e a proximidade do rio Atibaia contribuíram para aumentar a riqueza de espécies da área. A ocorrência da lontra (*Lontra longicaudis*) e do mão-pelada (*Procyon cancrivorous*), está ligada diretamente à presença de nascentes e cursos d'água na mata. A lontra, ocorre ao longo do Rio Atibaia e em lagoas da região (Obs. pessoal). Na MRC entre 2001 – 2003, pegadas e fezes da espécie foram observados nas “praias” e pedras do riacho (respectivamente), em toda sua extensão (~4 km). O encontro de fezes e sua distribuição ao longo do ribeirão pareceu variar entre as estações. Isto sugere que os indivíduos utilizem uma área mais ampla além da MRC, que inclui o rio Atibaia e sua mata ciliar.

Médios carnívoros como a irara, o mão-pelada, o quati, e o cachorro-do-mato, possuem dieta frugívora-onívora (Eisenberg & Redford, 1999), e são potenciais dispersores de sementes (Motta-Junior *et al.*, 1994; Facure & Monteiro-Filho, 1996; Santos, 1999). Embora a dieta da lontra seja baseada em peixes, crustáceos e insetos (Pardini, 1998), esta espécie consome frutos e também atua como dispersora dessas sementes (Quadros & Monteiro-Filho, 1999). A riqueza da guilda de frugívoros-dispersores de semente na MRC é importante para os processos de renovação e manutenção da floresta (Silva, 2003).

A presença do cachorro doméstico na MRC reflete a presença humana crescente no entorno. Cada propriedade do condomínio Colinas do Atibaia que tenha moradia possui, no mínimo, um cão (Obs. pess.). Como sua principal função é guarda, esses cachorros são de porte médio e grande, e, salvo raras exceções, vivem soltos. Somam-se a esses os cães ferais que passaram a viver na mata. A presença de cães ferais é atualmente um dos principais fatores de extinção dos mamíferos terrestres na Reserva de Santa Genebra (Monteiro-Filho, 1995).

No Brasil, a presença de cães domésticos em unidades de conservação periurbanas e seu efeito negativo são citados para o cerrado (Lindberg, 1998 *apud* Rodrigues, 2002; Marinho-Filho *et al.*, 1998). Rodrigues (2002) cita que a presença de cães no cerrado é um importante fator de risco para as populações de lobo-guará. O cachorro doméstico é uma espécie problemática que interage com espécies nativas através de predação, competição por recursos limitados e introdução de doenças, ocasionando sérios danos à fauna silvestre em todo o mundo (Primack 1998, May & Norton 1996 *apud* Rodrigues 2002). O principal impacto de cães em reservas é a predação de espécies nativas (Causey & Cude 1978, Yanes & Suárez 1996, Marinho-Filho *et al.*, 1998). Os cachorros domésticos costumam agrupar-se em matilhas e assim podem preda animais de grande porte, inclusive lobos-guarás (Rodrigues 2002). No Parque Nacional de Brasília foi estimado que nos últimos 20 anos a causa de mortalidade mais freqüente da fauna nativa pode ser atribuída ao ataque de cães (Horowitz, 1992, *apud* Rodrigues, 2002), sendo a presença destes um dos principais problemas de manejo. Os cachorros domésticos também podem competir por recursos com predadores silvestres e transmitir doenças, como cinomose, parvovirose, raiva, e adenoviruses (Rodden *et al.*, 2004 *apud* Rodrigues, 2004).

Na resolução de tombamento da MRC existe um conjunto de restrições quanto ao uso e ocupação do solo da área de amortecimento (300 metros no entorno da mata), com o objetivo

de minimizar os impactos à biota. Uma delas dispõe que “nas glebas contíguas à mata só será permitida a criação de cães presos”. Na prática, no entanto, esta restrição não é cumprida.

Densidades populacionais

O sagui-de-tufo-branco é a espécie que apresenta as maiores densidades populacionais no gênero (Stevenson & Rylands, 1988). No nordeste, sua área de ocorrência natural, as densidades são altas, chegando até 800 ind/km², e estiveram relacionadas principalmente à disponibilidade de árvores de goma, o principal item da dieta (Stevenson & Rylands, 1988). Em pequenos (1,5 e 0,8 km²) fragmentos em Pernambuco, as densidades variaram entre 555 e 21 ind/km², muito superiores ao observado na MRC (Jordani & Pontes, 2003). O tamanho médio dos grupos nestas áreas variou de 1,46 a 3,35, semelhante ao observado da MRC.

Sagüis têm uma dieta generalista, composta de gomas, insetos, frutos e pequenos vertebrados (Emmons & Feer, 1997). Essa amplitude de dieta permite a colonização de áreas pequenas e de vegetação secundária, como capoeiras, onde muitas espécies não mais conseguem sobreviver, tanto de competidores quanto predadores. Na ausência de competição e predação, as populações podem aumentar consideravelmente. Se por um lado sagüis desempenham funções importantes no sistema, como dispersar sementes dos frutos que consomem (Martins & Setz, 1999), sua presença em altas densidades pode ter um efeito negativo, uma vez que ele inclui na dieta ovos de aves (Costa *et al.*, 2003).

Para os bugios o tamanho de grupos observado na MRC ficou dentro da variação observada ao longo de sua distribuição, assemelhando-se mais a fragmentos médios (5 – 40 km²; Tabela 5).

A densidade populacional do bugio tem sido avaliada principalmente por censos, mas há estimativas por extrapolação da área de vida de um grupo (Tabela 5). De forma geral, as densidades e tamanhos populacionais são elevadas nos menores fragmentos e baixas nas maiores áreas ou áreas “contínuas” (*e.g.* Serra de Paranapiacaba, SP, Tabela 5). Este padrão geral concorda com outras espécies de primatas, como *Cebus apella*, *Callicebus personatus*, *Callithrix flaviceps* e *Brachyteles arachnoides* (Chiarello, 2000; González-Solís *et al.*, 2001).

Comparados à Reserva de Santa Genebra a densidade e o tamanho populacional de bugios da MRC é bem menor, tanto em relação à área de vida (Chiarello, 1994), quanto à estimativa por censo (Gobbo, 2003). As densidades obtidas na Reserva de Santa Genebra

estão entre as maiores registradas para a espécie, juntamente com a de Caratinga (Mendes, 1989; Tabela 6).

Na MRC, Gaspar (1997) obteve densidade de bugios muito superior ao obtido neste estudo, por área de vida (Tabela 6). Embora as estimativas populacionais baseadas em área de vida possam ser úteis como informação geral, e válidas quando não é possível realizar censos, elas são menos precisas (ausência de intervalo de confiança) em relação àquelas obtidas pelo programa Distance.

Três fatores que se complementam explicariam o aumento das densidades de algumas espécies de primatas em fragmentos florestais (González-Solís *et al.*, 2001): a ausência de predadores, a diminuição de competição e a versatilidade ecológica das espécies.

Predadores de primatas são felinos (*Panthera onca*, *Puma concolor*, *Leopardus* spp; Emmons, 1987; Olmos, 1994) e aves de rapina (Printes *et al.*, 1996; Oversluijs-Vasquez & Heymann, 2001). Como discutido anteriormente os predadores de topo possuem grandes áreas de vida e são muito susceptíveis à fragmentação do hábitat, não sobrevivendo exclusivamente em pequenos fragmentos (embora essas áreas possam integrar sua área de vida). Assim, sem pressão de predação (ou com níveis reduzidos), as populações de primatas podem aumentar nos fragmentos florestais.

Nos pequenos fragmentos florestais toda a comunidade de mamíferos tende a ser mais simplificada, com menos predadores e também menos competidores (Fonseca & Robinson, 1990; Chiarello, 1999, González-Solís, 2001). Para primatas, em particular, a simplificação da comunidade e a redução da competição favorecem o incremento nas populações das espécies remanescentes.

Associada à ausência de predação e competição, a versatilidade ecológica, particularmente em relação à dieta, possibilita espécies como *Alouatta guariba*, *Cebus apella* e *Callithrix jacchus* aumentarem suas densidades em fragmentos. As dietas das três espécies são amplas, incluindo itens abundantes em fragmentos com vegetação secundária, como folhas novas de lianas (consumidos por bugios), ou sua goma (consumida por sagüi), artrópodos e pequenos vertebrados (consumidos pelo macaco-prego e sagüi). Essas espécies podem ainda explorar itens de fora dos fragmentos consumindo frutos de pomares, cana-de-açúcar, milho, e até resina de *Pinus* sp. (Bicca-Marques & Callegaro-Marques, 1994; Freitas, 2003; Obs. pess.).

Tabela 6. Tamanho de grupo, densidade e tamanho populacional de bugios, *Alouatta guariba*, na floresta Atlântica, obtido através de censos, C, ou estimativa por área de vida, E.

Local	Área (km ²)	Método	Tamanho Médio de Grupo $\pm$ EP (variação)	Densidade ind./ km ² (intervalo de confiança)	População estimada	Referência
SP ¹	2,3	E	8*	50 - 60	118-141	1
SP¹	2,3	C	3,65 $\pm$ 6,9 (1 - 8)	37,1 (25,6 - 53,7)	85 (59 - 123)	Este estudo
SP	2,4	C	1,8 $\pm$ 3,5 (1 - 2)	10,42 (9 - 12,8)	--	2
SP ²	2,5	E	4,9	119 - 177	274 - 407	3
SP ²	2,5	C	3,79	90,9 - 113,6	--	4
SP	3,7	C	2,5 (2 - 3)	8,32 (7,1 - 10,2)	--	2
SP	5,01	C	2,7 $\pm$ 6,3 (1 - 6)	34,61 (29,7 - 42,6)	--	2
MG	5,7	C	6,79	110	667	5
MG	8,6	C	5,7	92 - 149	739 - 1.284	6
SP	14,5	C	3,4 $\pm$ 6,4 (1 - 7)	27,13 (23,5 - 33,4)	--	2
SP	17	C		16,27 (10,6 - 24,95)		7
SP	20	C		10,91 (7,26 - 16,2)		7
SP	21	C		36,3 (27,42 - 48,07)		7
ES	40	C	3,7	10	400	7
SP	54	C	5,76	81	4.369	8
MG	>320	C	2,8	2 - 49	586 - 16.129	6
SP	>400	E	5,83	18 - 22	10.975	9
SP	1000	C	1,08 $\pm$ 0,4	0,79 $\pm$ 0,4	789 (299-2.083)	10

¹MRC; ² Reserva de Santa Genebra; * somente um grupo

Referências: 1: Gaspar, 1997; 2: Martins, 2003; 3: Chiarello, 1993; 4: Gobbo, 2003; 5: Mendes, 1989; 6: Hirsch, 1995; 7: Pinto *et.al*, 1993; 8: Silva, 1981; 9: Steinmetz, 2001; 10: González-Sóliz *et al*, 2001.

Bugios na Reserva Santa Genebra apresentaram as maiores taxas de folivoria do gênero (Chiarello, 1993), que foi relacionada à predominância de vegetação secundária da área. Gaspar *et al.* (2000) comparando a dieta de dois grupos de bugios, observaram que na estação úmida na MRC os animais diversificaram a dieta com frutos e flores, o que não ocorreu na Reserva de Santa Genebra, onde os animais mantiveram o alto consumo de folhas. Além disso, folhas de lianas predominaram na dieta da Reserva Santa Genebra, e folhas de árvores na MRC (Vieira *et al.*, 2003). Neste sentido, diferenças de qualidade do hábitat em fragmentos devem ser decisivos para as densidades populacionais.

A frugivoria e a dispersão de sementes por bugios (Gaspar, 1997; Gaspar *et al.*, 2000) é importante para a floresta, uma vez que outras espécies dessa guilda, como muriquis, cutias, porcos-do-mato estão extintas da MRC.

A densidade estimada para os esquilos também deve ser analisada com cautela, devido ao baixo número de avistamentos. Estimativas de outros estudos apontaram altas densidades em pequenos fragmentos: 9,33 a 14 ind/km² em áreas com 2,6 km² (Chiarello, 2000), e grandes variações em fragmentos maiores: 0,02 a 1,27 ind/10 km em áreas de 17 a 21km² (Cullen, 1997). A abundância (0,55 ind/10km) observada na MRC ficou dentro da variação obtida nas maiores áreas de SP (Tabela 6). Na Reserva de Santa Genebra esquilos foram raros (0,04 ind/10km; Gobbo, 2003). Esquilos são frugívoros predadores de sementes (Galetti *et al.*, 1992), e podem também preda ovos e ninhegos (Husson, 1978, *apud* Eisenberg & Redford, 1999), causando impactos negativos na comunidade quando ocorrem em altas densidades. Em épocas de grande oferta de frutos atuam como dispersores ao enterrá-los para consumo posterior (Paschoal & Galetti, 1995).

A riqueza de mamíferos da MRC avaliada direta e indiretamente foi muito expressiva, e revela a importância dessa área na manutenção local e regional de mamíferos da floresta Atlântica. Entretanto, devido ao reduzido tamanho do fragmento, as espécies são pouco abundantes e as populações pequenas, o que as tornam muito susceptíveis à extinção (Lande, 1988; Young & Isbel, 1994, Valladares-Pádua *et al.*, 2003).

Fragmentos pequenos são incapazes de manter populações viáveis da maior parte das espécies de mamíferos (Chiarello, 2000). Uma população viável mínima é a menor população isolada que tenha 99% de chances de continuar existindo em 1.000 anos, sobrevivendo a efeitos previsíveis de estocasticidade demográfica, ambiental e genética e catástrofes naturais (Shaffer, 1981). Estudos recentes apontam 2.000 indivíduos adultos como um número seguro

para a manutenção de várias espécies de médios e grandes mamíferos (Reed *et al.*, 2003; Reed, 2004).

Assim, para a conservação da MRC, é preciso considerar não apenas um fragmento isolado, mas o conjunto regional de fragmentos da paisagem, que uma vez conectados permitirão o incremento populacional e as trocas genéticas entre as populações. Somente desse modo será aumentada a probabilidade de sobrevivência e manutenção, a médio e longo prazos, das espécies de mamíferos da MRC e região. A conectividade dos fragmentos é condição fundamental para garantir fluxo de indivíduos entre os fragmentos (Reed, 2004), e nessa paisagem se aproveitaria das matas ciliares e corredores de vegetação nativa replantados.

O presente estudo contribui para o aumento do conhecimento sobre riqueza, composição e abundância de espécies em comunidades de mamíferos, médios e grandes, de remanescentes de floresta Atlântica semidecídua. Os dados obtidos reiteram a importância e o valor de conservação local e regional dos pequenos fragmentos florestais e reforçam a necessidade de recuperação da paisagem para a efetiva conservação da diversidade biológica ainda restante nesta região tão intensamente modificada, que retrata a situação das florestas semidecíduas de planalto.

CAPÍTULO 4

MAMÍFEROS EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA ATLÂNTICA SEMIDECÍDUA: AVALIAÇÃO DE RIQUEZA E ABUNDÂNCIA POR CENSO DE PEGADAS E ARMADILHAS FOTOGRÁFICAS.

MAMÍFEROS EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA ATLÂNTICA SEMIDECÍDUA: AVALIAÇÃO DE RIQUEZA E ABUNDÂNCIA POR CENSO DE PEGADAS E ARMADILHAS FOTOGRÁFICAS.

RESUMO

Para avaliar a riqueza, composição e abundância de mamíferos terrestres da mata Ribeirão Cachoeira foram utilizadas duas metodologias, o censo de pegadas em parcelas de areia e o monitoramento por armadilhas fotográficas. O censo de pegadas foi realizado de duas a cinco noites, em 74 parcelas de areia ao longo de uma trilha, com espaçamento de 50 metros, de março a novembro de 2.003. Isca de banana e odor atrativo de carnívoros foram usadas em parcelas alternadas. O esforço amostral foi de 1.258 parcelas-noite com isca de odor e 1.073 parcelas-noite com banana. Doze espécies de médio porte mais um grupo de pequenos mamíferos visitaram as parcelas. As espécies mais abundantes foram o gambá (60%) e o cachorro-do-mato (20%). Carnívoros visitaram mais as parcelas de odor, herbívoros-onívoros visitaram mais as parcelas de banana e carnívoros-frugívoros visitaram as duas iscas com frequência semelhante. As espécies raras foram a onça-parda, o veado e o tapiti. Gambás visitaram mais parcelas com banana no auge da estação seca. A localização das parcelas nas trilhas pode ter contribuído para a ausência ou o reduzido número de registros de veados que evita trilhas, de furões e tapitis, que ocorrem mais em borda de mata, de lontras e guaxinins que usam riachos. A isca de banana rendeu a maior riqueza de espécies, e o uso conjunto das duas iscas informou sobre a abundância das espécies. Duas armadilhas fotográficas foram colocadas em área de barreiro, praias de rio ou trilha. O esforço total foi de 8.076 horas de monitoramento, 5.628 horas na estação seca e um índice fotográfico de 2,1 fotos/ 100hs, e 2.448 horas na estação úmida, e um índice fotográfico de 1,4 fotos/100hs. Doze espécies foram fotografadas principalmente no período noturno. O maior número de espécies foi de carnívoros. Duas onças-pardas adulto e jovem, foram fotografadas no início do monitoramento, e indivíduos sozinhos foram registrados no período de um ano. O gato-maracajá foi registrado no período diurno e noturno. Das espécies amostradas através das parcelas e fotografias três, onça-parda, gato-maracajá e paca estão ameaçadas de extinção em nível estadual ou nacional. Os métodos detectaram nove espécies em comum. Três espécies foram registradas somente nas parcelas de areia, e duas espécies somente nas fotos. Os resultados reafirmam a abundância do gambá, a presença do cachorro doméstico e a raridade

de outras espécies como carnívoros e herbívoros; confirmam as informações prévias sobre a riqueza de espécies da MRC e reafirmam a importância da área para a conservação local e regional de mamíferos.

INTRODUÇÃO

O monitoramento da distribuição e abundância de mamíferos silvestres é fundamental para a conservação, pesquisa e manejo das populações. Estimativas de abundância são imprescindíveis em programas de conservação, onde o principal objetivo é avaliar a situação das populações de espécies, principalmente as ameaçadas (Wilson & Delahay, 2001).

A estimativa da abundância de mamíferos florestais, em particular, geralmente é de difícil obtenção, pois a maior parte das espécies tem hábitos noturnos e silenciosos, é solitária e ocorre em baixa densidade populacional (Wemmer *et al.*, 1996; Emmons & Feer, 1997).

Através de sinais indiretos desses mamíferos pode-se obter informações sobre distribuição, abundância e aspectos da ecologia das espécies. Os sinais mais frequentes de mamíferos terrestres de médio e grande porte são suas pegadas e rastros, deixadas em terrenos arenosos ou úmidos próximos a rios, lagos, e ao longo de trilhas, na área de uso destes animais (Becker & Dalponte, 1991; Wemmer *et al.*, 1996). A análise de pegadas é um método não invasivo, muito usado em levantamentos de fauna, que evidencia a presença da espécie na área (Dirzo e Miranda, 1992), e pode fornecer ainda dados de abundância (Sutherland, 1996). Por exemplo, através de medições de pegadas foi possível obter estimativas realistas de densidade populacional de mamíferos de grande porte como pumas (Smallwood & Fitzhugh, 1995).

O encontro de pegadas de boa qualidade no entanto é incerto e ocasional. No interior de florestas o encontro é dificultado porque o solo é coberto de folhiço, e somente próximo a cursos d'água onde há areia é possível encontrar substrato adequado à impressão de pegadas. Um modo de contornar este problema é dispor no local de estudo parcelas de areia, e para aumentar as chances de visitas, expor uma isca atrativa no centro de tais parcelas. Ao inspecionar a isca o animal deixa suas pegadas impressas na areia, o que possibilita o reconhecimento da espécie. Estas iscas podem ser naturais, frutas ou carne, e artificiais, principalmente odores atrativos.

Mamíferos possuem comunicação olfativa desenvolvida (Eisenberg & Kleiman, 1972). Em carnívoros essa comunicação é feita através de odores persistentes produzidos por glândulas especializadas, além de urina e fezes (Gorman & Trowbridge, 1989). Através de odores são transmitidas informações como limites de territórios, posição social e receptividade sexual (estro). A comunicação odorífera tem vantagens sobre outras formas de sinalização principalmente em espécies noturnas e que habitam áreas com vegetação densa (Gorman & Trowbridge, 1989).

A utilização de odores na atração de carnívoros tem tradição na América do Norte e Europa. Parcelas com iscas odoríferas, ou "*scent stations*" (Wemmer *et al.*, 1996) são utilizadas para a avaliação da abundância de carnívoros (principalmente coiotes, *Canis latrans*), e carnívoros-frugívoros (procionídeos e mustelídeos) (Linhart & Knowlton, 1975; Conner *et al.*, 1983; Turkowisky *et al.*, 1983; Travaini *et al.*, 1996). Os odores são substâncias naturais ou sintéticas, principalmente misturas de fluidos biológicos (urina, secreções glandulares) ou odores relativos a alimentos, como ovo fermentado.

Avaliações de riqueza e composição de espécies de mamíferos através de parcelas de areia com iscas atrativas (banana, sal, *bacon*) foram realizadas em anos recentes na floresta Atlântica úmida (Pardini, 2001; Gaspar, 2003; Pianca, 2005) e semidecídua (Pardini *et al.*, 2003; Bassi, 2003). O uso de iscas odoríferas de fluidos biológicos é ainda mais recente (Penteado & Setz, 2004).

Um outro método não invasivo para avaliação de riqueza e abundância com crescente uso no Brasil é a fotografia remota, também conhecida como armadilhas-fotográficas ou "*camera-trapping*" (Tomas & Miranda, 2003). Trata-se de câmeras fotográficas com sensores de movimento ou calor que, colocadas no interior da floresta, registram a presença de animais tirando fotos a intervalos pré-selecionados. Este método possibilita a obtenção de várias informações além do número de espécies, tais como estimativas de densidades populacionais (em espécies com padrões de pelagem característicos), horários de atividade, áreas de vida e a imagem real do espécime (Wilson & Delahay, 2001).

Com o uso conjunto dessas diferentes metodologias a obtenção de dados sobre riqueza e abundância das espécies é otimizada. A avaliação da eficiência das diferentes iscas na atração de espécies e dos melhores locais de instalação das câmeras permitem o refinamento e aperfeiçoamento dessas metodologias e obtenção de melhores resultados.

OBJETIVOS

Avaliar a composição da comunidade de mamíferos terrestres de médio porte do fragmento MRC e a abundância das espécies, através de censo de pegadas em parcelas de areia e monitoramento por armadilhas fotográficas.

No censo de pegadas o objetivo específico foi testar a eficiência de iscas de banana e iscas odoríferas para as diferentes espécies de mamíferos. O esperado era que as espécies visitariam as parcelas de acordo com sua dieta: espécies herbívoras e onívoras visitariam mais as parcelas com isca de banana; os carnívoros principalmente as parcelas com isca odorífera, e carnívoros-frugívoros visitariam igualmente os dois tipos de isca.

Com o monitoramento fotográfico buscaram-se informações sobre a riqueza e abundância das espécies, bem como os períodos de atividade das espécies fotografadas.

Utilizando dados de literatura sobre áreas de vida das espécies terrestres, principalmente carnívoros, foram discutidos os números de indivíduos presentes na MRC.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi realizado na Mata Ribeirão Cachoeira, Campinas SP, entre 2002 e 2003. A MRC é um fragmento de floresta estacional semidecídua, com 230 ha de área, localizada na região NE do município, dentro da APA Sousas-Joaquim Egídio. O clima da região é marcado por uma estação seca e fria, de abril a setembro, e outra estação úmida e quente, de outubro a março. Para maiores detalhes, consultar a Introdução Geral desta tese.

Metodologia

Censo de pegadas

O censo de pegadas foi realizado durante duas a cinco noites consecutivas, de março a novembro de 2003. Ao longo da trilha do rio, que percorre a mata longitudinalmente, foram distribuídas 74 parcelas quadradas de 0,6 m de lado, cobertas de areia média, espaçadas em

50 metros. As parcelas foram montadas em locais com solo o mais plano possível, sobre uma folha de plástico resistente, para minimizar a perda da areia ao longo do estudo.

No centro de cada parcela foram alternados dois tipos de iscas: rodelas de banana, ou três gotas de cada um dos atrativos de carnívoros *Canine Call* e *Pro's Choice* (Russ Carman, USA). A cada noite 74 parcelas eram iscadas, metade em cada isca. No mês de março foi usado somente a isca de odor.

Para obter pegadas de boa qualidade, na montagem do experimento, a areia de cada parcela era peneirada (peneira de ferro com malha ~ 0,4cm) e nivelada antes de ser iscada. Nos meses mais secos a areia era umedecida antes de ser afofada.

As vistorias das parcelas eram realizadas nas manhãs seguintes ao amanhecer. Em cada parcela era registrado a ocorrência ou não de pegadas, e a espécie autora. A identificação da pegada foi realizada com o auxílio de um guia de campo (Becker & Dalponte, 1995). Nas ocasiões onde, embora houvessem marcas na areia da parcela, não era possível reconhecer sua autoria, registrou-se “espécie indeterminada”. Nos casos em que a isca (banana) havia sido comida e não havia sinais na areia também usou-se a categoria “indeterminada”.

Após a vistoria as pegadas eram apagadas, e a areia afofada e nivelada. A reposição da banana era feita conforme a necessidade (na maioria das vezes diariamente), enquanto o líquido atrativo era repostado em dias alternados.

Monitoramento com armadilhas fotográficas

Duas armadilhas fotográficas (modelo Buckshot RTV, fabricado por Foresite, LA, USA) foram instaladas no interior da mata. O equipamento era composto de uma câmera fotográfica 35mm, de foco automático ($\geq 1,5$ metros), e um sensor de infravermelho, que disparava a máquina na passagem de um animal, alimentados por baterias AA e D, respectivamente. Câmera e sensor eram acondicionados dentro de uma caixa hermética de metal, que ficava acorrentada a um tronco de árvore, sobre uma pedra ou tijolo, cerca de 20 cm do solo.

As áreas para monitoramento com câmeras foram locais onde freqüentemente eram observadas muitas pegadas de mamíferos. O local da câmera 1 foi um barreiro, localizado no ponto 3.600m da trilha do rio, extremidade leste da reserva, a cerca de 50 metros do ribeirão e a menos de 100 metros da borda da mata. O local da câmera 2 foi uma “praia” do ribeirão, na altura do ponto 1.200m da trilha do rio. Esta câmera foi mudada duas vezes, para a trilha e

para outra “praia”, sempre na porção oeste da mata, entre os pontos 300m e 1.200m na trilha do rio, (ver Figura 4 da Introdução Geral da tese), na tentativa de minimizar o registro de aves.

No início do monitoramento (filme 1, ambas as câmeras) foi feita uma ceva com linguiça defumada com objetivo de atrair carnívoros principalmente. A partir do segundo filme nenhuma isca foi utilizada.

O período de funcionamento de cada uma das câmeras foi diferente (Tabela 1). Em janeiro de 2003 as câmeras foram retiradas temporariamente da mata devido às chuvas intensas e ao nível muito aumentado do riacho. Em fevereiro de 2003, o sensor da câmera 1 parou de funcionar, e a câmera 2 substituiu-a no barreiro.

O equipamento foi ajustado para funcionamento contínuo, 24 horas por dia, com intervalo de três ou seis minutos entre cada foto, exceto na câmera 1 no primeiro filme em que o intervalo foi de 1 minuto. As câmeras eram checadas a cada dez ou quinze dias para verificação do número de fotos batidas e troca de filmes e baterias.

Tabela 1. Local e tempo de operação das armadilhas fotográficas na mata Ribeirão Cachoeira

Câmera	Local	Período de funcionamento (meses)
1	barreiro	maio - dezembro/ 02 (8)
		fevereiro - agosto/ 03 (7)
2	praias/ trilha	maio - dezembro/ 03 (8)

Análise dos dados

Cada parcela foi considerada uma unidade amostral, e cada noite foi uma réplica. Foi calculada a média de visitas para cada espécie somando-se os valores de cada mês.

A abundância de cada espécie foi dada pela somatória do número de registros de cada mês. A frequência relativa de visitas de cada espécie foi dada pela razão entre o número total de parcelas visitadas pela espécie em relação ao total de parcelas visitadas.

Para verificar diferenças no uso das iscas, os números de visitas foram somados e transformados nas categorias presença-absência (1-0) e testada contra cada isca pelo teste χ^2 . A hipótese básica foi que as espécies visitariam diferentemente as parcelas de acordo com sua dieta: espécies herbívoras – onívoras deveriam visitar principalmente parcelas com isca de banana; carnívoros deveriam visitar principalmente isca odorífera, e carnívoros-frugívoros visitariam igualmente os dois tipos de isca. Devido ao número reduzido de registros, as espécies foram agrupadas em guildas de alimentação: carnívoros, carnívoros-frugívoros e não-carnívoros, e estas avaliadas quanto à visitação de cada isca.

Nas espécies com maior frequência de registros, foi testada a interação de isca e meses, com modelos Log Lineares para tabelas de contingência multidimensionais, com as categorias presença-absência (Zar, 1999). Nesses casos os meses foram agrupados de acordo com a estação em três períodos: março-junho (transição úmido-seca), julho-setembro (seca) e outubro-novembro (transição seca-úmida). Este agrupamento dos meses foi necessário para o uso do teste, pois diminui os graus de liberdade, o que facilita a avaliação dos resultados (P. De Marco, com. pess.).

No monitoramento fotográfico, cada fotografia obtida foi considerada um registro. Fotografias acidentais tiradas durante a montagem da câmera não foram contabilizadas. Fotos de aves e répteis foram contadas para fornecer o sucesso de captura total, dado pela razão de fotos de mamíferos/fotos totais. Os registros de mamíferos foram subdivididos em totais (todas as fotos) e independentes (fotos tomadas em intervalos maiores que 10 minutos).

O esforço de amostragem foi dado em horas-câmera, que foi a somatória das horas que cada câmera permaneceu em funcionamento. O sucesso de captura foi expresso como um índice fotográfico dado pelo número de registros independentes/ 100 horas de monitoramento, que foi calculado para cada uma das câmeras, e para a estação úmida e seca. A abundância foi calculada pela razão entre o número de registros independentes de cada espécie e o total de

registros independentes. O período de registro na estação seca foi de 10 de maio a 28 de setembro, e na estação úmida de 12 de setembro a 18 de abril.

O período de atividade das espécies foi estabelecido a partir do registro da hora em cada fotografia, e foi dividido em três períodos do dia (06:00-09:59; 10:00- 13:59: 14:00-17:59), e da noite (18:00-21:59; 22:00- 01:59: 02:00-05:59).

Como referência para discussão da eficiência dos métodos de parcelas e armadilhas-fotográficas foi utilizada a riqueza geral de mamíferos do Capítulo 3, obtida por registros diretos (censos) e indiretos (indícios e entrevistas).

RESULTADOS

Parcelas de areia

De março a novembro de 2003 o esforço de amostragem obtido total foi 1.258 parcelas-noite com isca odorífera e 1.073 parcelas-noite com banana. Treze espécies de mamíferos de cinco ordens e nove famílias visitaram as parcelas (Tabela 2). As pegadas de pequenos felinos das espécies *Leopardus wieddi*, *L. tigrina* e *Herpailurus yagouaroundi*, foram agrupadas na categoria “gatos-do-mato” devido à dificuldade de separação de cada espécie. Pequenos roedores e marsupiais foram agrupados em “pequenos mamíferos” (Tabela 2).

A maior riqueza foi de carnívoros com oito espécies, sendo uma não silvestre (cachorro-doméstico). Pegadas de capivara foram observadas numa parcela de odor na preparação da amostragem do mês de junho, e não foram incluídas nos resultados.

Parcelas com isca de banana foram visitadas por treze espécies e parcelas com isca de odor por doze espécies. A curva de acumulação de espécies não se estabilizou, pois na última amostragem novas espécies foram registradas em ambas as iscas (Figura 1). Dez espécies foram comuns aos dois tipos de iscas, mas o tapiti (n=2) e onça-parda (n=1) visitaram somente parcelas com isca de banana, e o veado (n=2) somente parcelas com isca de odor (Tabela 3).

O gambá foi a espécie mais abundante, seguido pelo cachorro-do-mato, e estiveram presentes em todos os meses (Figura 2). As demais espécies foram pouco abundantes. O tapiti, a onça-parda e o veado foram registrados somente em um mês (Figura 2). O registro da onça-parda foi numa parcela com banana, onde haviam também pegadas de gambá.

O número de visitas de gambás e iraras a parcelas com isca de banana foi significativamente maior do que às parcelas de odor, enquanto cachorros-domésticos visitaram mais as parcelas de odor (Tabela 3).

A avaliação de eficiência das iscas em relação às guildas de alimentação pareceu mais adequada uma vez que as abundâncias foram baixas (com exceção do gambá e cachorro-do-mato). Carnívoros (gatos-do-mato, jaguatirica, cachorro-doméstico e onça-parda) visitaram mais as parcelas de odor, herbívoros-onívoros (gambá, paca, tatu, veado, tapiti) visitaram mais a isca de banana e carnívoros-frugívoros (cachorro-do-mato, irara, guaxinim, quati) visitaram as duas iscas de modo semelhantes (Tabela 3).

Tabela 2. Média de ocorrência e abundância total (parcelas visitadas pela espécie/ parcelas total visitadas) de mamíferos em parcelas de areia na mata Ribeirão Cachoeira, Campinas, SP.

Ordem/ Família	Espécie	Nome comum	Ocorrência Média (Erro padrão)	Abundância (%)
Didelphimorfia/ Didelphidae	<i>Didelphis aurita</i>	gambá	1,150 (0,046)	60
Xenarthra/ Dasypodidae	<i>Dasypus novemcinctus</i>	tatu-galinha	0,020 (0,006)	2
Carnivora/ Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	cachorro-do-mato cachorro-doméstico	0,289 (0,028)	20
	<i>Canis familiaris</i>		0,037 (0,008)	4
	<i>Puma concolor</i>	onça-parda	0,002 (0,002)	0,2
	<i>Leopardus spp. +</i> <i>Herpailurus yaguaroundi</i>	gatos-do-mato	0,025 (0,007)	3
	<i>Leopardus pardalis</i>	jagatirica	0,010 (0,004)	1
	<i>Procyonidae</i> <i>Procyon cancrivorous</i>	guaxinim	0,012 (0,004)	1
	<i>Nasua nasua</i>	quati	0,014 (0,005)	1
	<i>Mustelidae</i> <i>Eira barbara</i>	irara	0,047 (0,009)	4
Artyodactyla/ Cervidae	<i>Mazama sp.</i>	veado	0,003 (0,002)	0,4
Lagomorpha/ Leporidae	<i>Silvilagus brasiliensis</i>	tapiti	0,005 (0,004)	0,4
Rodentia/ Agoutidae	<i>Agouti paca</i>	paca	0,014 (0,005)	1
		Pequenos mamíferos	0,017 (0,005)	2

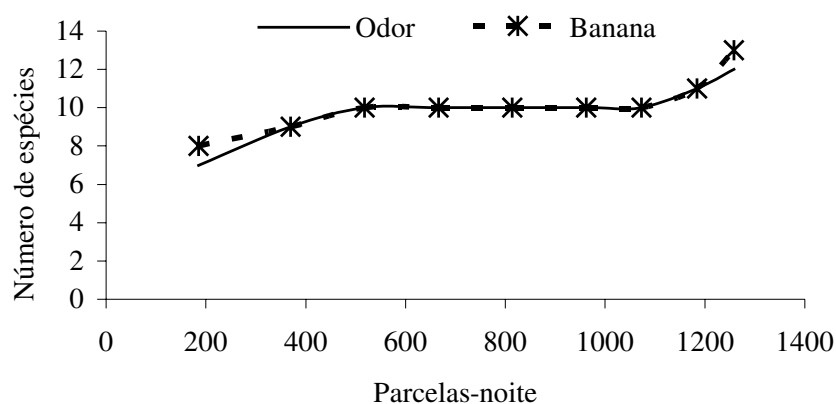


Figura 1. Curva de acumulação de espécies em parcelas de areia com isca de banana ou odor na mata Ribeirão Cachoeira, Campinas, SP.

Tabela 3: Abundância, dada pelo número de visitas de mamíferos, em parcelas de areia com isca de banana e odor, na mata Ribeirão Cachoeira, Campinas, SP. Esforço total de parcelas-noite entre parêntesis.

Espécie	Banana (N=1073)	Odor (N=1258)	χ^2	gl	p
<i>Didelphis aurita</i>	203	190	8,87	1	0,002
<i>Dasypus novemcinctus</i>	8	7	0,24	1	0,622
<i>Cerdocyon thous</i>	63	66	0,21	1	0,649
<i>Canis familiaris</i>	4	20	9,25	1	0,002
<i>Puma concolor</i>	1	0	--	--	--
<i>Leopardus spp.</i>	6	15	2,98	1	0,084
<i>Leopardus pardalis</i>	1	7	--	--	--
<i>Procyon cancrivorous</i>	5	2	--	--	--
<i>Nasua nasua</i>	4	5	--	--	--
<i>Eira barbara</i>	17	9	3,65	1	0,05
<i>Mazama sp.</i>	0	2	--	--	--
<i>Agouti paca</i>	7	1	--	--	--
<i>Silvilagus brasiliensis</i>	2	0	--	--	--
Pequenos mamíferos	7	4	1,23	1	0,266
Abundância total	328	328			
Riqueza total	13	12			
Eficiência (reg./esforço)	30%	26,1%			
Guildas					
Carnívoros	12	42	14,63	1	0,0001
Carnívoros – frugívoros	82	77	1,74	1	0,187
Herbívoros-onívoros	218	199	15,13	1	0,0001

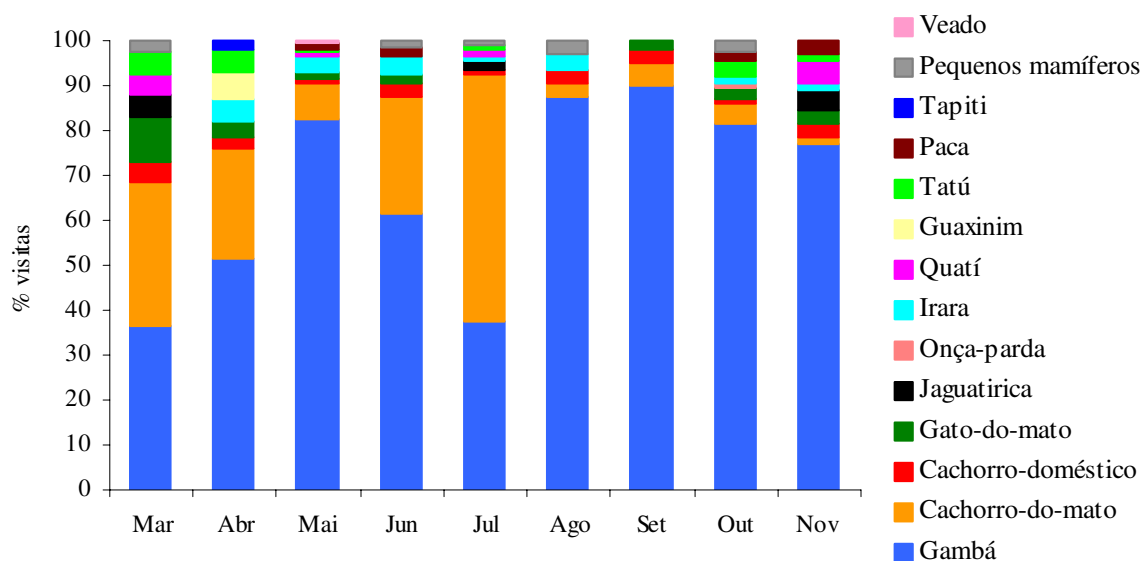


Figura 2. Visitas de mamíferos ao longo dos meses nas parcelas de areia com isca de odor e banana na mata Ribeirão Cachoeira, Campinas, SP.

A interação isca-período testada pelo modelo log-linear foi significativa somente para gambás (χ^2 9,369, gl = 2, p = 0,009). Na estação seca (julho-setembro) a visitação de parcelas com banana foi superior às parcelas com odor (88 vs 60), enquanto nos períodos de transição úmida-seca (73 vs 85) e seca-úmida (42 vs 45) as parcelas foram visitadas igualmente.

Câmeras Fotográficas

Ao longo de dezesseis meses o esforço de amostragem das câmeras foi de 336,5 armadilhas-dias, ou 8.076 horas de monitoramento. Foram feitos 321 registros de vertebrados, sendo 181 (56,4%) de mamíferos, 139 (43,3%) de aves (Columbidae, Cracidae, Rallidae, Muscicapidae, Thamnophilidae) e um registro (0,3%) de réptil (teiú, *Tupinambis merianae*).

Dos 181 registros de mamíferos, 151 foram independentes (Tabela 4). O sucesso de captura foi de 56,4%. O esforço em horas de monitoramento foi maior na estação seca, com 5.628 horas, em relação à estação úmida, com 2.448 horas. O índice fotográfico e o número de espécies registradas na estação seca foram maiores comparados aos da estação úmida (Tabela 4).

Tabela 4. Esforço de amostragem e índice fotográfico (IF: fotos/100 horas de monitoramento) obtido pelas armadilhas fotográficas na mata Ribeirão Cachoeira, Campinas, SP

Estação	Esforço (horas)	Registros Totais	Registros Independentes	IF	Número Espécies
Seca	5.628	144	118	2,1	12
Úmida	2.448	37	34	1,4	6
Total	8.076	181	152	1,9	12

No barreiro (local 1) foi registrada a maior riqueza de espécies, em comparação ao local 2, no período em que as câmeras em ambos os locais estiveram em funcionamento (Figura 3). A curva de acumulação de espécies aumentou até o final do monitoramento, quando uma capivara foi fotografada (Figura 3).

Doze espécies de quatro ordens foram fotografadas, sendo uma não-silvestre, o cachorro doméstico (Tabela 5). Um registro de mamíferos foi indeterminado devido à proximidade do animal à câmera. No barreiro foi registrada a maior riqueza de espécies; os demais locais, praia e trilha, apresentaram resultados inferiores (Tabela 5).

O período noturno rendeu o maior número de registros ($n = 144$), e a maior riqueza de espécies ($n = 10$), sete exclusivas do período. O período diurno rendeu 18 fotos, de cinco espécies (duas exclusivas do período) (Figura 4).

Espécies registradas

a) Carnívoros

O Cachorro-do-mato, *Cerdocyon thous* (Figura 5 A), foi o carnívoro com maior número de registros ($n=34$, 22%). Foi fotografado no barreiro ($n=33$), e na trilha ($n=1$). A espécie foi registrada em todos os períodos, mas principalmente entre 22 e 02 horas (38,8%, Figura 4). Em um registro noturno dois indivíduos foram fotografados juntos.

O gato-maracajá, *Leopardus wieddi* (Figura 5 B), teve 16 registros, todos no barreiro. A espécie foi fotografada tanto no período noturno ($n= 9$; 56%), como no diurno ($n=7$, 44%).

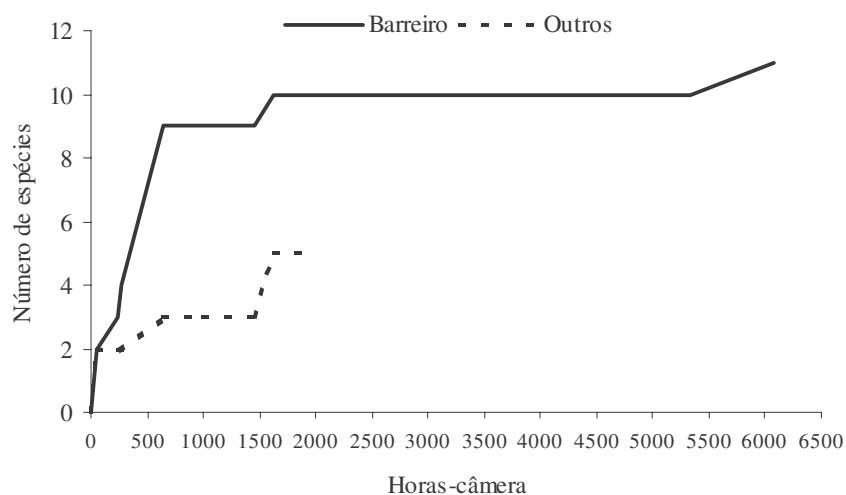


Figura 3. Curvas de acumulação de espécies nos registros de armadilhas fotográficas, situadas num barreiro e em praia e trilha, na mata Ribeirão Cachoeira, Campinas, SP.

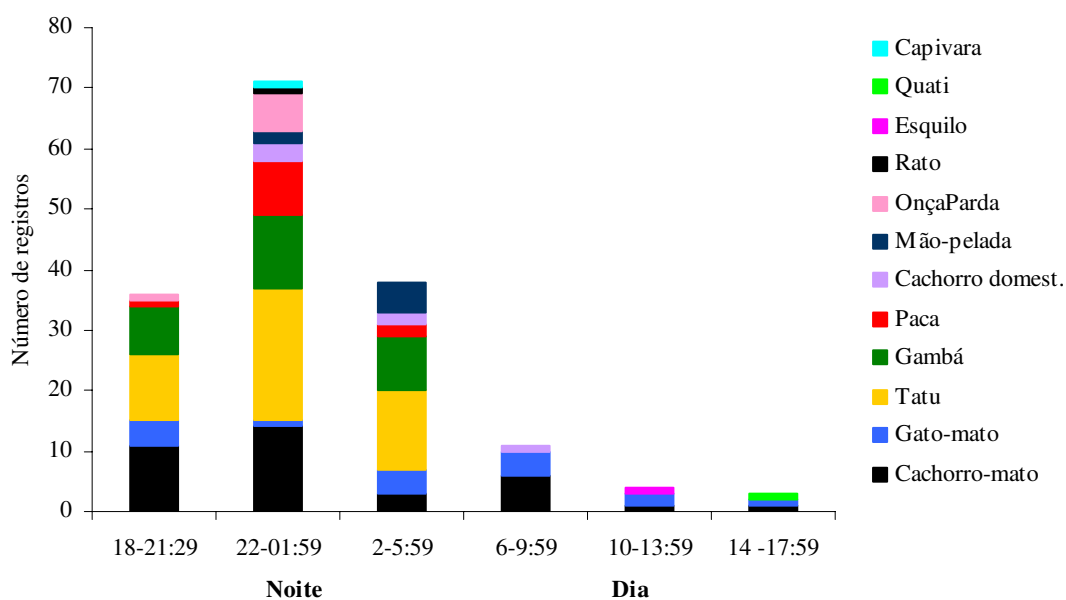


Figura 4. Distribuição dos horários de registros fotográficos de mamíferos na mata Ribeirão Cachoeira, Campinas, SP.

Tabela 5: Índice fotográfico e abundância das espécies de mamíferos fotografadas por câmeras automáticas na mata Ribeirão Cachoeira, Campinas, SP. N = número de registros independentes.

Ordem/ Família	Espécie	Nome Comum	IF Barreiro (N)	IF Praias + Trilha (N)	IF Total (N)	Abundância
Didelphimorphia/ Didelphidae	<i>Didelphis aurita</i>	gambá	0,21 (13)	0,60 (12)	0,31 (25)	0,16
Xenarthra/ Dasypodidae	<i>Dasypus novemcinctus</i>	tatu-galinha	0,66 (40)	0,05 (1)	0,51 (41)	0,27
Rodentia/ Muridae	<i>Nectomys squamipes</i>	rato-d'água	---	0,05 (1)	0,01 (1)	0,01
Sciuridae	<i>Sciurus aestuans</i>	esquilo	0,02 (1)	---	0,01 (1)	0,01
Agoutidae	<i>Agouti paca</i>	paca	0,19 (12)	---	0,15 (12)	0,08
Hydrochaeridae	<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>	capivara	0,02 (1)	---	0,01 (1)	0,01
Carnivora/ Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	cach.-mato	0,54 (33)	0,05 (1)	0,42 (34)	0,22
	<i>Canis familiaris</i>	cach-doméstico	1,0 (6)	---	0,07 (6)	0,04
Procyonidae	<i>Procyon cancrivorous</i>	mão-pelada	0,11 (7)	0,10 (2)	0,11 (9)	0,06
	<i>Nasua nasua</i>	quati	0,02 (1)	---	0,01 (1)	0,01
Felidae	<i>Leopardus wieddi</i>	gato-maracajá	0,26 (16)	---	0,19 (16)	0,10
	<i>Puma concolor</i>	onça-parda	0,07 (4)	---	0,49 (4)	0,03
Total			2,20 (134)	0,85 (17)	1,87 (151)	

O guaxinim, *Procyon cancrivorus* (Figura 5 C), foi fotografado no barreiro (n= 7) e praia (n=2), de madrugada, entre 2hs e 6hs.

Cachorros-domésticos (*Canis familiaris*, Figura 5 D) de porte médio a grande (> 20 kg) foram fotografados somente no barreiro e principalmente à noite (Figura 3). Em três registros dois indivíduos diferentes foram fotografados juntos. Seis cachorros puderam ser individualizados, e somente um deles possuía coleira.

A onça-parda, *Puma concolor* (Figura 5 E), foi fotografada à noite no barreiro, em três ocasiões, maio e setembro de 2002 e maio de 2003. Na primeira ocasião, com a câmera ajustada para registros a cada 1 minuto, cinco fotos foram tomadas em sequência, sendo quatro de um só indivíduo e uma com dois indivíduos, um adulto e um jovem (com manchas mais escuras na pelagem da face ventral) (Figura 5 E). Nas outras passagens as fotos foram de um indivíduo adulto . Os registros foram feitos entre 22 e 02hs.

O único registro de quati (Figura 5 F), foi obtido no barreiro, no período diurno (16h), no mês de agosto de 2002.

b) Não carnívoros

O tatu (Figura 6 A), foi a espécie com maior número de registros (n=41), e maior índice fotográfico (Tabela 5). Foi fotografada no barreiro (n=40) e na praia (n=1), exclusivamente à noite, principalmente entre 22hs e 02hs (Figura 4).

O gambá (Figura 6 B), foi registrado no barreiro (n= 13), praia e trilha (n=12), somente à noite, principalmente entre 22 e 02hs (Figura 4).

A paca (Figura 6 C), teve 12 registros, todos no barreiro e exclusivamente no período noturno, principalmente entre 22 e 02hs (Figura 4).

A capivara (Figura 6 D), e o esquilo (Figura 6 E), tiveram somente um registro cada no barreiro, à noite e de dia, respectivamente.

O rato-d'água (Figura 6 E) foi fotografado na praia do rio à noite, entre 22 e 02h. O registro foi obtido no primeiro mês de amostragem na praia, quando isca de linguça foi usada para atrair os animais. Na foto o rato carrega um pedaço da isca.

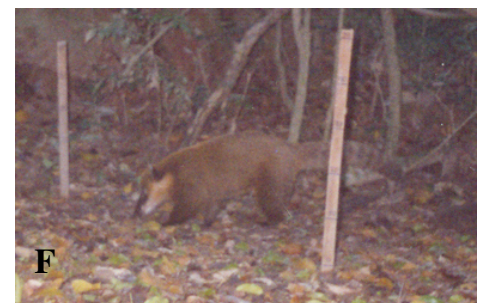


Figura 5. Mamíferos carnívoros registrados por armadilhas fotográficas na mata Ribeirão Cachoeira, Campinas, SP. A) Cachorro-do-mato, *Cerdocyon thous*, B) Gato-maracajá, *Leopardus wiedii*; C) Guaxinim, *Procyon cancrivorous*; D) Cachorro-doméstico, *Canis familiaris*; E) Onça-parda, *Puma concolor* (adulto e juvenil); F) Quati, *Nasua nasua*.

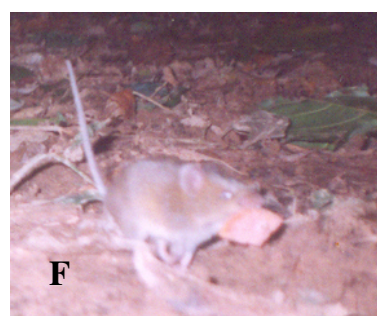


Figura 6. Mamíferos herbívoros - onívoros registrados por armadilhas fotográficas na mata Ribeirão Cachoeira, Campinas, SP. A) Tatu, *Dasypus novemcinctus*, B) Gambá, *Didelphis aurita*; C) Paca, *Agouti paca*; D) Capivara, *Hydrochaeris hydrochaeris*; E) Esquilo, *Sciurus aestuans*; F) Rato d'água, *Nectomys squamipes*.

DISCUSSÃO

A riqueza de mamíferos terrestres obtida através das parcelas de areia (sem os pequenos mamíferos) correspondeu a 48% da riqueza geral conhecida para a MRC por registros prévios (Capítulo 3) .

Excluindo-se as espécies arborícolas (primatas, roedores), somente três espécies florestais não foram registradas nas parcelas de areia, a lontra, o furão e a capivara. Lontras não foram detectadas certamente porque usam somente a calha e as praias do riacho, e não atingem a trilha adjacente ao rio, onde foram montadas as parcelas. Em muitos pontos o acesso do riacho à trilha é impossibilitado pela presença de grandes barrancos. Registros de furão eram esperados na isca de odor, pois é um carnívoro com comunicação odorífera desenvolvida (Gorman & Trowbridge, 1989). Segundo Silva (1984) o furão ocorre em margens de florestas e capoeiras, em beiras de banhados ou rios. Na MRC os registros da espécie foram provenientes das entrevistas (capítulo 3) que apontaram a espécie no entorno da mata. O uso de áreas da borda poderia explicar, em parte, a ausência do furão nas parcelas no interior da mata. A visita de capivaras às parcelas não era esperada, já que a espécie é herbívora restrita (Emmons & Feer, 1997), e as iscas utilizadas não são atrativas. Ainda assim, a espécie foi detectada “acidentalmente” ao transitar pela mata. Embora o uso das iscas aumentem a detecção dos animais, censos de pegada em parcelas de areia sem isca foram realizados com sucesso em florestas no México (Dirzo & Miranda, 1992). Em áreas de cerrado estudos têm utilizado faixas de estradas como parcelas naturais, que possibilitam o registro eficiente de espécies, também sem a necessidade de isca (Tozetti, 2002; Silveira *et al.*, 2003).

A abundância de gambás obtida no censo de pegadas concorda com aquela registrada no estudo populacional da espécie (Capítulo 1). Menos abundante que os gambás, os cachorros-do-mato puderam ser mais detectados nas parcelas do que nos censos, certamente porque seus hábitos são principalmente noturnos. Entretanto, a disposição das unidades amostrais (parcelas) ao longo das trilhas pode gerar vícios na estimativa da abundância por facilitar a visita sequencial de várias parcelas por um mesmo indivíduo. Ao longo do estudo na MRC alguns registros, principalmente de cachorro-do-mato e doméstico e de gambás, pareceram ser sequenciais. Canídeos em geral têm alta mobilidade e utilizam trilhas para deslocamento na mata (Obs. pess.). No PE Intervalles, por exemplo, parcelas a cada 50

metros na borda da mata, com iscas naturais e artificiais de banana e *bacon* e parcelas controle sem isca foram visitadas em seqüência por cachorros-do-mato e doméstico (Gaspar, 2003). Gambás, embora de tamanho corporal muito inferior aos cachorros, também são capazes de deslocar-se por distâncias consideráveis. Indivíduos capturados em noites consecutivas na MRC deslocaram-se em média por 70 metros (Capítulo 1), o que indica a possibilidade de visitas seqüenciais às parcelas nesta espécie. Uma alternativa que pode reduzir os problemas citados é alternar a posição das parcelas dentro e fora das trilhas, ou aumentar o espaçamento entre as amostras, principalmente em áreas mais abertas.

A pequena abundância de iraras, quatis, gatos-do-mato, tatus e pacas indica pequenas populações locais das espécies. Outras espécies, além de pequenas populações, foram pouco detectadas devido à localização das parcelas. O veado, por exemplo, foi raro nas parcelas porque, além do número reduzido de indivíduos, eles naturalmente não utilizam as trilhas da mata para deslocamento (Emmons & Feer, 1997). Durante monitoramento de longa duração em florestas no PE Intervalles, Vogliotti (2003) observou que as trilhas tiveram os menores índices fotográficos do veado *Mazama bororo*, quando comparadas a outros locais (riachos, carreiros, fruteiras, latrinas e cevas). Os predadores, felídeos e canídeos, ao contrário, costumam utilizar trilhas para se deslocar na mata.

A abundância de espécies com hábitats mais específicos, como o guaxinim (riachos), e o tapiti (borda da mata), podem ter sido subestimadas pela presença de parcelas somente ao longo da trilha. Para a onça-parda, entretanto, o único registro revela sua presença descontínua na mata, confirmada pelo monitoramento fotográfico.

O reconhecimento das espécies de gatos-do-mato pelas pegadas não foi possível devido à grande semelhança na forma e dimensões destas (ver Becker & Dalponte, 1991). Através de avistamentos (capítulo 3) e registros fotográficos (ver adiante) duas espécies estão confirmadas na MRC, o jaguarundi, *Herpailurus yagouaroundi*, e o gato-maracajá, *Leopardus wieddi*. A presença de *L. tigrinus* é provável, mas deveria ser confirmada com fotografias.

A eficiência da isca de banana para mamíferos florestais de médio porte foi confirmada neste estudo. De modo semelhante, grandes áreas de floresta Atlântica, no PE Intervalles (SP), e em fragmentos de tamanho médio na ReBio Una (BA), a isca de banana foi eficiente tanto para espécies não-carnívoras como as carnívoras (Gaspar, 2003; Pardini, 2001). Nessas avaliações rápidas (amostragens em cinco a sete dias consecutivos) parcelas com isca de

banana foram significativamente mais visitadas do que parcelas com isca de *bacon* por canídeos (cachorro-do-mato e doméstico) no PE Intervalles (Gaspar 2003), e por cutias e gambás em Una, BA (Pardini *et al.*, 2003).

A eficiência das iscas em relação às guildas de alimentação correspondeu ao esperado. Carnívoros mais restritos responderam mais ao odor, embora o único registro de onça-parda tenha ocorrido com banana. Como na parcela também haviam pegadas de gambá, a passagem da onça parece estar relacionada à presença da presa do que propriamente à isca. Carnívoros-frugívoros (Canidae, Procyonidae e Mustelidae), como revela o nome, possuem dieta ampla, que inclui frutas em maior ou menor proporção (Emmons & Feer, 1997). Assim, a atração dessas espécies com banana é assegurada. As espécies herbívoras-onívoras também responderam como o esperado, visitando mais a banana em relação ao odor, uma vez que, além de não ser um item potencialmente comestível, o odor sinaliza um predador.

O gambá também foi abundante nas parcelas com isca de odor, embora tenha dieta onívora e seja uma presa potencial de carnívoros (Emmons & Feer, 1997). Ainda assim a isca de odor tem efeito atrativo para a espécie, assim como para os carnívoros verdadeiros. Em estudos que utilizaram iscas odoríferas os gambás responderam positivamente a ela, em diferentes ambientes, como áreas abertas na Califórnia (Crooks, 2002), e fragmentos de floresta Atlântica (Penteado & Setz, 2004). Sua maior abundância em parcelas com banana na estação seca provavelmente reflete a maior procura de alimento devido à diminuição de recursos neste período (Brown, 1992; Morellato & Leitão Filho, 1992).

A isca odorífera não detectou maior riqueza de carnívoros que a isca de banana neste estudo. Assim, a isca de banana foi suficiente para investigar a riqueza específica de mamíferos de médio porte da MRC, de forma semelhante ao obtido em Una (Pardini, 2001). Em estudos específicos de carnívoros as iscas odoríferas são mais adequadas. Em fragmentos de floresta semidecídua em São Paulo, por exemplo, iscas odoríferas permitiram a detecção de 12 espécies de carnívoros e um marsupial (Penteado & Setz, 2004). Quando o objetivo é avaliar a abundância, entretanto, o uso de ambas as iscas é indicado pois aumenta as chances de atração das espécies. Isto vale principalmente para pequenos fragmentos como a MRC, onde as populações de mamíferos de médio porte são pequenas.

Censos de pegadas com amostragem concentrada no tempo (5 – 7 dias) têm sido usados em levantamentos rápidos de riqueza e abundância de mamíferos em florestas (Gaspar, 2003; Pardini *et al.*, 2003; Bassi, 2004). Amostragens mais prolongadas, mensais

(como neste estudo), ou por estações (ver Penteado & Setz, 2004), fornecem informações adicionais sobre variação nas abundâncias, ao mesmo tempo que aumentam a chances do registro de espécies mais raras e transientes, como os predadores de topo.

A riqueza obtida no monitoramento fotográfico foi semelhante ao do censo de pegadas em parcelas. Dez espécies foram registradas pelos dois métodos e duas, o esquilo e a capivara, somente nas fotografias. O maior rendimento do barreiro, comparado à praia e à trilha, foi devido esta área ser uma passagem natural protegida por vegetação fechada, um corredor de ligação do riacho às áreas mais altas da mata. Os locais de praias do riacho e da trilha amostrados, por outro lado, são áreas mais abertas, que expõem mais os animais, e por isso o trânsito pode ser menor. Outro fator importante é que esta área permanece úmida ao longo dos meses secos, o que é muito atrativo para espécies como o tatu, por exemplo. De fato, esta espécie foi a mais abundante nos registros do barreiro. Na estação seca, o maior índice fotográfico e a maior riqueza de espécies sugeriram que os animais estejam circulando mais pelo ambiente e usando áreas úmidas da mata, o barreiro, que é a conexão para o riacho. Em floresta do PE Intervalles, SP, ao contrário, o monitoramento fotográfico de veados revelou maior atividade desses animais no verão, a estação úmida (Vogliotti, 2003). Entretanto, no PE Intervalles a estação mais seca é o inverno, com temperaturas muito baixas, e este deve ser o fator que limita a atividade dos animais. Em florestas semidecíduas como a MRC, embora as temperaturas médias sejam mais baixas, a restrição de chuvas é o fator climático mais marcante. A amostragem na estação úmida foi prejudicada pelas chuvas, que causaram mau funcionamento dos equipamentos. Para avaliar melhor as diferenças entre as estações, porém, é necessário a amostragem conjunta de vários ambientes da mata, além dos analisados, e por tempo contínuo.

As câmeras registraram espécies difíceis de visualização nos censos diurnos e noturnos (Chiarello, 1999), e pouco abundantes nas parcelas de areia, como o tatu, a paca e o guaxinim. O veado, no entanto, não foi registrado, embora suas pegadas tenham sido vistas em todos os pontos das câmeras, no barreiro, nas praias e na trilha. Vogliotti (2003) obteve os índices fotográficos mais elevados de veados em riachos, e argumenta que esse ambiente é importante como rota de deslocamento seguro, pois os rastros são eliminados, além de facilitar a locomoção pela menor quantidade de obstáculos físicos. Os menores índices foram obtidos em trilhas, que são pouco seguras por serem utilizadas por muitas espécies terrestres em especial os predadores (grandes carnívoros) e o homem (Vogliotti, 2003).

Para espécies da ordem Carnívora, que são geralmente raras e difíceis de observar, as câmeras foram muito eficientes, com o registro de cinco espécies silvestres e uma doméstica (50% do total). Resultados similares foram obtidos em ambientes florestais (Marques e Ramos, 2001; Trolle, 2003; Srbek-Araújo & Chiarello, 2005), e em áreas abertas de cerrado (Silveira *et al.*, 2003; Trolle, 2003). O método de armadilhas-fotográficas é eficiente para o registro de espécies que se movem por longas distâncias, que ocorrem em baixas densidades, de hábitos solitários ou que vivem em grupos (Carbone *et al.*, 2001, *apud* Srbek-Araújo & Chiarello, 2005).

O número de espécies registradas pelas armadilhas-fotográficas na MRC (11 silvestres, uma doméstica) foi maior que um estudo semelhante em floresta de Araucárias na FLONA de São Francisco de Paula, RS, ($> 20 \text{ km}^2$), onde foram registradas oito espécies num esforço de 1.728 horas (Marques & Ramos, 2001). A maior riqueza de mamíferos em monitoramento fotográfico em florestas foi obtida em outra unidade de conservação, a Estação Biológica Santa Lúcia (900ha), no Espírito Santo, com o registro de 21 espécies nativas e o cachorro doméstico, em 44.300 horas de monitoramento (Srbek-Araújo & Chiarello, 2005). A comparação dos resultados de diferentes monitoramentos fotográficos, no entanto, pode ser equivocada, uma vez que cada um é resultado de um esforço diferente, contínuo ou não, e do uso de diferentes equipamentos. Por exemplo, o uso de armadilhas fotográficas de marcas diferentes gerou resultados diversos no monitoramento no Espírito Santo (Srbek-Araújo & Chiarello, 2005). Na MRC, o desempenho do mesmo equipamento foi diferente entre as estações, devido a grande umidade no auge do verão (janeiro-fevereiro).

Outro aspecto importante a ser considerado é que o número de registros fotográficos não é indicativo de abundância (Cutler & Swan, 1999), uma vez que os mesmos indivíduos podem ser fotografados repetidamente, a menos que seja possível individualizar cada animal. Para jaguatiricas, por exemplo, através do reconhecimento individual do padrão das manchas observados nas fotografias foi possível a estimativa da densidade populacional em uma área no Pantanal (Trolle & Kéry, 2003).

A atividade noturna predominante na maior parte dos mamíferos neotropicais terrestres (Emmons & Feer, 1997), pôde ser conferida com o maior número de registros e espécies naquele período. O período noturno de maior atividade, de 22 às 02 hs foi semelhante a outros estudos em florestas e cerrado (Srbek-Araújo & Chiarello, 2005; Trolle, 2003). A capivara foi a única espécie fotografada fora do período principal de atividade. Esta espécie eventualmente

alimenta-se à noite, e pode até trocar o período de atividade para noturno em locais onde é intensivamente caçada (Emmons & Feer, 1997). A caça de capivaras ao longo do rio Atibaia é freqüente (dados das entrevistas e Obs. pess.), então a alteração de período de atividade pode ser uma resposta à caça. A atividade diurna eventual de gatos e cachorros-do-mato concordou com os avistamentos prévios na MRC.

Os registros do gato-maracajá foram importantes. Este é um dos felídeos menos conhecidos e mais ameaçados em São Paulo e no Brasil (IUCN, 1994; SMA, 1998; IBAMA, 2003). Ao longo de sua distribuição, do México à Argentina, é raro e restrito a florestas (Eisenberg & Redford, 1999), possuindo áreas de vida de tamanho considerável (11 – 16 km²; <http://lynx.uio.no/catfolk/sp-accts.htm>; acessado em novembro de 2004). A espécie é menos tolerante a habitats alterados que a jaguatirica (*L. pardalis*) ou o gato-do-mato pequeno (*L. tigrina*), embora utilizou bordas de floresta próximo a habitações em Linhares, no Espírito Santo (Azevedo, 1996). Os dados disponíveis classificam o gato-maracajá como noturno, com picos de atividade entre 01 e 05 hs (Konecny, 1989 *apud* Azevedo, 1996). Em Linhares, entretanto, três dos seis avistamentos da espécie ocorreram de dia (Azevedo, 1996), como na MRC (sete dos 16 registros totais). O pico de atividade noturna na MRC também foi a partir da 02:00hs. A presença de gato-do-mato na MRC havia sido citada nas entrevistas, embora a confirmação da espécie só tenha sido feita com as fotografias, devido à semelhança com o gato-do-mato pequeno (*L. tigrina*). Em 2002, um indivíduo foi atropelado na estrada paralela à mata, no Condomínio Colinas do Atibaia (caminho 1), em local de trânsito freqüente de animais silvestres (Obs. pess.).

As informações dadas pelos registros fotográficos das onças-pardas foram também de extrema importância. Em primeiro lugar porque as fotos comprovaram sua presença na MRC, em diferentes meses, evidenciando o uso periódico do ambiente da floresta pela espécie. Em segundo lugar e igualmente importante, porque foi possível confirmar que a espécie se reproduz na região, através da foto do indivíduo adulto e do jovem. Por consequência, ao menos um casal de onças adultas vive na região.

Onças-pardas têm sido registradas ocasionalmente em Campinas. Como citado no capítulo 3, onças foram avistadas em áreas próximas à MRC e em Joaquim Egídio, além de predarem carneiros em um sítio na beira do rio Atibaia. Em agosto de 2002 uma fêmea de onça-parda com 20 quilos, foi morta por caçadores nas imediações da fábrica da Rhodia em Paulínia, às margens do rio Atibaia (Obs. pess.). Embora a região seja muito alterada, com o

predomínio de pastagens, a presença da onça pode ter sido possibilitada pela mata ciliar do rio Atibaia, única vegetação mais densa existente, mesmo que de forma irregular.

Como o gato-maracajá, a onça-parda é uma espécie ameaçada em nível regional e nacional (SMA, 1998; IBAMA, 2003). Por ser um grande predador que necessita de uma extensa área de vida, e pela maior perseguição humana, a presença dessa espécie em áreas muito fragmentadas e antropizadas é cada vez mais rara (Mazolli *et al.*, 2002). A presença da onça-parda evidencia, portanto, a importância da MRC na conservação da diversidade de mamíferos regional, e agrega importância e urgência aos projetos de conservação deste fragmento.

O registro de cachorros domésticos nas parcelas de areia e em fotografias complementa os registros obtidos no censo e as informações das entrevistas. A espécie representa atualmente o principal impacto negativo sobre a fauna nativa da MRC, uma vez que a caça aparentemente não é praticada no local. O registro predominante de cachorros sem coleira pode indicar que estes não pertençam aos moradores do entorno e sejam ferais, ou seja, que vivam permanentemente na mata. Como discutido no capítulo 3, a presença de cachorros domésticos na mata é negativa, pela pressão de predação às espécies silvestres e pela introdução de doenças. Medidas efetivas de controle de cachorros no entorno e interior da MRC são indispensáveis para a conservação de toda a fauna desse fragmento, em especial dos mamíferos.

As armadilhas fotográficas possibilitam o registro de fenômenos muito difíceis ou impossíveis de observar com o censo visual e o censo de pegadas, sendo o método menos invasivo de todos. Além disso, as fotografias das espécies de médio e grande porte, principalmente os felinos, são de forte impacto, e bons instrumentos para educação e conscientização ambiental (Cutler & Swan, 1999). Embora o custo inicial para um monitoramento fotográfico com duas câmeras, semelhante ao realizado na MRC, seja o dobro do método de censo de pegadas (ver comparação no Anexo 3), os custos mensais de manutenção são semelhantes. O monitoramento com câmeras, no entanto, é autônomo, não exige a presença contínua do pesquisador no campo. Sua manutenção é rápida, ao contrário das parcelas de areia, cujo trabalho mensal de preparação e leitura é árduo.

Ambas metodologias mostraram que a maior parte dos mamíferos de médio porte da MRC é pouco abundante. Baseado somente em dados de áreas de vida dos mamíferos, obtidos na literatura (Tabela 6), a MRC seria mesmo incapaz de manter por si só a maior parte

Tabela 6. Número de indivíduos de mamíferos de médio porte esperados na MRC (modificado de Penteado & Setz, não publicado)

Espécie	Porte (kg)	Área de vida (km ²)	Número de indivíduos esperados na MRC (2,3 km ²)
<i>Cerdocyon thous</i> ⁴	3,6 – 7,9	0,3 – 11,1	0 - 8
<i>Puma concolor</i> ¹	29 - 120	32 - 155	0,07 – 0,01
<i>Leopardus pardalis</i> ¹	8 – 14,5	15 - 50	0,1 – 0,05
<i>Leopardus wiedii</i> ¹	3 - 9	14 - 31	0,2 – 0,07
<i>Herpailurus yagouaroundi</i> ⁴	4,5 – 9	1,4 – 8,5	0 - 2
<i>Eira barbara</i> ⁴	2,7 – 7	5,3 - 24	0,4 – 0,09
<i>Galictis cuja</i> ¹	1,5 – 2,0	4	0,5
<i>Nasua nasua</i> ¹	3 – 7,2	3 - 5	0,8 – 0,5
<i>Mazama guazoubira</i> ³	11 - 18	0,03 – 0,14	16 - 77
<i>Agouti paca</i> ²	5 - 13	0,01 – 0,03	76 - 230

Fontes: ¹ Eisenberg & Redford, 1999; ²Beck-King *et al.*, 1999; ³ Black-Décima, 2000; ⁴Michalski, 2000.

das espécies dos carnívoros, mas poderia abrigar um número importante de herbívoros. Os resultados mostraram que as diversas espécies estão, de fato, presentes na MRC, sejam elas residentes ou transientes. Assim, este fragmento, individualmente, colabora com a manutenção de uma parcela significativa da biodiversidade de mamíferos de floresta Atlântica. Entretanto, seu valor aumenta sensivelmente se analisado no contexto da paisagem, onde, a MRC pode ter um papel de área fonte (*sensu* Pulliam, 1998), com populações que podem recolonizar outros fragmentos da região, ou, um papel de trampolim-ecológico (*stepping-stones*), favorecendo o fluxo entre manchas de hábitat (Metzger, 2001).

A manutenção da riqueza biológica da MRC depende da qualidade da paisagem em que ela está inserida. Por isso, sua viabilidade a médio prazo, depende da existência de corredores de vegetação que faça a conexão da MRC a outros remanescentes, diminuindo seu isolamento. A recuperação e a restauração das matas ciliares nas áreas de proteção permanentes (APP's), ao longo dos cursos d'água de toda a região da MRC, é a solução básica, eficiente e viável, uma vez que essas matas são os corredores naturais de fauna, que

conectam os fragmentos entre si, permitindo o fluxo gênico e diminuindo o risco de extinção das espécies.

SÍNTESE GERAL

1. A condição de fragmento pequeno e com vegetação secundária refletiu-se na comunidade de pequenos mamíferos na MRC, que apresentou dominância de espécies generalistas, pequenas ($\leq 50\text{g}$, *Oligoryzomys nigripes*, *Akodon montensis* e *Gracilinanus microtarsus*), e grande (1.000g, *Didelphis aurita*). As espécies de peso médio (50 – 500g: *Caluromys philander* e *Rhipidomys mastacalis*), foram pouco abundantes, raras (*Nectomys squamipes*, *Oecomys* cf. *concolor*), ou ausentes (*Micoureus demerarae*, *Oryzomys* sp e *Lutreolina crassicaudata*).
2. A amostragem do dossel foi fundamental para avaliar a riqueza da comunidade uma vez que espécies foram capturadas exclusivamente (*Caluromys philander*) ou preferencialmente (*Rhipidomys mastacalis*, *Oecomys* cf. *concolor*) naquele estrato. Uma riqueza maior de espécies de pequenos mamíferos é esperada uma vez que houve adição de espécies até o último mês de amostragem.
3. Como em outros fragmentos, os marsupiais, particularmente os gambás, contribuíram com a maior parte da biomassa total e mensal na comunidade de pequenos mamíferos. O período de maior disponibilidade de biomassa foi o período de transição da estação seca para a úmida. Em relação à abundância, entretanto, os roedores predominaram na comunidade.
4. Roedores e marsupiais apresentaram estratégias reprodutivas diferentes, contínua ao longo dos meses ou concentrada na estação úmida, respectivamente.
5. Razões sexuais desviadas para machos foram observadas nas espécies menores em roedores e marsupiais.
6. A estacionalidade climática não foi determinante para a regulação das densidades populacionais das espécies, uma vez que somente uma espécie (*Akodon montensis*), apresentou populações significativamente maiores na estação seca.
7. *Gracilinanus microtarsus* apresentou história de vida caracterizada pela curta duração de vida dos machos (um ano), e das fêmeas (até um ano e meio), reprodução sincronizada, e senescência pós-reprodutiva, caracterizando a estratégia de semelparidade.

8. A abundância dos pequenos mamíferos ao longo dos meses mostrou a oferta regular de recursos para predadores na MRC, em especial os mamíferos médios e grandes.
9. A combinação dos métodos de censos visuais diurnos, entrevistas com moradores locais, censo de pegadas em parcelas de areia e armadilhas fotográficas foi eficiente para a caracterização da riqueza de espécies da comunidade de mamíferos de médio e grande porte, diurnos e noturnos.
10. A MRC apresentou riqueza expressiva e composição variada de espécies, com representantes carnívoros, frugívoros e herbívoros. A presença de diversos frugívoros é importante para a manutenção e regeneração da floresta através da dispersão das sementes dos frutos que essas espécies consomem.
11. Dos primatas que ocorrem na área, o sagüi-de-tufos-brancos (*Callithrix jacchus*) não é nativo da região, o sauá (*Callicebus nigrifrons*) e macaco-prego (*Cebus nigrinus*) foram raros, e o bugio (*Alouatta guariba*) foi abundante. O sagüi-da-serra-escuro (*C. aurita*) está localmente extinto.
12. As densidades populacionais de bugios, sagüis e esquilos foram intermediárias e semelhantes a fragmentos maiores de floresta Atlântica, mostrando que não há superpopulações dessas espécies na MRC.
13. Cachorros-doméstico estiveram presentes continuamente na MRC. Esta presença é o principal fator de impacto negativo sobre a fauna nativa, pela pressão de predação e pela introdução de doenças.
14. A MRC tem um papel importante como abrigo e área de alimentação e reprodução de espécies terrestres com grandes áreas de vida, como a onça-parda, que foi fotografada com um indivíduo jovem.
15. A importância da MRC para conservação regional de mamíferos foi confirmada. Das espécies que ali ocorrem, oito estão ameaçadas e duas provavelmente ameaçadas de extinção no estado de São Paulo. Entretanto, as populações são pequenas e medidas conservacionistas devem ser implantadas para aumentar suas probabilidades de sobrevivência. Através da recuperação e restauração das matas ciliares nas áreas de proteção permanentes (APP's) da região da MRC poderão ser formados corredores de fauna, conectando os fragmentos, permitindo o fluxo gênico e diminuindo o risco de extinção das espécies.

Tabela síntese das espécies de mamíferos silvestres que ocorrem na mata Ribeirão Cachoeira.

Ordem / Espécie	Nome comum	Dieta ^a	Hábitos ^b	Modo de detecção neste estudo
Didelphimorphia				
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	cuíca	in/on	esc	a,
<i>Caluromys philander</i>	cuíca-lanosa	fr/on	arb	a
<i>Didelphis aurita</i>	gambá	fr/on	esc	a, e, f
Xenarthra				
<i>Dasypus novemcinctus</i>	tatu-galinha	in/on	ter	e, f, i
Primates				
<i>Callithrix jacchus</i>	sagüi-de-tufo-	go/on	arb	i, e, v
<i>Callicebus nigrifrons</i>	branco	fr/on	arb	i, v
<i>Cebus nigritus</i>	sauá	fr/on	arb	i, v
<i>Alouatta guariba</i>	macaco-prego bugio	fr/he	arb	e, i, v
Carnivora				
<i>Cerdocyon thous</i>	cachorro-do-mato	fr/on	ter	e, i, v
<i>Chrysocyon brachyurus</i> *	lobo-guará	car/fr/on	ter	e
<i>Puma concolor</i>	onça-parda	car	ter	e, f, i
<i>Leopardus pardalis</i>	jagatirica	car	ter	e, i
<i>Leopardus wiedii</i>	gato-maracajá	car	esc	e, f, i, v
<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	jaguarundi	car	ter	e, v
<i>Lontra longicaudis</i>	lontra	ps	sea	e, i
<i>Eira barbara</i>	irara	car/fr	esc	e, i, v,
<i>Galictis cuja</i>	furão	car	ter	e
<i>Procyon cancrivorus</i>	guaxinim	fr/on	esc	f, i
<i>Nasua nasua</i>	quati	fr/on	esc	e, f, i
Artiodactyla				
<i>Mazama sp</i>	veado	fr/he	ter	e, i, v
Rodentia				
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	rato-do-mato	fr/gr	esc	a
<i>Akodon montensis</i>	rato-do-mato	in/on	ter	a
<i>Oecomys cf concolor</i>	rato-arborícola	fr/gr	arb	a
<i>Rhipidomys mastacalis</i>	rato-arborícola	fr/gr	arb	a
<i>Nectomys squamipes</i>	rato-d'água	fr/on	sea	a, f
<i>Sciurus aestuans</i>	esquilo	fr/on	esc	e, f, v
<i>Coendou villosus</i>	ouriço	fr/he	arb	e, v
<i>Agouti paca</i>	paca	fr/he	ter	e, f, i
<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>	capivara	he	ter	e, f, i, v
Lagomorpha				
<i>Silvilagus brasiliensis</i>	tapiti	he	ter	e, i

^a Dieta: car = carnívoro; fr = frugívoro; go = gomívoro; gr = granívoro; he = herbívoro; in = insetívoro;

on = onívoro; ps = piscívoro;

^b Hábitos: arb = arborícola; esc = escandente; sea = semi-aquático; ter = terrestre (de acordo com Fonseca *et al.*, 1996 e Eisenberg & Redford, 1999).

Detecção: a = captura em armadilhas; e = entrevistas; f = fotografias; i = indícios (pegadas, fezes, arranhados, fuçados, vocalizações); v = avistamento direto; * ocorre no entorno.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Antonini, Y., G.M. Accacio, A. Brant, B.C. Cabral, *et al.*, 2003. Insetos, pp 240-273. In: Rambaldi, D.M. & Oliveira, D.A.S. (orgs). *Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Brasília: MMA/SBF.
- Atramentowicz, M. 1986. Dynamique de population chez trois marsupiaux didelphidés de Guyane. *Biotropica*, 18(2): 136-149.
- Ayres, M.; Ayres Jr., M.; Ayres, D.L. & Santos, A.S. 2000. *Bioestat 2.0: Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas*. Belém: Sociedade Civil Mamirauá; Brasília: CNPq, 272p.
- Azevedo, F.C.C., 1996 Notes on the behavior of the margay *Felis wieddi* (Schinz, 1821), (Carnivora, felidae), in the Brazilian Atlantic Forest. *Mammalia*, 60 (2): 325-328
- Barbini, I.G. & M. Passamani, 2003. Pequenos mamíferos e a predação de ninhos artificiais no Museu de Biologia Prof. Mello Leitão (ES). *Natureza on line*, 1(2): 56-61 (www.naturezaonline.com.br, acessado em outubro de 2004).
- Bassi, C. 2004. O efeito da fragmentação sobre a comunidade de mamíferos nas matas do planalto ocidental, São Paulo, Brasil. *Dissertação de Mestrado em Ecologia*, IB, USP, SP.
- Beck-King, H.; O. Von Herversen & R. Beck-King, 1999. Home range, population density, and food resources of *Agouti paca* (Rodentia: Agoutidae) in Costa Rica: A study using alternative methods. *Biotropica* 31: 675-685.
- Becker, M. & J.C. Dalponte, 1991. *Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: um guia de campo*. Brasília: EditoraUNB, 180p.
- Begon, M.; J.L. Harper, & C.R. Townsend, 1996. *Ecology, Individuals, Populations and Communities*. Oxford: Blackwell Science, 3rd ed. 1068p.
- Bergallo, H.G. 1994. Ecology of small mammal community in an atlantic forest area in southeastern Brazil. *Stud Neotrop Fauna & Environm*, 29:197-217.
- Bergallo, H.G. & Magnusson, 1999. Effects of climate and food availability on four rodent species in Southeastern Brazil. *J. Mammal*. 80(2): 472-486.
- Betini, G.S. 1997. Comunidades de aves em fragmentos florestais da região de Campinas, SP. *Relatório Final de aperfeiçoamento*. Não publicado.
- Bicca-Marques, J. C. & C. Calegari-Marques. 1994. Exotic plant species can serve as staple food sources for wild howler populations. *Folia Primatologica*. , v.63 (4): 209 - 211.
- Black-Décima, P. 2000. Home range, social structure, and scent marking behavior in brown brocket deer (*Mazama guazoubira*) in a large enclosure. *Mastozoologia Neotropical/ J. Neotrop. Mammal*, 7(1): 5-14.
- Braithwaite, R.W. & A.K. Lee, 1979 A mammalian example of semelparity. *Am. Nat.* 103: 151-155.
- Briani, D., R.T. Santori, M.V. Vieira & N. Gobbi, 2001. Mamíferos não-voadores de um fragmento de mata mesófila semidecídua, do interior do estado de São Paulo, Brasil. *Holos Environment* 1(2): 141-149.
- Brown Jr, K.S., 1992. Borboletas da Serra do Japi: diversidade, habitats, recursos alimentares e variação temporal. pp. 142-187. In: *História Natural da Serra do Japi*. Morellato (ed.) Campinas: Editora da Unicamp e Fapesp.
- Brown Jr, K.S. & G.G. Brown, 1992. Habitat alteration and species loss in Brazilian forests. Pp 119-142. In. (T.C. Whitmores & J.A. Sayer (eds). *Tropical Deforestation and Species Extinction*. London: Chapman & Hall.
- Brown Jr, K.S. & A.L. Freitas, 2000. Atlantic forest butterflies: indicators for landscape conservation. *Biotropica* (Special Issue), 32 (4b): 934-956.
- Cáceres N.C. & Monteiro-Filho, E.L.A. 1997. Reproductive biology of the common opossum, *Didelphis aurita* (Mammalia, Marsupialia) in southern Brazil. *Brenesia*, 47- 48: 117-122.
- Cáceres N.C. & Monteiro-Filho, E.L.A. 1999. Tamanho corporal em populações naturais de *Didelphis* sp (Mammalia: Marsupialia) no sul do Brasil. *Revta Bras Biol* 59:461-469.
- Cáceres N.C. & Monteiro-Filho, E.L.A. 2000. The common opossum, *Didelphis aurita*, as a seed disperser of several plants in southern Brazil. *Ciencia e Cultura*, 52(1):41-44.
- Cáceres N.C. & Monteiro-Filho, E.L.A. 2001. Food habits, home range and activity of *Didelphis aurita* (Mammalia, Marsupialia) in a forest fragment of southern Brazil. *Stud Neotrop Fauna & Environm*, 36

(2): 85-92.

- Cáceres, N.C., I.R. Ghizoni-Jr & M.E. Graipel 2002. Diet of two marsupials. *Lutreolina crassicaudata* and *Micoureus demerarae*, in coastal Atlantic Forest island of Brazil. *Mammalia*, 66 (3): 331-340.
- Carvalho, C.T., 1965. Bionomia de pequenos mamíferos de Boracéia. *Rev. Biol. Trop.*, 13(2):239-257.
- Causey, M.K. & C.A. Cude, 1978. Feral dog and white-tailed deer interactions in Alabama. *J. Wild. Manag.*, 44(2): 481-484.
- Cerqueira, R. 1985. The distribution of *Didelphis* in South America (Polyprodonia, Didelphidae). *J. Biogeogr.* 12:135-145.
- Cerqueira, R. & H.G. Bergallo, 1993. A possible case of photoperiod controlling the reproduction of a South American marsupial. *Ciência e Cultura*, 45: 140-141.
- Cerqueira, R. R. Gentile, F.A.S. Fernandez & P.S. D'Andrea, 1993. A five year population study of an assemblage of small mammals in Southeastern Brazil. *Mammalia* 57:507-517.
- Charles-Dominique, P., M. Atramentowicz, M. Charles-Dominique, H. Gerard, A. Hladick, C.M. Hladick & M.F. Prevost, 1981. Les mammifères arboricoles nocturnes d'une forêt guyanaise: inter-relations plantes-animaux. *Rev. Ecol. (Terre et Vie)* 35:341-435.
- Chiarello, A.G. 1993. Home range of the brown howler monkey, *Alouatta fusca*, in a forest fragment of southeastern Brazil. *Folia Primatologica* 60(3):173-175.
- _____. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic Rainforest on mammal communities in southeastern Brazil. *Biological Conservation* 87:71-82.
- _____. 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. *Conservation Biology* 14 (6): 1649-1657.
- _____. 2000. Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. *Rev. Brasil. Biol.*, 60(2): 237-247.
- Chiarello, A.G. & F.R. Mello, 2002 Primate Population Densities and Sizes in Atlantic Forest Remnants of Northern Espírito Santo, Brazil. *Intern. J. Primatology*, 22: 379-396.
- Cielo Filho, R. 2001 Estrutura de abundância de um trecho na floresta estacional semidecídua no município de Campinas, estado de São Paulo: Mata Ribeirão Cachoeira. *Dissertação de Mestrado em Biologia Vegetal*, IB, UNICAMP, 108p.
- Conner, M.C.; Labisky, R.F. & Progulski, D.R., 1983. Scent-stations indices as measures of population abundance for bobcats, raccoons, gray foxes, and opossums. *Wild. Soc. Bull.* 11(2):146-152.
- Costa, T.V.V., M.V. Almeida & H.M.G. Paula. 2004 Dados preliminares sobre predação de ovos por sagüis como uma possível causa do declínio da comunidade de aves. *Resumos do XXV Congresso Brasileiro de Zoologia*, Brasília, DF.
- Crooks, K.R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16(2): 488-502.
- Crooks, K. & M. Soulé, 1999. Mesopredator release in a fragmented system. *Nature* 400:563-566.
- Cullen, L.Jr. 1997. Hunting and biodiversity in the Atlantic forest fragments, São Paulo, Brazil. M.S. Thesis, University of Florida, Gainesville.
- Cullen Jr., L., R. Bodmer & C.B. Valladares-Pádua 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biol. Conserv.* 95:49-56.
- Cullen Jr, L. & R. Rudran, 2003. Transectos lineares na estimativa de densidade de mamíferos e aves de médio e grande porte. pp 169-180. In: Cullen Jr, L., R. Rudran, C. Valladares-Pádua (orgs). *Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre*. Curitiba: Editora da UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza.
- Cutler, T.L. & D. E. Swann, 1999 Using remote photography in wildlife ecology: a review. *Wildlife Society Bulletin*, 27(3): 571-581.
- D'Andrea P.S., R. Gentile, R. Cerqueira, C.E.V. Grelle, C. Horta, L. Reys, 1999. Ecology of small mammals in a Brazilian rural area. *Rev. Br. Zool.* 16(3): 611-620.
- Davies, D.E., 1945. The annual cycle of plants, mosquitoes, birds, and mammals in two Brazilian forests. *Ecol. Monographs*, 15:245-295.

- Daily, G.C.; G. Ceballos; J. Pacheco; G. Susán & A. Sánchez-Azofeifa, 2003. Countryside biogeography of neotropical mammals: conservation opportunities in agricultura landscapes of Costa Rica. *Conservation Biology*, 17(6): 1814-1826.
- De Marco, P.Jr., & F.M. Coelho, 2004. Services performed by the ecosystem: forest remnants influence agricultural cultures' pollination and production. *Biodiversity and Conservation*, 13:1245-1255.
- Didham, R.K., 1997. The influence of edge effects and forest fragmentation on leaf litter invertebrates in Central Amazonia. Pp55-70. In: W.F. Laurance & R.O. Bierregaard, Jr. *Tropical Forest Remnants*. Chicago: The University of Chicago Press.
- Dietz, J. 1983. Notes on the natural history of some small mammals in central Brazil. *J. Mammalogy*, 3:521-523.
- Dirzo, R. & A. Miranda, 1990. Contemporary neotropical defaunation and the forest structure, function, and diversity – a sequel to John Terborgh. *Conservation Biology*, 4:444-447.
- Eisenberg, J.F. & D.G. Kleiman, 1972. Olfactory Communication in Mammals. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 3: 1-32.
- Eisenberg, J.F. & K.H. Redford, 1999. *Mammals of the Neotropics: The Central Neotropics*. Vol.3. Chicago: University of Chicago Press.
- Emmons, L.H. 1984. Geographic variations in densities and diversities of non-flying mammals in Amazonia. *Biotropica* 16:210-222.
- _____. 1987. Comparative feeding ecology of felids in a Neotropical forest. *Behav. Ecol. Sociobiol.*, 20:271-283.
- Emmons, L.H. & Feer, F. 1997. *Neotropical Rainforest Mammals*. 2a ed. Chicago: University of Chicago Press, 307pp.
- Facure, K.G. & Giaretta, A.A. 1996. Food habits of carnivores in a coastal Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Mammalia* 60: (3) 499-502.
- Facure K.G. & Monteiro Filho ELA, 1996. Feeding habits of the crab-eating fox, *Cerdocyon thous* (Carnivora, Canidae), in a suburban area of southeastern Brazil. *Mammalia*, 60: (1) 147-149.
- Facure-Giaretta, K. 2002. Ecologia alimentar de duas espécies de felinos do gênero *Leopardus* em uma floresta secundária no sudeste do Brasil. *Tese de doutorado em Ecologia*, IB, UNICAMP, 81p.
- Fonseca, G.A.B. & Kierulff, 1989. Biology and natural history of Brazilian Atlantic Forest small mammals. *Bull. Florida State Mus. Biol. Sci.* 34 (3): 99-152.
- Fonseca, G.A.B. 1989. Small mammals species diversity in Brazilian tropical primary and secondary forests of different sizes. *Rev. Bras. Zoologia*, 6(3): 381-422.
- Fonseca, G.A.B. & J.G. Robinson, 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammals communities. *Biological Conservation*, 53:265-294.
- Fonseca, G.A.B.; Herrmann, G.; Leite, Y.L.R.; Mittermeier, R.A.; Rylands, A.B. & Patton, J.L., 1996. *Lista Anotada dos mamíferos do Brasil*. Conservation International & Fundação Biodiversitas. Occasional Paper no. 4.
- Fonseca, G.A.B. & J.G. Robinson, 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammals communities. *Biological Conservation*, 53:265-294.
- Fonseca, M.G. 2001. Aspectos demográficos de *Aspidosperma polyneuron* Muell. Arg. (Apocynaceae) em dois fragmentos de floresta semidecídua do município de Campinas, SP. *Dissertação de Mestrado em Biologia Vegetal*, IB, UNICAMP, 104p.
- Forman, R.T.T. & M. Godron 1986. *Landscape Ecology*. New York: John Wiley & Sons, 619p.
- Galleti, M.R., M. Paschoal & F. Pedroni. 1992. Predation on palm nuts (*Syagrus romanzoffiana*) by squirrels (*Sciurus ingrami*) in south-east Brazil. *J. Trop. Ecol.*, 8:121-123.
- Gargaglioni, L.H., M.E. Batalhão, M.J. Lapenta, M.F. Carvalho, R.V. Rossi & V.P. Veruli, 1998. Mamíferos da estação ecológica de Jataí, Luiz Antônio, São Paulo. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 40:267-287.
- Garla, R.C., E.Z.F. Setz & N. Gobbi, 2001. Jaguar (*Panthera onca*) food habits in Atlantic rain forest of southeastern Brazil. *Biotropica* 33(4): 691-696.
- Gaspar, D.A. 1997. Ecologia e Comportamento do Bugio Ruivo, *Alouatta fusca* (Geoffroy, 1812; Primates: Cebidae), em Fragmento de Mata de Campinas, SP. *Dissertação de Mestrado*. Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.

- Gaspar, D.A., C.I. Donatti, F. Umetsu & E.Z.F. Setz, 2000. Seasonal frugivory by the brown howler *Alouatta fusca* (Atelidae, Primates) in two forest fragments in Southeastern, Brazil. 3rd *International Symposium-Workshop on Frugivores and Seed Dispersal*. São Pedro, SP.
- Gaspar, D.A.; C.I. Donatti; F. Umetsu; E.Z.F. Setz, & Z. Hirano, 2002. Sazonalidade no padrão de atividades diárias de grupos de bugios, *Alouatta guariba*, em fragmentos de floresta Atlântica. In: *Resumos do XXIV Congresso Brasileiro de Zoologia*, Itajaí, SC.
- Gaspar, D.A. 2003. Eficiência de iscas naturais e artificiais na atração de mamíferos. In. *Resumos do II Congresso Brasileiro de Mastozoologia*, Belo Horizonte, MG.
- Gentile, R., P.S. D'Andrea, R. Cerqueira & L.S. Maroja, 2000. Population dynamics and reproduction of marsupials and rodents in a Brazilian rural area: a five-year study. *Stud Neotrop Fauna & Environm*, 35: 1-9.
- Gobbo, S.K., 2003. Censo de primatas na Reserva de Santa Genebra. *Relatório Semestral Fapesp*. Não Publicado.
- González-Sóliz, J. J.C. Guix, E. Mateos & L. Llorens, 2001. Population density of primates in a large fragment of the Brazilian Atlantic rainforest. *Biodiversity and Conservation*, 10(8): 1267-1282.
- González, E.M. & Claramunt, S. 2000. Behaviours of captive short-tailed opossums, *Monodelphis dimidiata* (Wagner, 1847) (Didelphimorphia, Didelphidae). *Mammalia*, 3: 271-285.
- Gorman, M.L. & B.J. Trowbridge, 1989. The role of odor in the social lives of carnivores. Pp57-88. In: J.L. Gittleman (ed.) *Carnivore Behavior, Ecology and Evolution*. New York: Cornell University Press.
- Grelle, C.E.V. 2003. Forest structure and vertical stratification of small mammals in a secondary Atlantic forest, southeastern Brazil. *Stud Neotrop Fauna & Environm*
- Gribel, R. 1988. Visits of *Caluromys lanatus* (Didelphidae) to flowers of *Pseudobombax tomentosum* (Bombacaceae): A probable case of pollination by marsupials in central Brazil. *Biotropica*, 20: 344-347.
- Heiduck, S. 1997. Food choice in masked titi monkeys (*Callicebus personatus melanochir*): selectivity or opportunism? *Int. J. Primatol.* 18 (4): 487-502.
- Hirsch, A. 1995. Censo de *Alouatta fusca* Geoffroy, 1812 (Platyrrhini, Atelidae) e qualidade do habitat em dois remanescentes de Mata Atlântica em Minas Gerais. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais, UFMG.
- IBAMA, 2003. Lista brasileira de espécies em extinção. Disponível em <www.mma.gov.br>. Acessada em 20/10/2004.
- Janzen, D.H. 1973. Sweep samples of tropical foliage insects: effects of season, vegetation types, elevation, time of day, and insularity. *Ecology*, 54 (3): 687-708
- Jordani, & A.R.M. Pontes, 2003. Densidades de *Callithrix jacchus* (Callithrichidae, Primates) em dois fragmentos de Mata Atlântica na Estação Ecológica do Tapacurá, PE, Brasil. *Resumos do II Congresso Brasileiro de Mastozoologia*, Belo Horizonte, MG.
- Julien-Laferrrière, D. & M. Atramentowicz, 1989. Feeding and reproduction of three didelphid marsupials in two neotropical forests (French Guyana). *Biotropica*, 22(4): 404-415.
- Kinzey, W.G. 1981. The titi monkeys, genus *Callicebus*. Pp 241-276. In Coimbra-Filho & R.A. Mittermeier (eds) *Ecology and Behavior of Neotropical Primates Vol 1*. Rio de Janeiro: Academia de Ciências.
- Köppen, W., 1958. *Climatologia*. México – Buenos Aires: Ed. Fondo de Cultura e Economia, 478p.
- Kraaijeveld, K., F.J.L. Kraaijeveld-Smit & G.J. Adcock, 2003. Does female mortality drive semelparity in dasyurid marsupials? *Proc. R. Soc. Lond. B* (Suppl.), 270, S251-S253.
- Krebs, C.J., 1966. Demographic changes in fluctuating populations of *Microtus californicus*. *Ecol. Monographs*. 36 (3): 239-273.
- Krebs, C. 1999. *Ecological Methodology*. New York: Harper publishers, 654p., 2nd ed.
- Kronka, F.J.N. et al., 1993. *Inventário Florestal do Estado de São Paulo*. São Paulo: Instituto Florestal. 200p.
- Lande, R. 1988. Genetics and demography in biological conservation. *Science* 241:1455- 60.
- Laurance, W.F. & E. Yensen, 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation* 55:77-92.

- Lee A. & Cockburn, 1995. *Evolutionary Ecology of Marsupials*. Cambridge: Cambridge University Press, 284p.
- Leite, Y.L.R., J.R. Stallings & L.P. Costa, 1994. Partição de recursos entre espécies simpátricas de marsupiais na Reserva Biológica de Poço das Antas. *Rev. Bras. Biol.* 54(3): 525-536.
- Lorini, M.L., J.A. Oliveira & V.G. Persson, 1998. Annual structure and reproductive patterns in *Marmosa incana* (Lund, 1841) (Didelphidae, Marsupialia). *Z. Säugetierkunde* 59: 65-73.
- Lopes, M.A. & S.F. Ferrari 2000. Effects of human colonization on the abundance and diversity of mammals in eastern Brazilian Amazonia. *Conservation Biology* 14(6): 1658-1665.
- Magnusson, W.E. & T.M. Sanaïoti, 1987. Dispersal of *Miconia* seeds by the rat *Bolomys lasiurus*. *J. Trop. Ecol.* 3:277-278.
- Malcolm, J.R., 1988. Small mammal abundances in isolated and non-isolated primary forest reserves near Manaus, Brazil. *Acta Amazonica*, 18:67-83.
- Malcolm, J.R., 1990. Estimation of mammalian densities in continuous forest north of Manaus. pp 339-357. In: *Four Neotropical Rainforests*. A.W. Gentry (ed). Yale University Press, New Haven.
- Malcolm, J.R., 1991. Comparative abundance of neotropical small mammals by trap height. *J. Mammal.* 72(1): 188-192.
- Mares, M.A., Braun, J.K. & D. Gettinger, 1988. Observations on the distribution and ecology of the mammals of the cerrado grasslands of central Brazil. *Annals of Carnegie Museum* 58(1): 1-60.
- Mares, M.A. & K.A. Ernest, 1995. Population and community ecology of small mammals in a gallery forest of Central Brazil. *J. Mamm.*, 76:750-768.
- Marinho-Filho, J.S. 1992. Os mamíferos da Serra do Japí. Pp264-187. In: *História Natural da Serra do Japi*. Morellato (ed.) Campinas: Editora da Unicamp e Fapesp.
- Marinho-Filho, J.S., F.H.G. Rodrigues & M.M. Guimarães, 1998. Mamíferos da Estação Ecológica de Águas Emendadas. Pp34-63. In: Marinho-Filho, J.S., F.H.G. Rodrigues & M.M. Guimarães (eds) *Vertebrados da Estação Ecológica de Águas Emendadas*. SEMATEC/ IEMA, Brasília, DF.
- Marques, O.A.V., A. Eterovic & I. Sazima, 2001 *Serpentes da Mata Atlântica. Guia ilustrado para a Serra do Mar*. Ribeirão Preto: Holos, 184p.
- Marques, R.V. & F.M. Ramos, 2001. Identificação de mamíferos ocorrentes na Floresta Nacional de São Francisco de Paula/IBAMA, RS, com a utilização de equipamentos fotográficos acionados por sensores infravermelhos. *Divulgações do Museu de Ciências e Tecnologia* 6:83-94.
- Martins, E.G. 2004. Ecologia populacional e área de vida da cuíca *Gracilinanus microtarsus* (Marsupialia: Didelphidae) em um cerradão de Américo Brasiliense, São Paulo. *Dissertação de mestrado em Ecologia*, IB, Unicamp.
- Martins, M.M. 2003. Estratégias alimentares e dispersão de sementes por *Alouatta guariba* e *Brachyteles arachnoides* em um fragmento de floresta semidecídua. *Tese de Doutorado em Zoologia*, IB, USP.
- Martins, M.M. & E.Z.F. Setz 2000. Diet of the buffy tufted-eared marmosets (*Callithrix aurita*) in a forest fragment in southeastern Brazil. *Int. J. Primatology*, 21 (3): 467-476.
- Mazzolli, M., M.E. Graipel & N. Dunstone 2002. Mountain lion predation in southern Brazil. *Biological Conservation*, 105: 43-51.
- Mello, M.H.A.; M.J. Pedro JR.; A.A. Ortolani & R.R. Alfonsi, 1994. Chuva e Temperatura: cem anos de observações em Campinas. *Boletim Técnico IAC*, Campinas, SP.
- Mendes, S.L. 1989. Estudo ecológico de *Alouatta fusca* (Primates: Cebidae), na Estação Biológica de Caratinga, MG. *Rev. Nordestina Biol.*, v.6 (2): 71-104.
- Metzger, J.P., 2001. O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropica* 1(1 e2): 1-9.
- Michalski, F., 2000. Ecologia de carnívoros em área alterada no sudeste do Brasil. *Dissertação de Mestrado em Biologia Animal*. IB, UFRS, 98 p.
- Milton, K. & M. May, 1976. Body weight, diet and home range area in primates. *Nature* 259: 459- 462.
- Monteiro-Filho, E.L.A. 1995. Os mamíferos da Santa Genebra. Pp86-92 . In. Morellato, L.P.C. & H.F. Leitão-Filho (org). *Ecologia e Preservação de uma Floresta Tropical Urbana Reserva de Santa Genebra*. Campinas, Sp: Editora da Unicamp
- Morellato, L.P.C. & H.F. Leitão-Filho, 1992 Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japí. pp.112-140. In: *História Natural da Serra do Japi*. Morellato (ed.) Campinas:

Editora da Unicamp e Fapesp.

- Morellato, L.P.C. & C.F.B. Hadad, 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* (Special Issue), 32 (4b): 786-792.
- Motta-Junior, J.C., J.A.Lombardi & S.A.Talamoni, 1994. Notes on Crab-eating fox (*Dusicyon thous*) seed dispersal and foods habits in Southeastern Brazil. *Mammalia*, 58(1):156-159.
- Mittermeier, RA; Myers, N; Gil, PR & Mittermeier, CG., 1999. *Hot Spots*. Ciudad de Mexico:Cemex 430p.
- Myers, N. 1988. Tropical forests and their species: Going, going...? pp. 28-35.In: *Biodiversity*. Wilson, E.O. & F.M. Peter (eds.). Wasington, DC: National Academic Press.
- Myers, N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A.B. Da Fonseca & J. Kent. 2000. Biodiversity Hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- National Research Council, 1981 *Techniques for study of primate population ecology*. Washington, D.C: National Academy Press, 233p.
- Nowak, 1999. *Mammals of the World*, 6th ed. New York: Johns Hopkins University Press, Vol I 836p.
- Oakwood, M., A.J. Bradley & A. Cockburn, 2001. Semelparity in a large marsupial. *Proc. R. Soc. Lond. B* 268: 407-411.
- O'Connel, M.A. 1989. Population dynamics of neotropical small mammals in seasonal habitats. *J. Mammal.* 70(3): 532-548.
- Olmos, F.1991. Observations on the behavior and population dynamics of some brazilian Atlantic forest rodents. *Mammalia*, 55:555-556.
- _____. 1994. Jaguar predation on muriqui *Brachyteles arachnoides*. *Neotropical Primates* 2(2):16.
- Oversluijs-Vasquez, M.R., Heymann, E.W. 2001. Crested eagle (*Morphnus guianensis*) predation on infant tamarins (*Saguinus mystax* and *Saguinus fuscicollis*, Callitrichinae). *Folia Primatologica* 72: 301- 303.
- Paglia, A.P.; P. De Marco; F.M.Costa; R.F.Pereira & G.Lessa, 1995. Heterogeneidade estrutural e diversidade de pequenos mamíferos em um fragmento de mata secundária de Minas Gerais, Brasil. *Rev.Bras. Zool.* 12(1): 67-79.
- Palomares, F., F.Gaona, P. Ferreras & M. Delibes, 1995. Positive effects on game species of top predators by controlling smaller predator populations: in example with lynx, mongooses and rabbits. *Conservation Biology* 9:295-305.
- Paramenter, R.R., T.L. Yates, D.R.Anderson, K.P. Burnham, *et al.* 2003. Small-mammal density estimation: a field comparison of grid-based vs. web-based density estimators. *Ecol. Monograp.*, 73: 1-26.
- Pardini, R. 1998. Feeding ecology of the neotropical river otter *Lontra longicaudis* in an Atlantic Rainforest stream, south-eastern Brazil. *J. Zool., Lond.* 245: 385-391.
- _____. 2001. Pequenos mamíferos e a fragmentação da Mata Atlântica de Una, Sul da Bahia – processos e conservação. *Tese de Doutorado em Zoologia*. IB,USP, São Paulo, 147p.
- _____. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 13 (13): 2.567-2.586.
- Pardini, R., E.H. Ditt; L. Cullen Jr.; C. Bassi, C. & R. Rudran, 2003. Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte.pp181-201. In: Cullen Jr, L., R. Rudran, C. Valladares–Pádua (orgs). *Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre*. Curitiba: Editora da UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza.
- Paschoal, M., Galetti, M. 1994 Seasonal Food Use By The Neotropical Squirrel *Sciurus ingrami* In Southeastern Brazil. *Biotropica* , n.27, p.268 - 273, 1995.
- Passamani, M. 1995. Vertical stratification os samall mammals in Atlantic Hill forest. *Mammalia* 59 (2): 276-279.
- Passamani, M. & Fernandez, F.A.S. 2003. Pequenos mamíferos em fragmentos de tamanhos diferentes de mata Atlântica em Santa Teresa, Espírito Santo. In: *Resumos do II Congresso Brasileiro de Mastozoologia*, Belo Horizonte, MG.
- Pearson, D.L. & J. A. Derr, 1986. Seasonal patterns of lowland forest floor arthropod abundance in Southeastern Peru. *Biotropica*, 18(3): 244-256.
- Penteado, M.J.F. & E.Z.F. Setz, 2004. As onças e as abundâncias de predadores intermediários em fragmentos de Mata Atlântica do estdo de São Paulo. In: *Resumos do XXV Congresso*

Brasileiro de Zoologia, Brasília, DF.

- Pereira, L.A. 1991. Ecologia de pequenos mamíferos da Mata Atlântica: seleção de habitats na Reserva Biológica de Poço das Antas (Rio de Janeiro). *Tese de doutorado em Ecologia*. IB., UNICAMP, 316p.
- Pereira, L.A., W.A. Chagas & J.E. da Costa, 1993. Ecologia de pequenos mamíferos silvestres da Mata Atlântica, Brasil. Ciclos reprodutivos de *Akodon cursor*, *Nectomys squamipes* e *Oryzomys nigripes* (Rodentia, Cricetinae). *Revta Bras. Zool.* 10 (3): 371-381.
- Pereira, M.F.P.A. 1998. Biologia da polinização de duas espécies simpátricas de Acanthaceae na região de Campinas, SP. *Dissertação de Mestrado em Biologia Vegetal*, IB, UNICAMP, 59p.
- Peres, C.A. 1999. General guidelines for standardizing line-transects surveys of tropical forest primates. *Neotropical Primate*, 7 (1): 11-16.
- Pianca, C.C. 2005. A caça e seus efeitos sobre a ocorrência de mamíferos de médio e grande porte em áreas preservadas de Mata Atlântica na Serra do Paranapiacaba (SP). *Dissertação de Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas*. ESALQ – USP.
- Pinto, L.P.S., C.M.R. Costa, K.B. Strier & G.A.B. Fonseca, 1993. Habitat, density and group size of primates in a Brazilian tropical forest. *Folia Primatologica* 61:135-143.
- Primack, R.B. 1998 *Essentials of Conservation Biology*. 2ª ed. Sunderland: Sinauer Associates. 564pp.
- Primack, R.B. & Rodrigues, E., 2001. *Biologia da conservação*. Londrina: Sem Editora, 328p.
- Printes, R.C., C.G. Costa & K.B. Strier, 1996. Possible predation on two infant muriquis *Brachyteles arachnoides*, at the Estação Biológica de Caratinga, Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Primates* 4(3):85-86.
- Pulliam, H.R. 1988. Sources, sinks and population regulation. *American Naturalist*, 132: 652-661.
- Quadros, J. & E.L.A. Monteiro-Filho, 1999. Fruit occurrence in the diet of the neotropical otter, *Lontra longicaudis*, in southern Brazilian Atlantic forest and its implication for seed dispersion. *Mastozoologia Neotropical/J. Neotrop. Mammal.* 7(1): 33-36.
- Quental, T.B., F.A.S. Fernandez, A.T. Dias & F.S. Rocha, 2001. Population dynamics of the marsupial *Micoureus demerarae* in small fragments of Atlantic Coastal Forest in Brazil. *J. Trop. Ecol.*, 17: 339-352.
- Reed, D.H., 2004. Extinction risk in fragmented habitats. *Animal Conservation*, 7: 181 –191.
- Reed, D.H., J.J.; O'Grady; B.W. Brook; J.D. Ballou & R. Frankham, 2003. Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. *Biological Conservation*, 113: 23-34.
- Rodrigues, F.H.G., 2002. Ecologia do lobo guará na estação Ecológica de Águas Emendadas, DF. *Tese de Doutorado em Ecologia*, IB, UNICAMP, Campinas, SP.
- Rodrigues, F.H.G., 2004. Conservação do lobo-guará: avaliação dos problemas e perspectivas. Disponível em <<http://www.icb.ufmg.br/~beds/arquivos/loboguara.doc>>. Acessado em 20/ 10/ 2004.
- Rohe, F.; C. Tofoli; & E.Z.F. Setz, 2003. Puma (*Puma concolor*) food habits in rainforest and eucalypt plantations in southeast Brazil. In: 83rd Annual Meeting, American Society of Mammalogists, 2003, Lubbock, Texas, 2003. p. 156.
- Rosa, A.L.M. 2003. Hábitos alimentares e ambiente de ocorrência da onça-parda (*Puma concolor*) no cerrado Pé-de-gigante e região do município de Santa Rita do Passa Quatro – SP. *Trabalho de Conclusão do Curso de Ecologia*, IB, UNESP, Rio Claro 52pp.
- Roselli, K.C. 1997. Ecologia de pequenos mamíferos em uma área de cerrado do município de Américo Brasiliense, SP. *Dissertação de Mestrado em Zoologia*, IB, Unesp, Rio Claro.
- Roselli, K.C. 2003. Estratificação vertical, uso do habitat e dinâmica populacional de pequenos mamíferos do Parque Estadual de Porto Ferreira, SP. *Tese de Doutorado em Zoologia*, IB, Unesp, Rio Claro.
- Rylands, A.B., H. Schneider, A. Langguth, R.A. Mittermeier, C.P. Groves & E. Rodríguez-Luna, 2000. An assessment of the diversity of New World primates. *Neotropical Primates* 8 (2): 61-93.
- Santin, D.A. 1999. A vegetação remanescente do município de Campinas, São Paulo (SP): mapeamento, caracterização fisionômica e florística visando a conservação. *Tese de Doutorado em Biologia Vegetal*. IB UNICAMP.
- Santos, K. 1998. Flora arbustivo-arbórea do fragmento de floresta estacional semidecidual do Ribeirão Cachoeira, Campinas, SP. *Dissertação de Mestrado em Biologia Vegetal*, IB, UNICAMP, 244p.

- _____. 2003. Caracterização florística e estrutural de 11 fragmentos de mata estacional semidecidual da APA do município de Campinas, SP. *Tese de Doutorado em Biologia Vegetal*. IB UNICAMP, 235 p.
- Santos, M.F.M. & S.M. Hartz, 1999. The food habits of *Procyon cancrivorus* (Carnivora, Procyonidae) in the Lami Biological Reserve, Porto Alegre, Southern Brazil. *Mammalia*, 63 (4): 525-530.
- Schelhas, J. & R. Greenberg, 1997. Introduction: The Value of Forest Patches. In: Schelhas, J. & R. Greenberg (eds). *Forest Patches in Tropical Landscapes*. Washington, DC: Island Press.
- Seplama, 1996. *Plano de Gestão da APA Municipal de Souzas e Joaquim Egidio*. Prefeitura Municipal de Campinas, 149 p.
- Setz, E.Z.F. & W.R. Silva, 2002. Semelparity in *Marmosops paulensis* in State Park Intervales, São Paulo, Brazil. In: *Libro de Resúmenes XVII Jornadas Argentinas de Mastozoología*. Mar del Plata. Sociedade Argentina de Mastozoología.
- Shaffer, C.L. 1990. *Nature Reserves: Island Theory and Conservation Practice*. Washington, DC: Smithsonian Institution Press.
- Shaffer, M.L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *Bioscience* 13(2): 131-134.
- Sick, H. 1984. *Ornitologia Brasileira*. Brasília: Editora Universidade de Brasília, 2V.
- Silva, F. 1984. *Mamíferos Silvestres, Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, 146 p.
- Silva Jr., E.C. 1981. A preliminary survey of brown howler monkeys (*Alouatta fusca*) at the Cantareira Reserve (São Paulo, Brazil). *Rev. Bras. Biol.* 41(4):897-909.
- Silva, W.R. 2003. A importância das interações planta-animal nos processos de restauração. In: (Kageyama *et al.*, orgs) *Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais*. Botucatu: FEPAF, 340p.
- Silveira, L., A.T.A. Jacomo & J.A. Diniz Filho 2003 Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation*, 114(3): 351-356.
- SMA, 1998. *Fauna ameaçada no estado de São Paulo*. São Paulo: SMA/CED, 56p.
- Smallwood, K.S. & E.L. Fitzhug, 1995. A track count for estimating mountain lion *Felis concolor californica* population trend. *Biological Conservation*, 71:251-259.
- Srbek-Araujo, A.C. & A.G. Chiarello, 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 21: 1-5.
- Stallings, J.R. 1989. Small mammal inventories in an eastern brazilian park. *Bull. Florida State Mus. Biol. Sci.*, 34 (4): 153-200.
- Steinmetz, S. 2001. Densidade e conservação do bugio (*Alouatta fusca*) no Parque Estadual Intervales. *Neotropical Primates*, 9(2): 69-73.
- Stevenson, M.F. & A.B. Rylands, 1988. The marmosets, genus *Callithrix*. pp 131- 222. In: Mittermeier, Rylands, Coimbra-Filho & Fonseca (eds). *Ecology and Behavior of Neotropical Primates*. Washington, DC: World Wildlife Fund,
- Streilein, K.E. 1982. Behaviour, ecology, and distribution of south american marsupials. Pp231-250. In: *Mammalian Biology in South America*. M.A. Mares & H.H. Genoways (eds). University of Pittsburg, Pensilvania.
- Sutherland, W.J. 1996. *Ecological census techniques*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Talamoni, S.A. 1996. Ecologia de uma comunidade de pequenos mamíferos da estação ecológica de Jataí, Município de Luiz Antônio, SP. *Tese de Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais*, Universidade Federal de São Carlos, 177p.
- Talamoni, S.A. & Dias, M., 1999. Population and community ecology of small mammals in southeastern Brazil. *Mammalia*, 63 (2): 167-181.
- Terborgh J., 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica*, 24(2b): 283-292.
- 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., and Pollard, J.H. 2002. *Distance 4.0. Release "2"*. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK.
- Thomaziello, S.A., 1999. Planejamento ambiental e conservação de florestas urbanas: mata Ribeirão Cachoeira, Campinas, SP. *Dissertação de Mestrado em Saneamento*, FEC, UNICAMP, 114p.
- Tomas, W.M. & G.H.B. Miranda, 2003. Uso de armadilhas fotográficas em levantamentos populacionais, pp243-267. In: Cullen Jr, L., R. Rudran, C. Valladres –Pádua (orgs). *Métodos de Estudos em Biologia da*

Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Curitiba: Editora da UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza.

- Tozetti, A.M. 2002. Diversidade e padrões de atividade de mamíferos de médio e grande porte em diferentes fisionomias de cerrado na E.E. Itirapina, SP. *Dissertação de Mestrado em Ecologia*, IB, USP, SP.
- Travaini, A.; Laffite, R & Delibes, M. 1996 Determining the relative abundance of European red foxes by scent-stations methodology. *Wild. Soc. Bull.*, 24: (3) 500-504.
- Trolle, M., 2003. Mammal survey in the southeastern Pantanal, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 12 (4): 823-836.
- Trolle, M. & M. Kéry, 2003. Estimation of ocelot density in the pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *Journal of Mammalogy*, 84(2): 607-614.
- Tubelis, D.P. 2000. Aspects on the breeding biology of the gracile mouse opossum *Gracilinanus microtarsus* in a second growth forest in southeastern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 41: 173-185.
- Turkowsky, F.F; Popelka, M.L. & Bullard, R.W., 1983. Lures and baits for coyotes. *Wild. Soc. Bull.* 11(2):136-145.
- Turner, I.M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *J. Applied Ecology*, 33: 200-209.
- Turner, I.M. & R.T. Corlett, 1996. The conservation value of small isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution* 11:330-333.
- Valladares-Pádua, C.B., C.S. Martins & R. Rudran, 2003. Manejo integrado de espécies ameaçadas. Pp 647-665. In: Cullen Jr, L., R. Rudran, C. Valladares –Pádua (orgs). *Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre*. Curitiba: Editora da UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza.
- Vázquez, L.B., R.A. Medellín & G.N. Cameron, 2000. Population and community ecology of small rodents in montane forest of western Mexico. *J. Mammal.* 81(1): 77-85.
- Veloso, HP; Rangel Filho, ALR & Lima, JC. 1991. *Classificação da vegetação brasileira adaptado a um sistema universal*. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de geografia e Estatística (IBGE), 123p.
- Viana, V.. & A.A. Tabanez, 1996. Biology and conservation of Forest fragments in the Brazilian Atlantic Moist Forest, pp151-167. In: Schelhas & Greenberg (eds). *Forest Patches in Tropical Landscapes*. Washington, DC: Island Press.
- Vieira, E.M. 1998. Ecologia de pequenos mamíferos do Parque Estadual de Intervales, Sudeste do Brasil. *Tese de Doutorado em Ecologia*. IB, UNICAMP.
- Vieira, E.M. & Izar, P. 1999. Interactions between aroids and arboreal mammals in the Brazilian Atlantic forest. *Plant Ecology*, 145: 75-82.
- Vieira, E.M. & Monteiro-Filho, E.L.A. 2003. Vertical stratification of small mammals in the Atlantic rain forest of south-eastern Brazil. *J. Trop. Ecol.* 19:501-507.
- Vieira, M.V.; Fernandez, F.; Ferrari, S.; Freitas, M.; Moura; Olifiers, N.; Oliveira, P.; Gaspar, D.A.; Pardini, R.; Faria, D.; Pires, A.; Ravetta, A.; Mello, R.; Ruiz; Setz, E. 2003. *Mamíferos*. In: Rambaldi, D.M. & Oliveira, D.A.S. (orgs). *Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Brasília: MMA/SBF.
- Vivo, M. & Gregorim, R. 2001. *Mamíferos*. In: *Intervales*. São Paulo, Fundação Florestal, p. 116-123.
- Vogliotti, A. 2003. História natural de *Mazama bororo* (Artiodactyla: Cervidae) através da etnozoologia, monitoramento fotográfico e rádio-telemetria. *Dissertação de Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas*. Esaq, USP, Piracicaba, 99p.
- Voltolini, J.C. 1997 Estratificação Vertical de Marsupiais e Roedores na Floresta Atlântica do Sul do Brasil. *Dissertação de Mestrado em Zoologia*. IB, USP, 95p.
- Wang, E. 2002 Diets of Ocelots (*Leopardus pardalis*), margays (*L. wieddi*) and oncillas (*L. tigrinus*) in the Atlantic rainforest in southeast Brazil. *Stud Neotrop Fauna & Environm*, 37(3): 207-212.
- Wemmer, C.; Kunz, T.H., Lundie-Jenkins, G. & McShea W.J., 1996. Mammalian sign. pp. 157-176. In: *Measuring and Monitoring Biological Diversity, Standard Methods for Mammals*. Wilson, D.E.; Cole, F.R.; Nichols, J.D.; Rudran, R. & Foster, M.S. (eds). Washington and London: Smithsonian Institution Press.
- Wilson, G.J. & R. J. Delahay, 2001. A review of methods to estimates the abundance of terrestrial carnivores

- using field signs and observations. *Wildlife Research*, 28: 151-164.
- Whitmore, T.C. 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. Pp 3-12. In W.F. Laurance & R.O. Bierregaard, Jr. *Tropical Forest Remnants*. Chicago: The University of Chicago Press.
- Whitesides, G.H.; J.F. Oates; S.M. Green & R.P. Kluberanz, 1988. Estimating primate densities from transects in a west African rain forest: a comparison of techniques. *J. Appl. Ecol.* 57: 345-367.
- Wood, D.H., 1970. Na ecological study of *Anthechinus stuartii* (Marsupialia) in a south-east Queensland rain forest. *Aust. J. Zool.*, 18: 185-207.
- Yanes, M. & F. Suárez. 1996. Incidental Nest Predation and Lark Conservation in an Iberian Semiarid Shrubsteppe. *Conservation Biology* 10: 881-887.
- Young, T.P. & Isbell, L.A. 1994. Minimum groups size and other conservation lessons exemplified by a declining primate population. *Biological Conservation* 68: 129-134.
- Zar, J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*. 4th Ed. New Jersey: Prentice Hall.
- Zuidema, P.A., J.A. Sayer & W. Dijkman, 1996. Forest fragmentation and biodiversity: the case for intermediated-size conservation areas. *Environmental Conservation* 23(4): 290-297.

ANEXO 1

RESOLUÇÃO DE TOMBAMENTO DA MATA RIBEIRÃO CACHOEIRA

Terça-feira, 19 de novembro de 2002

CAMPINAS
Diário Oficial

7

SECRETARIA DE CULTURA

SECRETARIA MUNICIPAL DE CULTURA, ESPORTES E TURISMO

CONSELHO DE DEFESA DO PATRIMÔNIO CULTURAL DE CAMPINAS - CONDEPACC

RESOLUÇÃO Nº 38 DE 14 DE MARÇO DE 2002

Valter Ventura da Rocha Pomar, Secretário Municipal de Cultura, Esportes e Turismo, no uso de suas atribuições legais e nos termos do artigo 10 da Lei Municipal nº 5885 de 17 de dezembro de 1987 e do Decreto nº 9585 de 11 de agosto de 1988, **RESOLVE**:

Artigo 1º - Fica tombada a Mata Ribeirão Cachoeira, localizada no Distrito de Sousas, município de Campinas, bem de interesse ambiental, coordenadas 22°50'13"S e 46°55'58"W, delimitada pela poligonal abaixo descrita e conforme mapa anexo:

" Partindo do ponto nº 1, confluência das estradas de terra próximas a foz do Ribeirão Cachoeira, quando deságua no Rio Atibaia, no condomínio Colinas do Atibaia I, com coordenadas UTM x= +8705 e y= +12319, segue paralelo ao caminho numa distância de 419,79 ms, rumo 66°48'05"NE, onde encontra o ponto nº 2; segue paralelo ao caminho, numa distância de 266,69 ms, rumo 83°32'28"NE onde encontra o ponto nº 3; segue paralelo ao caminho numa distância de 428,02 ms, rumo 52°35'41"NE onde encontra o ponto nº 4; segue paralelo ao caminho numa distância de 115,43 ms, rumo 85°01'49"NE onde encontra o ponto nº 5; segue paralelo ao caminho numa distância de 168,80 ms, rumo 76°17'35"SE, onde encontra o ponto nº 6; segue numa distância de 281,78 ms, rumo 62° 31' 32"SE, propriedade da Embaúba Agropecuária onde encontra o ponto nº 7; segue numa distância de 429,26 ms, rumo 87°59'51"NE, propriedade da Embaúba Agropecuária, onde encontra o ponto nº 8; segue numa distância de 89,44 ms, rumo 26°33'05"SW, propriedade da Embaúba Agropecuária, onde encontra o ponto nº 9; segue numa distância de 141,42 ms, rumo 81°52'12"SE, propriedade da Embaúba Agropecuária, onde encontra o ponto nº 10; segue numa distância de 107,47 ms, rumo 05°20'21"NE, propriedade da Embaúba Agropecuária, onde encontra o ponto nº 11; segue numa distância de 191,17 ms, rumo 87°36'06"NE, propriedade da Embaúba Agropecuária, onde encontra o ponto nº 12; segue numa distância de 280,18 ms, rumo 02°02'43"SE, propriedade da Embaúba Agropecuária, onde encontra o ponto nº 13; segue numa distância de 274,09 ms, rumo 14°47'48"SE, propriedade da Embaúba Agropecuária, onde encontra o ponto nº 14; segue numa distância de 92,78 ms, rumo 59°33'57"SE, propriedade da Embaúba Agropecuária, onde encontra o ponto nº 15; segue numa distância de 353,00 ms, rumo 0°09'44"SE, onde encontra nos fundos do lote 41 do Colinas do Atibaia III o ponto nº 16; segue numa distância de 296,03 ms, rumo 60°45'28"SW, onde encontra dentro do lote 42 do Colinas do Atibaia III, o ponto nº 17; segue numa distância de 421,90 ms, rumo 84°33'35"SW onde encontra nos fundos do lote 60 do Colinas do Atibaia III, o ponto nº 18; segue numa distância de 53,85 ms, rumo 21°48'05"SW, onde encontra nos fundos do lote 60 do Colinas do Atibaia III, o ponto nº 19; segue numa distância de 239,34 ms, rumo 66°38'40"SW, onde encontra nos fundos do lote 62 do Colinas do Atibaia III, o ponto nº 20; segue numa distância de 336,79 ms, rumo 71°50'03"NW, onde encontra no limite do lote 61 do Colinas do Atibaia II o ponto nº 21; segue numa distância de 212,00 ms, rumo 48°48'51"NW, onde encontra nos fundos do lote 60 do Colinas do Atibaia II o ponto nº 22; segue numa distância de 80,78 ms, rumo 68°11'55"SW, onde encontra nos fundos do lote 60 do Colinas do Atibaia II o ponto nº 23; segue numa distância de 403,11 ms, rumo 23°23'07"NW, onde encontra nos fundos do lote 57 do Colinas do Atibaia II o ponto nº 24; segue numa distância de 107,07 ms, rumo 65°41'44"SW no limite e fundos do lote 55 do Colinas do Atibaia II o ponto nº 25; segue numa distância de 133,14 ms, rumo 55°42'47"NW, onde encontra nos fundos do lote 54 do Colinas do Atibaia II, o ponto nº 26; segue numa distância de 73,82 ms, rumo 54°22'20"SW, onde encontra nos fundos do lote 54 do Colinas do Atibaia II o ponto nº 27; segue numa distância de 158,94 ms, rumo 55°30'36"NW, onde encontra nos fundos do lote 53 do Colinas do Atibaia II, o ponto nº 28; segue numa distância de 105,69 ms, rumo 69°30'27"SW, onde encontra nos fundos do lote 52 do Colinas do Atibaia II, o ponto nº 29; segue numa distância de 130,00 ms, rumo 22°37'12"NW, onde encontra no limite do lote 69 e área remanescente o ponto nº 30; segue numa distância de 261,96 ms, rumo 66°22'14"NW, onde encontra a margem da estrada e limite do lote 68, o ponto nº 31; segue numa distância de 142,30 ms, rumo 28°53'55"NE, onde encontra o ponto inicial nº 1; tendo o perímetro descrito a área total de 233,7 hectares, igual a 2.098.000 m² com 2.584 metros de comprimento no sentido leste-oeste e 1.360 metros no sentido norte-sul."

Parágrafo único - O bem tombado pela presente resolução passa a ser objeto

das sanções e benefícios previstos pela Lei Municipal nº 5885 de 17 de dezembro de 1987 e da Lei Municipal nº 10390 de 21 de dezembro de 1999.

Artigo 2º - A área envoltória do bem tombado constante do artigo 1º desta resolução, conforme prevêm os artigos 21, 22 e 23 da Lei Municipal nº 5885 de 17 de dezembro de 1987, fica regulamentada pelo raio envoltório de 300 metros do perímetro do bem tombado, conforme mapa anexo:

- 1- Loteamento Colinas do Atibaia I, II, III, com lotes total ou parcialmente inseridos no raio de 300 metros;
- a- Colinas do Atibaia I, lotes 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 41, 42, 43.
- b- Colinas do Atibaia II, lotes 1, 2, 42, 43, 44, 45, 46, 49, 50, 51, 52, 53, 54, 55, 56, 57, 58, 59, 60, 61, 62, 63, 64, 67, 68, 69.
- c- Colinas do Atibaia III, lotes 1, 2, 3, 4, 5, 6, 13, 14, 15, 38, 39, 40, 41, 42, 43, 44, 45, 46, 53, 54, 55, 56, 57, 58, 59, 60, 61, 62.
- 2- Fazenda Atalaia
- 3- Sítio Cubatão
- 4- Sítio Soledade
- 5- Fazenda São João
- 6- Trecho da rodovia CAM-010 (Campinas - Pedreira)
- 7- Rio Atibaia

Artigo 3º - A área envoltória a que se refere o artigo 2º desta resolução deverá adequar-se às seguintes restrições quanto ao uso e ocupação:

- a- Pavimentação das ruas, acessos e estradas - deverão ficar sem pavimentação (terra batida) ou com pavimentação com componentes de alta permeabilidade (bloquete, paralelepípedo, terra-de-cupim);
- b- Vias de acesso, estradas e ruas deverão ser providas de caixas de contenção laterais suficientes para coletar e disciplinar o escoamento de toda a água pluvial, reduzindo o risco de erosão;
- c- Construções novas - gabarito de altura máxima de 8 metros e distante de, no mínimo, 100 metros do limite da mata; para os lotes com 50% de sua área dentro do raio de 100 metros da mata as novas construções serão analisadas caso a caso pelo CONDEPACC;
- d- Área permeável mínima das glebas: 80% da área total;
- e- A iluminação externa das edificações deverá ser difusa, sem foco aberto e com luz não atrativa aos insetos;
- f- Corte e aterro da gleba deverá ser menor que 1 metro;
- g- Esgoto - preferencialmente fossa séptica ou com filtros de reciclagem. Não será permitida a emissão de esgoto nos córregos e rios locais;
- h- Deve-se encaminhar para reciclagem todos os resíduos sólidos (plástico, vidro, metais, papel, pilhas, etc.) e preferencialmente compostar os materiais orgânicos;
- i- Fica proibida a caça e qualquer tipo de extração de espécies arbóreas e arbustivas, salvo autorização por escrito e assinada dos órgãos competentes;
- j- Nas glebas contíguas às matas, somente será permitida a criação de cães presos;
- k- As plantas de novas construções ou reformas deverão ser apresentadas a C.S.P.C., constando de gabarito de altura, área da gleba e área total construída, destinação do esgoto e distância aproximada da construção da mata;
- l- Não será permitida a fragmentação das glebas em áreas menores que 20.000 m²;
- m- Ficam proibidos: queimadas para a limpeza do terreno, uso de agrotóxicos de qualquer espécie (substâncias sintéticas usadas para controlar ervas indesejáveis, insetos, fungos e ratos) na área externa das edificações, uso de fogos de artifícios e balões, uso de armas de fogo destinados a caça, uso de armadilhas para manter preso, matar e/ou molestar animais silvestres, cerca elétrica, ceva de animais, arame farpado;
- n- A utilização da água dos córregos deverá seguir a legislação vigente: federal, estadual e municipal;
- o- A emanação de som não poderá ser maior que 80 decibéis a partir da margem da mata;
- p- As matas ciliares e 20%(vinte), no mínimo, da área das glebas (conforme Leis de Proteção Ambiental vigentes - Lei 4771 de 15/09/1965 alterada pela Lei 7803 de 1989 onde se institui o Código Florestal, Lei 6902 de 27/05/1981, artigo 8º e 9º da Constituição Federal do Brasil - Legislação estadual capítulo IV seção 1 do Meio Ambiente, dos Recursos Naturais e do Saneamento, artigo 197 - Decreto Federal nº 750 de 10/02/1993, artigo 1 - Lei Orgânica do Município, capítulo IV, Seção II, do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais e Decreto nº 11.172 de 28/05/1993 que prevê a criação da Área de Proteção Ambiental (APA) de Sousas e Joaquim Egídio e a Lei 9605/1998) deverão ser recompostas em 5 (cinco) anos, a contar da data de publicação desta resolução. As normas de recuperação deverão ser aquelas exigidas pelo D.P.R.N. (Departamento de Proteção dos Recursos Naturais - Secretaria do Meio Ambiente - SP);

q- Cerca com espaçamento de 40 cm entre os arames para evitar acidentes com animais;
r- Permissão de plantio somente para plantas nativas.

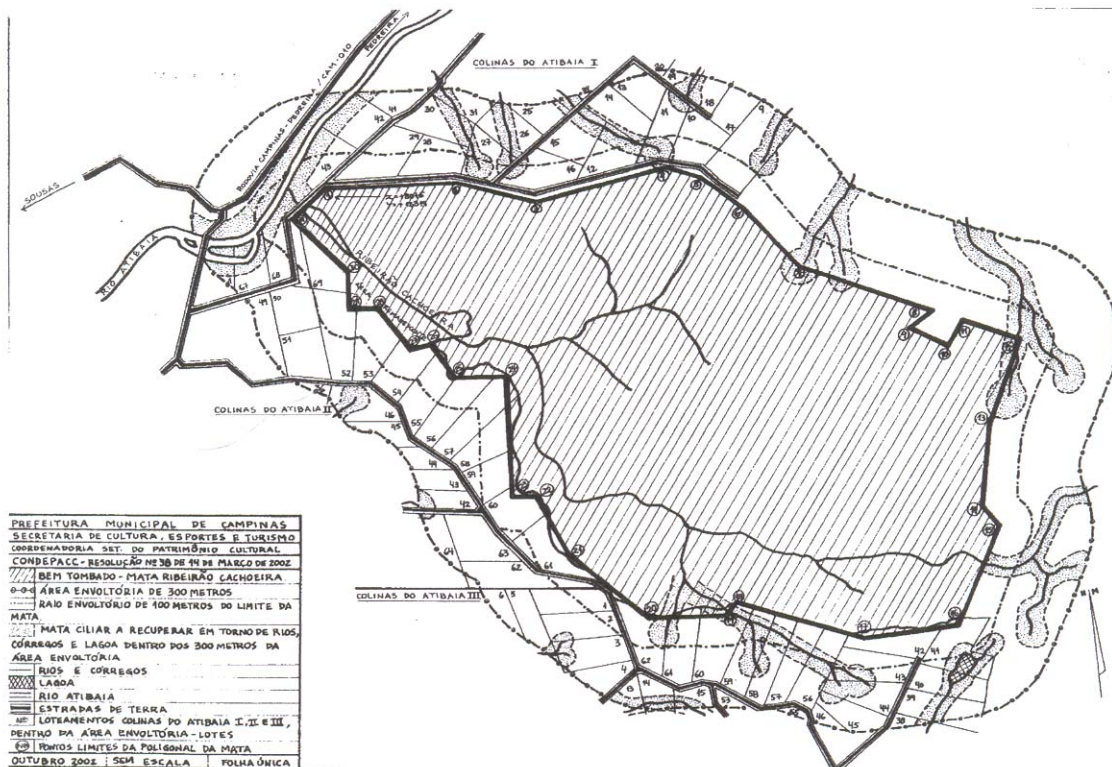
Artigo 4º - Fica a Coordenadoria Setorial do Patrimônio Cultural, autorizada a inscrever no livro tomo competente, o imóvel tombado por esta Resolução e providenciar junto à Secretaria Municipal de Assuntos Jurídicos e Cidadania da Prefeitura Municipal de Campinas, averbação desta medida no Cartório da Circunscrição de Registro Imobiliário, a que pertence esse bem.

Artigo 5º - Faz parte desta Resolução um mapa de identificação do bem tombado e de sua área envoltória.

Artigo 6º - Esta Resolução entra em vigor, na data de sua publicação.

Campinas, 01 de novembro de 2002

VALTER VENTURA DA ROCHA POMAR
Secretário Municipal de Cultura, Esportes e Turismo Presidente do CONDEPACC



ANEXO 2

Roteiro de Entrevistas para moradores do entorno da Mata do Ribeirão Cachoeira

1. Chácara número: _____ ☐ Proprietário; ☐ Caseiro / Nome _____
2. Tamanho da Família: Adultos _____ Crianças _____
3. Há quanto tempo mora nesta chácara/ no condomínio? _____ / _____
4. Já morou em sítio (zona rural) antes? Onde (cidade/estado)? _____
5. Quanto tempo na semana fica na chácara? ☐ até dois dias ☐ mais dois dias ☐ semana inteira
6. Costuma andar à noite pelo condomínio? _____
7. Quais e quantos animais domésticos tem a chácara? ☐ Cachorro ☐ Gato ☐ Cavalo ☐ Galinha
☐ Pato ☐ Ganso ☐ Vaca ☐ Outros _____
8. Qual raça de cachorro que possui ? ☐ pequeno ☐ médio ☐ grande _____
9. Como os cachorros ficam na chácara? ☐ Soltos ☐ Presos em corrente ☐ Em canil
10. Como as criações ficam na chácara?
Aves: ☐ Soltas ☐ Sempre confinadas ☐ Confinadas à noite
Mamíferos: ☐ Soltos ☐ Sempre confinados ☐ Confinados à noite
11. Já viu algum animal do mato na sua Chácara (Ch) ou no Condomínio (Co) ? Quais?

12. O que você fez ? _____
_____ + _____
13. Já viu bichos do mato mortos no condomínio (Co) ou na estrada próxima (Es)? Qual?

14. Produz algo que comercializa? _____
14. Já teve algum prejuízo (perda de criação) por animais do mato? Qual?

15. Já passeou na mata?
☐ Sim - O que achou? _____
☐ Não - Tem vontade de conhecer a mata? _____

ANEXO 3

COMPARAÇÃO DE CUSTO – BENEFÍCIO DOS MÉTODOS DE CENSO DE PEGADAS EM PARCELAS DE AREIA E ARMADILHAS FOTOGRÁFICAS

	Montagem (investimento inicial)	R\$	Manutenção Mensal	R\$
Parcelas de areia (74 unidades, 0,6 m ² ; 4 noites/ mês)	Areia (0,5 saco/ unidade amostral)	74,00	Areia para completar perdas	10,00
	Molduras parcelas	15,00	Banana	6,00
	Plásticos	25,00	Isca odorífera *	2,00
	Auxiliares de campo (2 x 4 dias)	320,00	Auxiliar campo (1 x 2 dias)	80,00
	Total	434,00	Total	98,00
Duração	4 dias (8 horas)		4 dias (6 - 8 horas)	
	Riqueza spp em	9 meses	= 13 ± 2	
Armadilhas fotográficas				
	Câmera	435,00**		
	Filme 400/36	15,00	Filme 400/36	16,00
	Pilhas alcalinas D (6)	30,00	Pilhas alcalinas D (6)	30,00
	Pilhas alcalinas AA (2)	10,00	Pilhas alcalinas AA (2)	10,00
	Corrente + cadeado	10,00	Revelação filme	25,00
	Auxiliar campo	20,00		
	Total	520,00	Total	81,00
Duração	~ 2h		~ 1h	
	Riqueza spp em	16 meses	= 12	

* 1 frasco rende ~1250 parcelas. Não inclui custos de importação

** Modelo fabricado no Brasil (Trapacâmera)