

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
INSTITUTO DE BIOLOGIA



CAMILA PAULA DE CASTILHO

Comunidade de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos
de Mata Semidecidual da APA Municipal de Campinas, SP.

Dissertação apresentada ao Instituto de Biologia
para obtenção do Título de
Mestre em Ecologia.

Este exemplar corresponde à redação final
da tese defendida pelo(a) candidato (a)
CAMILA PAULA DE CASTILHO.
e aprovada pela Comissão Julgadora

A handwritten signature in black ink, appearing to be "Eleonore Zulnara Freire Setz".

Orientador(a): Profa. Dra. Eleonore Zulnara Freire Setz

Campinas, 2010

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

C278c

Castilho, Camila Paula de

Comunidade de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos de Mata Semidecidual da APA Municipal de Campinas, SP / Camila Paula de Castilho. – Campinas, SP: [s.n.], 2010.

Orientadora: Eleonore Zulnara Freire Setz.
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia.

1. Mamífero. 2. Fragmentação florestal. 3. Mata Atlântica. 4. Iscas odoríferas. 5. Parcelas de areia. I. Setz, Eleonore Zulnara Freire, 1953-. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. III. Título.

(rcdt/ib)

Título em inglês: The community of medium and large mammals in fragments of Atlantic Forest in the Environmental Protected Area of Campinas, São Paulo State.

Palavras-chave em inglês: Mammals; Forest fragmentation; Atlantic Forest; Odor baits; Track stations.

Área de concentração: Ecologia.

Titulação: Mestrado em Ecologia.

Banca examinadora: Eleonore Zulnara Freire Setz, Wesley Rodrigues Silva, Denise de Alemar Gaspar.

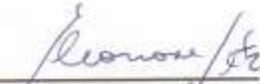
Data da defesa: 18/02/2010.

Programa de Pós-Graduação: Ecologia.

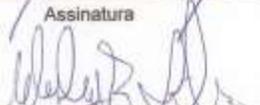
Campinas, 18 de fevereiro de 2010.

BANCA EXAMINADORA

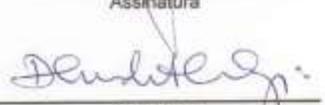
Prof(a). Dr(a). Eleonore Zulnara Freire Setz


Assinatura

Prof. Dr. Wesley Rodrigues Silva


Assinatura

Prof(a). Dr(a). Denise de Alemar Gaspar


Assinatura

Prof. Dr. Fernando Roberto Martins

Assinatura

Prof(a). Dr(a). Cristiana Saddy Martins

Assinatura

DEDICATÓRIA

Dedico esta dissertação ao meu pai,
Dioraci, e à minha mãe, Maria Rita.

AGRADECIMENTOS

À Eleonore Setz por aceitar e contribuir para o desenvolvimento dessa idéia e acompanhar todo o caminhar desta jornada. Pela orientação e pela ajuda no campo, inclusive para levar quilos e mais quilos de areia para o campo. Pelo entusiasmo, pela atenção e disposição nesses últimos anos.

Aos proprietários e funcionários das fazendas, pela permissão de acesso às matas, pelo suporte, atenção e interesse ao longo desses anos, bem como pelo carinho e amizade.

Ao Élson, sem o qual o projeto não teria se realizado. Pela ajuda na busca das fazendas, nas aberturas e marcações de trilha, para carregar sacos de areia para o campo mesmo nos finais de semana! Pela amizade, carinho e apoio, escutando minhas preocupações e desespero com as chuvas que não param! e outros problemas mais, pelos conselhos e sugestões.

À Karina, por me ajudar incondicionalmente e praticamente todos os dias no campo com entusiasmo e disposição. Por enfrentar não somente os quilos de areia, mais os 'quilos' de carrapatos, as vacas malucas, os cachorros enfurecidos, os atolamentos...com certeza o campo foi mais divertido e gostoso com sua presença, Ká! Obrigada pela amizade e apoio.

Aos demais ajudantes de campo que dedicaram parte de seu tempo para me ajudar: Bruna, Mariana, Josiane, Maria Carolina, Maria Carolina (Marol), Patrícia, Tamílie, Cibele, Vitor, Feno, Ignácio, Celso, Hugo, Thiago e Douglas .

Aos meus amigos da pós-graduação que, apesar da minha ausência e dos furos nos encontros não desistiram de mim! Obrigada pelas conversas e pela amizade.

A Pedro que se tornou não somente um grande parceiro nos seminários das disciplinas, mas um grande amigo sempre perguntando como as coisas iam, dando sugestões e conselhos, ouvindo sempre os problemas e alegrias do campo.

Como as minhas demais amigas Fer, Ná, Nico, Mô, Rê, Sissi e Val que torceram por mim apesar da distância.

Aos queridos colegas e funcionários do departamento pela amizade e bate-papos gostosos no corredor: Sueli, Paulo César, Ricardo e à Célia e ao Rafael por me ajudar com as questões burocráticas e dúvidas que surgiam nesse setor.

À Chris, Gabi, Hedda Carol, Daniel, Sebá e Danilo, que me ajudaram também nessa última etapa, com os cálculos, análises e sugestões nos capítulos.

À Fundação MB, por conceder a bolsa de mestrado e ao Prof. Wesley por me ajudar com a prorrogação de mais seis meses para finalizar o meu campo. À PROAP e a FAEPEX, que me auxiliaram com os gastos de campo e à Idea Wild, por contribuir com equipamentos.

Aos meus pais, os melhores pais do mundo, pelo incentivo e investimento educacional, financeiro e afetivo, que me permitiram chegar onde eu queria, acreditando sempre em mim. Às melhores irmãs do mundo que também sempre acompanharam as peripécias desses três anos me apoiando e incentivando, apesar de não entenderem o porquê de trabalhar onde tem carrapatos. E a toda minha família que torceu por mim nesse período, incluindo a Branquita e a Jô-jo.

A Wilson Miguel, outro amor da minha vida, sempre me apoiando e incentivando ao longo desses cinco anos. Obrigado pela alegria, fidelidade e companheirismo, como pelas ajudas no campo mesmo carregando peso e mais peso em baixo de sol forte ou de chuva prá lá e pra cá.

Aos mamíferos da APA de Campinas, que permitiram que esse estudo se realizasse. Espero que eu possa contribuir para sua sobrevivência futura.

ÍNDICE

| | |
|--|----|
| Resumo | 1 |
| Abstract | 2 |
| | |
| Introdução Geral | 3 |
| Objetivos gerais..... | 9 |
| Área de estudo..... | 10 |
| Referências Bibliográficas..... | 17 |
| | |
| Capítulo 1. A riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos de Mata Semidecidual da APA Municipal de Campinas. | |
| Resumo..... | 26 |
| Abstract..... | 27 |
| Introdução..... | 28 |
| Material e Métodos..... | 30 |
| Resultados..... | 33 |
| Discussão..... | 46 |
| Referências Bibliográficas..... | 51 |
| | |
| Capítulo 2. A abundância e freqüência de ocorrência de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos de Mata Semidecidual da APA Municipal de Campinas. | |
| Resumo..... | 59 |
| Abstract..... | 60 |
| Introdução..... | 61 |
| Material e Métodos..... | 63 |
| Resultados..... | 65 |
| Discussão..... | 72 |
| Referências Bibliográficas..... | 78 |
| | |
| Capítulo 3. Considerações Finais..... | 86 |
| Referências Bibliográficas..... | 88 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1. Localização do município de Campinas no estado de São Paulo e a localização da Área de Proteção Ambiental de Campinas e da Área de Controle Ambiental no município de Campinas, áreas do presente estudo..... | 12 |
| Figura 2: Mapa de Plano de Informação do Uso de Terra da APA Municipal de Campinas, com detalhamento das classes de uso e suas respectivas ocorrências, áreas, perímetro e área relativa..... | 13 |
| Figura 3. Localização dos 14 fragmentos (delimitados por linha amarela) localizados na Área de Proteção Ambiental de Campinas (delimitada por linha branca) e na Área de Controle Ambiental do município de Campinas..... | 16 |
| Figura 4: Curvas de acumulação de espécies de mamíferos de médio e grande porte observada (Mao Tau) e estimada (Jackknife) para os fragmentos A1 (a), SM1 (b) e H1 (c) da APA de Campinas..... | 36 |
| Figura 5: Curvas de acumulação de espécies de mamíferos de médio e grande porte observada (Mao Tau) e estimada (Jackknife) para os fragmentos H2 (a), JE (b) e SM3 (c) da APA de Campinas..... | 37 |
| Figura 6: Curvas de acumulação de espécies de mamíferos de médio e grande porte observada (Mao Tau) e estimada (Jackknife) para os fragmentos JS (a), A2 (b) e SM2 (c) da APA de Campinas..... | 38 |
| Figura 7: Curvas de acumulação de espécies de | |

| | |
|--|----|
| mamíferos de médio e grande porte observada (Mao Tau) e estimada (Jackknife) para os fragmentos SS (a), M2 (b) e M1 (c) da APA de Campinas..... | 39 |
| Figura 8: Curvas de acumulação de espécies de mamíferos de médio e grande porte observada (Mao Tau) e estimada (Jackknife) para os fragmentos SH (a) e RC (b) da APA de Campinas..... | 40 |
| Figura 9. Curvas de acumulação de espécies de mamíferos de médio e grande porte estimada (Jackknife 1) para o conjunto de fragmentos da APA de Campinas..... | 41 |
| Figura 10. Relação entre o número de espécies de mamíferos registrados pelas parcelas de areia e a área dos fragmentos estudados da APA de Campinas..... | 44 |
| Figura 11. Relação entre a riqueza padronizada (riqueza média) e a área dos fragmentos da APA de Campinas..... | 44 |
| Figura 12. Dendrograma de similaridade da comunidade de mamíferos de médio e grande porte entre os fragmentos da APA de Campinas..... | 46 |
| Figura 13. Variação dos IARs nas quatro estações do ano para o gambá e para seus eventuais predadores: cachorro doméstico, cachorro-do-mato e jaguatirica no maior fragmento RC (220ha)..... | 68 |
| Figura 14. Relação entre as áreas dos fragmentos e os IARs das espécies nos fragmentos da APA de Campinas..... | 70 |
| Figura 15. Relação entre área do fragmento e IAR do gambá nos fragmentos | |

| | |
|---|----|
| da APA de Campinas..... | 70 |
| Figura 16. Relação entre área do fragmento e o IAR do cachorro doméstico nos fragmentos da APA de Campinas..... | 71 |
| Figura 17. Relação entre área do fragmento e IAR do tatu galinhanos fragmentos da APA de Campinas..... | 71 |
| Figura 18. Relação entre área do fragmento e IAR do cachorro-do-mato nos fragmentos da APA de Campinas..... | 72 |
| Figura 19. Relação entre área do fragmento e IAR do tatu peba nos fragmentos da APA de Campinas..... | 72 |

ÍNDICE DE TABELAS

| | |
|---|----|
| Tabela 1. Localização geográfica, área, tipo de matriz e hidrografia dos 13 fragmentos pequenos e do controle estudados na APA Municipal de Campinas..... | 15 |
| Tabela 2. Espécies registradas nos 13 fragmentos e no fragmento controle da APA de Campinas, seus respectivos tipos de habitats, suas dietas e métodos de observação..... | 34 |
| Tabela 3. Riqueza absoluta, riqueza estimada e presença e ausência das espécies de mamíferos de médio e grande porte verificados através das parcelas de areia nos 13 fragmentos e no fragmento controle da APA de Campinas, com suas respectivas áreas e esforços amostrais..... | 42 |
| Tabela 4. Espécies de carnívoros observadas nos fragmentos e no controle da APA de Campinas em comparação as espécies registradas em outros períodos para o fragmento maior RC (220ha) e para fragmentos pequenos de tamanhos similares em áreas limítrofes a APA..... | 43 |
| Tabela 5: Índices de similaridades de Jaccard entre os fragmentos e as unidades amostrais do fragmento controle RC (RC1, trilha 1 e RC2, trilha 2)..... | 45 |
| Tabela 6. As abundâncias relativas das espécies obtidas através das parcelas de areia para os 13 fragmentos e para o controle da APA de Campinas, com suas respectivas áreas, número de parcelas e esforço amostral..... | 66 |
| Tabela 7. Espécies de carnívoros e freqüência de | |

| | |
|---|----|
| ocorrência (0 a 4) por número de estações do ano em que foram registradas em fragmentos florestais do estado de São Paulo (modificado Penteadó 2006), incluindo os fragmentos da APA Municipal de Campinas..... | 67 |
| Tabela 8. Correlações de Spearman entre os IARs do cachorro doméstico com gambá e com tatu-galinha, cachorro-do-mato com tatu-galinha e entre os canídeos observados nos fragmentos de mata semidecídua da APA de Campinas..... | 69 |
| Tabela 9. Correlação de Spearman entre as espécies mais abundantes de mamíferos de médio e grande com a área dos fragmentos estudados na APA de Campinas..... | 69 |

RESUMO

No presente estudo avalei a comunidade de mamíferos de médio e grande porte em 13 fragmentos pequenos (1 a 12ha) e um fragmento controle (220ha) da Área de Proteção Ambiental de Campinas, estado de São Paulo. A comunidade foi estudada através de parcelas de areia iscadas com dois tipos de iscas odoríferas (Pro's Choice e Canine Call) ao longo das quatro estações do ano, durante o período de julho de 2007 a junho de 2009. O esforço variou de 15 a 170 parcelas-noite entre os fragmentos, com um esforço total de 665 parcelas-noite para o conjunto de fragmentos. A comunidade foi composta por 20 espécies, variando de uma a sete espécies por fragmento e 11 no controle, sendo a maioria espécies generalistas e oportunistas, incluindo três espécies exóticas: o cachorro-doméstico (*Canis lupus familiaris*), a lebre europeia (*Lepus europaeus*) e o ratão-do-banhado (*Myocastor coypus*). A riqueza da comunidade não esteve relacionada com a área dos fragmentos ($r_s = 0,083$; $p > 0,05$). A análise de similaridade também não evidenciou nenhum padrão na composição entre os fragmentos. Grandes carnívoros predadores de topo não foram verificados no interior dos fragmentos através das parcelas de areia, sendo a jaguatirica (*Leopardus pardalis*) o maior carnívoro registrado. No entanto, a riqueza registrada para o conjunto dos fragmentos foi superior em relação a outros fragmentos florestais maiores em tamanho e número em outras regiões do estado de São Paulo. A análise de abundância e de frequência de ocorrência revelou o domínio da comunidade por três espécies mesopredadoras, o gambá (*Didelphis* sp), o cachorro-doméstico e o cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) e uma presa, o tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*). Esse predomínio aparentemente parece estar relacionado à ausência de grandes predadores de topo, devido à liberação dessas espécies do controle demográfico imposto por esses últimos, bem como à plasticidade comportamental dessas espécies. Na ausência de predadores, essas espécies estiveram negativamente correlacionadas às áreas dos fragmentos, exceto o gambá. Em conclusão, a comunidade da APA de Campinas demonstrou-se simplificada e dominada por espécies generalistas. Os últimos remanescentes da região representam os últimos refúgios para a comunidade de médios e grandes mamíferos.

ABSTRACT

I evaluated the medium and large mammal community in 13 small fragments (1 to 12ha) and a control (220ha) in the Environmental Protected Area of Campinas, São Paulo state. The community was sampled using baited track stations (Pro's Choice and Canine Call bait) over a year (once each quarter) from July 2007 to June 2009, giving 15 to 170 track-station nights among the fragments and 665 track-station nights for all the remnants. Twenty species were recorded, varying from one to ten species per fragment, and eleven in the control. Most species was generalist and opportunist. Three exotic species (domestic dog, *Canis lupus familiaris*; European hare, *Lepus europaeus*; and nutria, *Myocastor coypus*) were among those recorded. No correlation between richness and fragment size was found ($r_s = 0,083$; $p > 0,05$). No pattern in similarity was found among them. Although the smaller fragments had fewer species than the control, the species were often distinct. Large carnivores, top predators, were not sampled in the fragments interior by the track-stations and ocelot was the biggest carnivore registered. Opossums, domestic dog, nine-banded armadillo and crab-eating fox were the most abundant and frequent species in the community. As expected, the generalist species (except opossums) were negatively correlated with fragment area. Interactions between predator-prey and competitor abundances among those species were not detected. In conclusion, the mammal community was simplified and dominated by a few generalist species. The fragments seem representative of the last refuges to the community of the medium and large mammals.

INTRODUÇÃO GERAL

Como importante representante das florestas tropicais, a Mata Atlântica originalmente se estendia continuamente pela costa leste do país, atravessando a região nordeste, sudeste e sul do paralelo 5°S ao paralelo 32°S. Sua distribuição geográfica abrangia mais de 1,5 milhões de km², representando a segunda maior formação de floresta tropical da América do Sul (Costa 1999). Dada sua extensão, estão presentes diferentes formações florestais, incluindo a Ombrófila Densa, Ombrófila Mista (ou Mata de Araucária), Estacional Semidecidual e Estacional Decidual, como outros ecossistemas associados como manguezais e restingas, garantindo a biodiversidade deste bioma (SOS Mata Atlântica).

A ameaça à Mata Atlântica iniciou-se com o período de colonização européia que, já em um primeiro momento, passou a explorar um de seus recursos naturais: o pau-brasil. A colonização se seguiu com novos ciclos econômicos que exploraram suas terras férteis com o cultivo da cana-de-açúcar e do café, de tal modo que em 1800 a floresta abrigava somente metade de sua área original (Dean 1996).

A exploração madeireira e o desenvolvimento da agricultura, das grandes cidades e dos centros industriais contribuíram para seu desmatamento, principalmente nas décadas de 40, 50 e 60 do século passado. Este avanço humano culminou com o desenvolvimento das principais cidades brasileiras justamente em sua área original, envolvendo mais de 100 milhões de habitantes (Dean 1996, Costa 1999).

Esse processo de devastação resultou na fragmentação do bioma. Atualmente, a Mata Atlântica é representada por somente 11,73% de sua cobertura original, constituída principalmente por pequenos fragmentos florestais isolados, na sua maioria (83%) menores de 50ha (Gascon *et al.* 2000, Ribeiro *et al.* 2009). Destes remanescentes, apenas 14,4% compreendem reservas naturais, protegendo 9,3% da área do bioma. A maioria deles está localizada em áreas de declive acentuado, por oferecer historicamente dificuldades ao uso da terra (Costa 1999), e outra grande parte está localizada em propriedades particulares, pois segundo a legislação brasileira (Código florestal de 1965, Lei federal nº 4771/65) 20% da área de uma propriedade rural localizada neste bioma deve ser mantida como reserva legal, e

matas de galeria e de encostas íngremes devem ser tratadas como áreas de preservação permanentes (APP) (Tabarelli *et al.* 2005). A presença dos pequenos fragmentos, portanto, é crucial para aumentar a conectividade e reduzir esse isolamento entre os fragmentos maiores (Ribeiro *et al.* 2009).

Embora o bioma siga uma realidade comum às regiões tropicais, com grandes áreas de florestas secundárias e pequenos fragmentos perturbados (Turner e Corllet 1996, Wright 2005), a Mata Atlântica apresenta a maior porcentagem de espécies endêmicas, sendo considerada um dos 'hot spots' de concentração da biodiversidade mundial prioritário para a conservação, abrigando mais de 8000 espécies endêmicas de plantas vasculares, 280 de anfíbios, 200 de répteis, 181 de aves e 73 de mamíferos (Myers *et al.* 2000).

A Mata Atlântica é, depois da Amazônia, a segunda maior em diversidade de mamíferos, com mais espécies do que o esperado para sua área (Costa *et al.* 2000, Costa *et al.* 2005), abrigando 250 espécies ao todo (Reis *et al.* 2006). O bioma, no entanto, encontra-se em segundo lugar na lista brasileira de espécies ameaçadas de extinção (IBAMA 2003), com algumas já extintas em determinadas regiões em função da caça, como é o caso da anta (*Tapirus terrestris*) e dos porcos-do-mato (*Tayassu pecari*, *Tayassu tajacu*) (Cullen Jr *et al.* 2000, Costa *et al.* 2005). A atual fragmentação da paisagem e seus distúrbios são os principais fatores responsáveis pela perda da diversidade de mamíferos terrestres, de tal forma que atualmente nenhuma área do bioma mantém as espécies originais de grandes mamíferos (Costa *et al.* 2005).

A perda da diversidade de uma comunidade, segundo a Teoria da Biogeografia de Ilhas de MacArthur e Wilson (1967), pode ocorrer em função da redução do tamanho da área original. De acordo com essa teoria, o número de espécies de uma ilha é determinado pelo equilíbrio dinâmico entre a taxa de imigração, determinada pela migração de espécies do continente para a ilha, e a taxa de extinção, determinada pela predação e competição que passa a existir na ilha uma vez que uma comunidade se estabelece. A riqueza, no entanto, é influenciada pela área da ilha e pelo grau de isolamento desta em relação ao continente. Neste sentido, quanto maior o tamanho da ilha, maior o número de habitats distintos que podem ser ocupados pelas espécies migrantes, e quanto menor a distância da ilha em relação ao

continente, mais rapidamente as espécies serão capazes de ocupar os diferentes habitats. Portanto, ilhas grandes e mais próximas ao continente abrigam maior número de espécies.

Dado que fragmentos podem se comportar como 'ilhas' de habitat em uma paisagem descontínua, a área e o grau de isolamento entre os fragmentos podem afetar a riqueza e a diversidade dos remanescentes. Estudos com diferentes grupos taxonômicos verificaram essa relação direta entre a área de um fragmento e riqueza, seja dentro do grupo dos invertebrados (Feer e Higrat 2005, Ramalho *et al.* 2009), seja dos vertebrados (Stouffer e Bierregaard 1995b, Stratford e Stouffer 1999).

Para a comunidade de mamíferos essa relação positiva também foi encontrada para primatas em áreas fragmentadas na Amazônia (Gilbert e Setz 2001) e na Mata Atlântica (Lima 2008), para pequenos mamíferos em fragmentos de florestas tropicais na Austrália (Laurance 1994, Laurance *et al.* 2008) e na Mata Atlântica (Vieira *et al.* 2009, Metzger *et al.* 2009) e igualmente para a comunidade de médios e grandes mamíferos em fragmentos na Amazônia (Michalski e Peres 2007) como na Mata Atlântica (Chiarello 1999).

No entanto, os efeitos da fragmentação não são observados imediatamente. Após o distúrbio da fragmentação segue-se o chamado período de relaxamento no qual a perda de espécies (taxa de extinção) é elevada, mas passa a decrescer à medida que há a reposição e o restabelecimento de espécies (taxa de colonização) no chamado período de ajustamento, até atingir o novo equilíbrio dinâmico (Wilcox 1980). Espécies com maior necessidade de área, como mamíferos de médio e grande porte, respondem mais rapidamente à fragmentação e, portanto, encontram-se bastante ameaçadas atualmente (Fonseca *et al.* 1994).

A redução no número de espécies pela fragmentação pode, no entanto, não estar relacionada apenas à perda de habitat. Uma menor disponibilidade de recursos pode aumentar as competições intra e interespecíficas e ocasionar novas extinções (Seagle 1986). Reduções demográficas e empobrecimentos genéticos também podem reduzir uma população abaixo do seu limiar de capacidade de recuperação (Saunders *et al.* 1991, Terborgh 1992, Turner 1996). Outros fatores importantes são as mudanças nas condições microclimáticas e, em alguns casos até macroclimáticas, as quais

constituem o chamado efeito de borda. As bordas favorecem a penetração de vento e a insolação alterando a temperatura e a umidade local, podendo prejudicar a permanência de algumas espécies originais (Saunders *et al.* 1991, Bierregaard Jr *et al.* 1992, Terborgh 1992, Turner 1996, Zuidema *et al.* 1996, Metzger 1999). Além disso, por tolerarem estas mudanças climáticas geradas com a fragmentação, espécies exóticas podem invadir os fragmentos, competir pelos recursos naturais e contribuir assim para a extinção das espécies nativas vulneráveis (Turner 1996, Primack 1992, Saunders *et al.* 1991).

Considerando a complexidade e as inúmeras interações ecológicas em um ecossistema, vários são os níveis tróficos que podem ser afetados pela perda de habitat na fragmentação. Dentro desses níveis estão os predadores de topo que desempenham dois efeitos importantes. O efeito direto é aquele que a predação exerce sobre as demais populações de animais ao exercer um controle demográfico. E o efeito indireto é aquele que a predação exerce como consequência deste controle, influenciando na estruturação da comunidade. Sendo assim, o efeito indireto garantiria a estabilidade e a diversidade do ecossistema por se propagar por mais de um nível trófico (Terborgh 1988).

Estudos acerca da fragmentação de paisagem têm demonstrado que os predadores de topo, como a onça-pintada e a onça-parda, são geralmente os primeiros organismos a serem afetados pela redução de habitat. Na maioria das vezes, a área dos fragmentos é insuficiente para proporcionar os recursos necessários para a sua sobrevivência (Fonseca e Robinson 1990, Saunders *et al.* 1991, Terborgh 1992, Turner 1996, Zuidema *et al.* 1996, Chiarello 2000). Outro fator que contribui para sua supressão é a caça, a qual pode levar à eliminação dos predadores, seja para o proveito econômico de sua pele ou como alimento, ou até mesmo por serem vistos como uma ameaça às ocupações humanas (Terborgh 1992, Primack 1992, Turner 1996, Carrillo *et al.* 2000, Cuarón 2000, Peres 2000) ou às espécies de interesse econômico (Palomares *et al.* 1995).

De acordo com a hipótese de liberação de mesopredadores (Soulé *et al.* 1988, Crooks e Soulé 1999), essa diminuição e ou supressão dos predadores de topo favorece o aumento das populações de mesopredadores por deixarem de ser

controladas pelos primeiros. Conseqüentemente, o aumento populacional de espécies competitivamente dominantes ocasiona a diminuição ou exclusão de outras, e a perda de diversidade das comunidades.

Paine (1966) demonstrou esse efeito em comunidades de invertebrados marinhos de costão rochoso. Ao remover predadores de topo, algumas espécies foram levadas à extinção pelo monopólio do espaço no ambiente rochoso por uma única espécie. O autor assim demonstrou que os predadores garantiam a diversidade do ecossistema por diminuírem a competição interespecífica ao preda as espécies competitivamente dominantes.

Em ambientes terrestres, a relevância dos predadores de topo foi levantada em casos como da explosão populacional de cervos e alces na América do Norte, a partir do extermínio de seus predadores, como o lobo (Leopold *et al.* 1947). A elevada abundância destes herbívoros, por sua vez, foi responsável por alterar a diversidade da comunidade vegetal, dada a intensa herbivoria. Uma vez reintroduzidos, os lobos confirmaram a importância de seu papel para a comunidade. Não somente a população de herbívoros reduziu em número, como a comunidade vegetal passou a recuperar sua diversidade em função da propagação do efeito trófico (Ripple *et al.* 2001, Ripple e Beschta 2003, Ripple e Beschta 2004, Ripple e Beschta 2005).

A ausência de predadores de topo pela fragmentação pode assim ocasionar uma série de conseqüências para a comunidade, como o incremento da taxa de predação de ninhos de aves em função do predomínio dos seus principais predadores, os mesopredadores (Wilcove, 1985, Crooks e Soulé 1999, Galetti *et al.* 2009). Na ausência dos coiotes, por exemplo, a freqüência de predação de uma espécie de pardal (*Melospiza melodia*) foi maior devido ao aumento da abundância dos guaxinins, mesopredadores desta espécie (Rogers e Caro 1998).

A defaunação pela fragmentação também pode, assim como já citado, prejudicar a comunidade de plantas pela perda de potenciais polinizadores e ou dispersores de sementes (Benitez-Malvido 1998, Costa 2004). De acordo com Terborgh (1988, 1992), a falta de predadores pode resultar em uma elevação da população de predadores de sementes, prejudicando a regeneração de espécies arbóreas e afetando a diversidade da comunidade vegetal. Uma dominância de

herbívoros pode levar a um predomínio de plantas evitadas pelos mesmos, reduzindo a diversidade local (Feeley e Terborgh 2005), como a defaunação de herbívoros pode ter um efeito positivo ao reduzir a taxa de herbivoria sobre a comunidade de plantas (Dirzo e Miranda 1990, Costa 2004).

Um efeito negativo na população de predadores de topo pode, portanto, desencadear uma cascata de efeitos ao longo dos níveis tróficos. Assim, conseqüências de uma perturbação são sentidas por múltiplos grupos de organismos dentro de uma teia alimentar. O desequilíbrio da interação predador-presa na região de Wyoming, América do Norte, também parece ter sido responsável pela desestruturação de outras comunidades locais (Berger *et al.* 2001). Nesta região, a caça intensa sobre o urso-pardo e o lobo favoreceu o crescimento da população do alce que, em princípio, era controlada por esses carnívoros. Esse incremento no número de alces ocasionou fortes mudanças na comunidade vegetal ripária, pelo aumento da herbivoria. Assim, a comunidade de aves migratórias associada a esse tipo de vegetação apresentou uma redução de sua riqueza e diversidade. A redução da densidade de onças-pardas no Parque Nacional de Zion, EUA, também veio ocasionar um elevado aumento da densidade de cervos, resultando em uma intensa herbivoria sobre a vegetação ripária. Como conseqüência, não somente foram maiores os bancos de erosão, como a abundância de anfíbios, lagartos e borboletas associados à vegetação também diminuíram (Ripple e Beschta 2006). Novamente diversos eventos, portanto, se seguiram pelas interações tróficas.

Em longo prazo, as espécies que se favorecem da ausência dos predadores de topo e que acabam dominando a comunidade, sejam elas mesopredadores ou presas, são aquelas que também se beneficiam das novas condições ambientais e espaciais da paisagem, ou dos distúrbios da fragmentação. São espécies generalistas, oportunistas e cuja plasticidade comportamental as permite usufruir ou ser tolerantes aos efeitos tais como o de borda e de matriz (Laurance *et al.* 2002). Mesopredadores generalistas e com pequenas necessidades de área, por exemplo, como o gato doméstico, a raposa-cinzenta e o gambá, foram os mais abundantes em pequenos fragmentos na Costa da Califórnia nos quais grandes predadores de topo, como a onça-parda e o coiote estavam ausentes. A capacidade desses mesopredadores de

utilizar a matriz urbana minimizou o efeito de isolamento da fragmentação, e a presença de uma dieta generalista favoreceu uma suplementação de recursos obtidas da própria matriz (Crooks 2002). Da mesma forma, a abundância de espécies das Ordens Cingulata e Pilosa, em especial o tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*), em pequenos fragmentos amazônicos foi favorecida pela ausência de predadores de topo, mas também pela capacidade de sobreviver em ambientes perturbados e de atravessar a matriz de pasto circundante aos fragmentos (Michalski e Peres 2007).

Dado que o processo de fragmentação tende a crescer se não controlado em um futuro próximo (Laurance 1994), é imprescindível estudar quais são os efeitos que este processo pode ocasionar sobre as espécies de uma comunidade e seus diferentes níveis tróficos, procurando entender quais são as espécies que se favorecem e quais são prejudicadas. Estes estudos podem colaborar com a melhor preservação dessas áreas como a elaboração de medidas de manejo que visam recuperar as comunidades biológicas, principalmente em países de megadiversidade como o Brasil em que espécies ainda estão para serem descobertas (Lewinsohn e Prado 2005).

OBJETIVOS

O objetivo dessa dissertação foi avaliar a comunidade de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos da Área de Proteção Ambiental de Campinas, com o intuito de verificar de um modo geral se:

- a) Se, assim como prediz a hipótese de Biogeografia de Ilhas de MacArthur e Wilson (1967), a riqueza de mamíferos médio e grande porte está relacionada diretamente ao tamanho dos fragmentos estudados (Capítulo 1).
- b) Se mesopredadores e outras presas generalistas aumentam sua abundância ao serem favorecidas pela ausência de predadores de topo e se essa abundância está negativamente relacionada com a área dos fragmentos (Capítulo 2).

Área de Estudo

O estudo foi realizado em remanescentes de Mata Semidecidual localizados na Área de Proteção Ambiental de Campinas (APA) (22°45' a 23°00' S; 47°00' a 47°12' W), como em área fronteira a ela localizada na Área de Controle Ambiental (ACAM), região rural no município de Campinas, centro-leste do Estado de São Paulo (Figura 1, essas regiões serão referidas somente como APA de Campinas ao longo do texto dada à maioria dos fragmentos estarem localizados nesta porção).

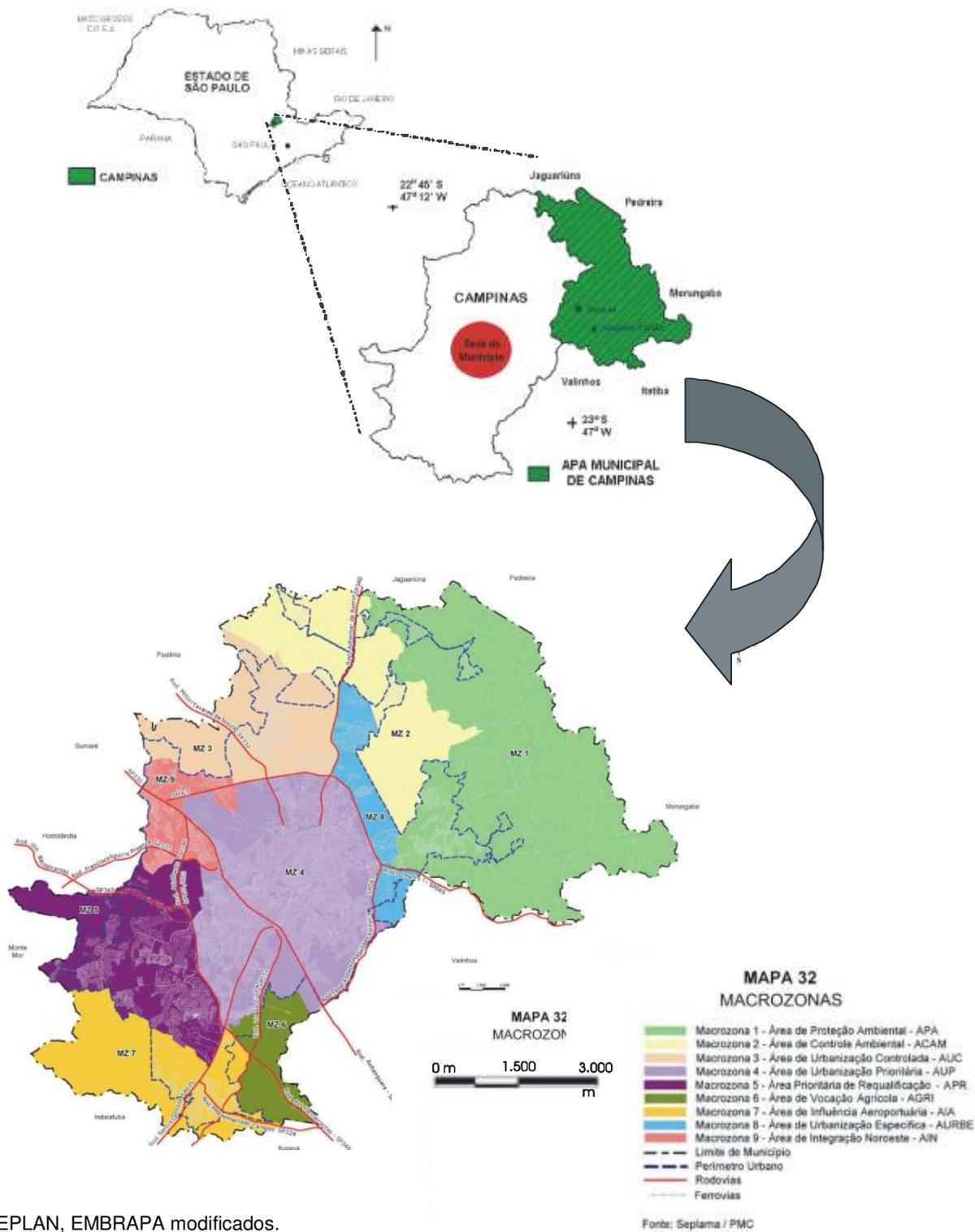
Segundo Köppen (1948), o clima da região é Cwa (tropical de altitude), com uma estação quente e úmida (outubro a março) e outra fria e seca (abril a setembro). A temperatura média anual é de 20,8°C e a precipitação média anual de 1409mm (Mello *et al.* 1994).

A Mata Semidecidual presente nos remanescentes é uma das fisionomias do bioma Mata Atlântica que se caracteriza por dois períodos de vegetação em função do clima: um período de folhagem verde e densa durante a estação quente e úmida, e um período em que parte da vegetação, na maioria arbórea, perde suas folhas, diminuindo a densidade foliar (Morelato e Haddad 2000, Gaspar 2005). Originalmente essa formação se estendia continuamente pela região leste do município de Campinas, com variações na sua estrutura e composição florística em função das diferentes condições de solo. Este contínuo expandia-se pela região noroeste, central e demais regiões da cidade, sendo entremeada por faixas de cerrado em algumas porções, como por matas brejosas em locais onde os solos eram hidromórficos e os lençóis freáticos superficiais (Santin 1999).

Atualmente, os remanescentes de Mata Semidecidual encontram-se fragmentados e isolados entre si, com diferentes graus de conservação em função de fatores de perturbação presentes, estando presentes tanto em área urbana quanto rural do município (Santin 1999).

A região da APA de Campinas em si apresenta 14,78% de seu território constituído por vegetação nativa (matas semidecíduas, matas mistas - associações de matas semidecíduas com reflorestamentos, pomares e espécies ornamentais -, e campos de várzea) (Santin 1999, Fasina Neto 2007). As matas semidecíduas são

representadas por 65 fragmentos (área total de 1.558,15ha; 47,24%) e as matas mistas compreendem 1541 remanescentes (área total de 1.644,82ha; 49,86%) (Fasina Neto 2007). Todos os fragmentos florestais estão em áreas particulares e a maioria tem menos de 10ha (Santin 1999). A Mata Ribeirão Cachoeira (RC, 220ha; Fasina Neto 2007) é o maior e único fragmento tombado pelo CONDEPACC (Conselho de Defesa do Patrimônio Cultural de Campinas) como 'bem de interesse ambiental' (Gaspar 2005). Todos são remanescentes de florestas secundárias em diferentes estágios de regeneração, predominantemente circundados por pastagens, a unidade de paisagem predominante na APA de Campinas (13.759, 33ha; 61,61%). Os reflorestamentos de eucalipto concentram-se nas regiões central, sul e leste e correspondem cerca de 10% da APA (2.203,80ha), e as áreas urbanas e os terrenos expostos, o restante (2.000,11ha; 8,95%) (Figura 2) (Fasina Neto 2007). Alguns desses fragmentos florestais mantêm sua forma e tamanho há pelo menos 40 anos, e sua riqueza florística parece estar associada à intensidade e ocorrência de fatores de perturbação, principalmente a penetração do gado e ao fogo, como à heterogeneidade da paisagem, ao invés do efeito de fragmentação em si (Santos 2003).



Fonte: SEPLAN, EMBRAPA modificados.

Figura 1: Localiza o do município de Campinas no estado de São Paulo e a localiza o da área de Prote o Ambiental de Campinas (em verde) e da área de Controle Ambiental (em amarelo claro) no município de Campinas, áreas do presente estudo.

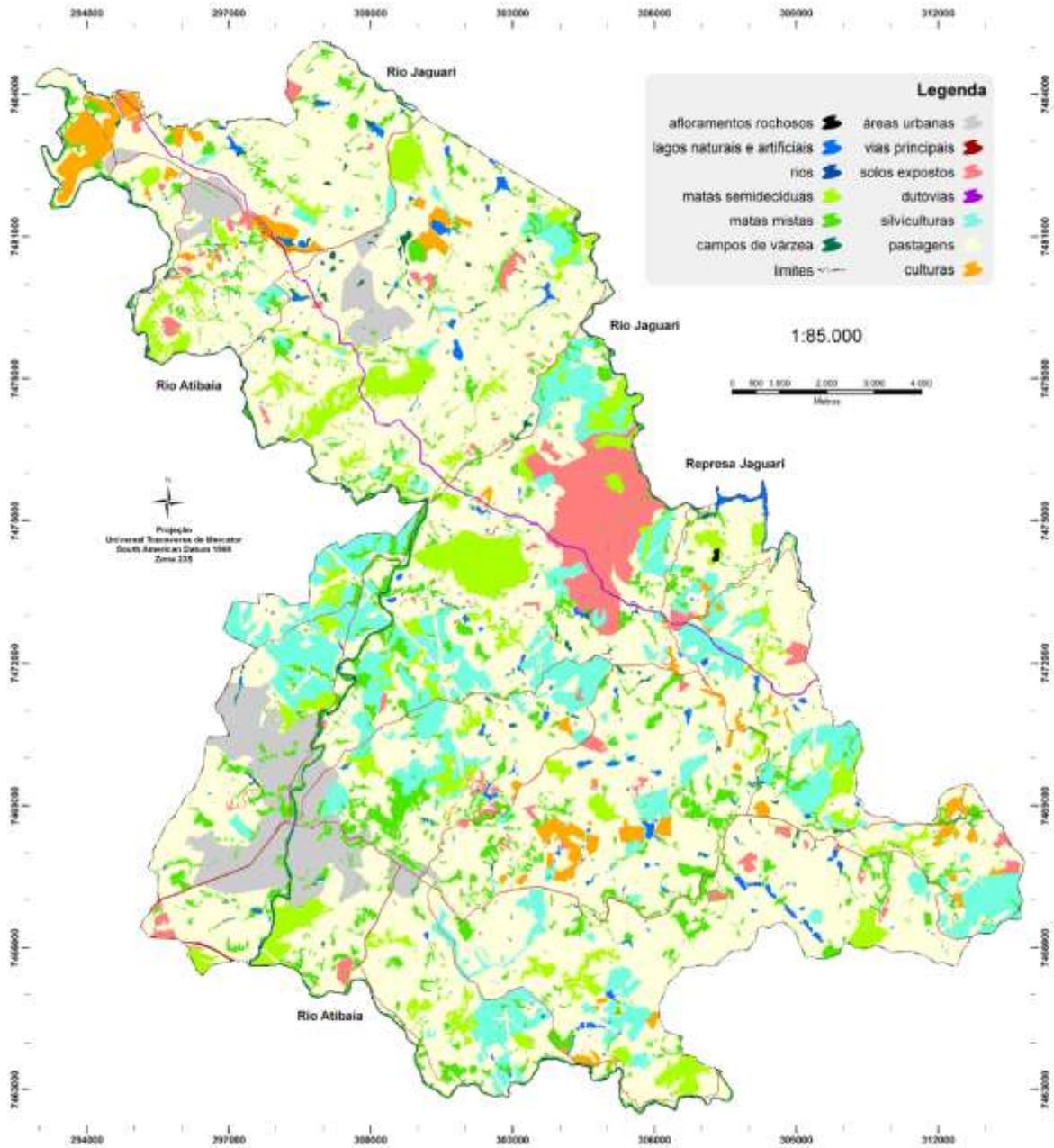


Figura 5.1: Plano de Informação do Uso da Terra (PI- UT)

Figura 2: Mapa de Plano de Informação do Uso de Terra da APA Municipal de Campinas, com detalhamento das classes de uso e suas respectivas ocorrências, áreas, perímetro e área relativa. (Fonte: Fasina Neto 2007 modificado)

O estudo foi realizado em 13 fragmentos, de 1 a 12ha, localizados em propriedades particulares, além do maior fragmento florestal da APA, a Mata Ribeirão Cachoeira (220ha), que segundo Santin (1999) apresenta o melhor estado de conservação do município de Campinas. Inicialmente este estudo seria desenvolvido nos 10 fragmentos florestais cujas florísticas e estruturas vegetais foram caracterizadas e comparadas por Santos (2003). Como apenas os proprietários de dois destes fragmentos autorizaram a pesquisa (fragmentos Santa Helena e Marianna 1), outros fragmentos foram incorporados, na medida em que os proprietários foram localizados e as autorizações, obtidas. Se por um lado isto prejudicou a maior variação de área entre os fragmentos estudados, por outro lado, eles passaram a refletir a maioria dos remanescentes da APA.

Os 13 remanescentes são constituídos por florestas secundárias, com diferentes estágios de regeneração. Todos os fragmentos encontram-se envolvidos por pastagem, a matriz. No entanto, o fragmento Ribeirão Cachoeira (220ha) é circundado predominantemente por chácaras em um condomínio rural. O Haras 2 apresenta uma pequena porção de silvicultura. O Joaquim Egídio está inserido no centro residencial do distrito rural de Joaquim Egídio e uma pequena porção de culturas perenes e anuais encontram-se ao lado do remanescente Santa Maria/São Vicente. Apenas Angélica 1, Santa Maria/São Vicente encontram-se adjacentes à estrada de terra, e Santa Mônica 3 adjacente a estrada pavimentada, todos os outros se encontram no interior das propriedades (Tabela 1, Figura 3).

Estes fragmentos diferem entre si quanto à hidrografia, de tal forma que cursos de água estão presentes em oito deles. Destes, Angélica 1, Haras 1, JS, Santa Mônica 1, Santa Mônica 3 e Santa Helena apresentam riachos e córregos acompanhados de áreas brejosas em seu interior, enquanto Marianna 2 apresenta uma represa na borda do fragmento. Já o maior remanescente Ribeirão Cachoeira apresenta várias nascentes que deságuam no rio Ribeirão Cachoeira que atravessa a mata no sentido leste-oeste, desembocando no Rio Atibaia (Gaspar 2005) (Tabela 1).

Os fragmentos Angélica 2, Haras 1, JS, Santa Mônica 2, Marianna 1 e Ribeirão Cachoeira encontram-se cercados. Haras 2, Marianna 2 e Santa Mônica 3 registram a entrada de gado.

Tabela 1. Localização geográfica, área, tipo de matriz e hidrografia dos 13 fragmentos pequenos e do controle estudados na APA de Campinas.

| Fragmento | Sigla | Área (ha) | Matriz | Hidrografia | Longitude | Latitude |
|-------------------------|-------|-----------|----------|-------------|------------|------------|
| Angélica 1 | A1 | 1 | Pastagem | presente | 46°55'36"W | 22°48'30"S |
| Angélica 2 | A2 | 8 | Pastagem | ausente | 46°54'54"W | 22°48'33"S |
| Haras 1 | H1 | 2 | Pastagem | presente | 46°59'3"W | 22°48'20"S |
| Haras 2 | H2 | 3 | Pastagem | ausente | 46°58'54"W | 22°48'25"S |
| Joaquim Egídio | JE | 5 | Pastagem | ausente | 46°56'25"W | 22°53'13"S |
| JS | JS | 6 | Pastagem | presente | 46°53'29"W | 22°51'36"S |
| Santa Mônica 1 | SM1 | 1 | Pastagem | presente | 46°52'58"W | 22°53'52"S |
| Santa Mônica 2 | SM2 | 8 | Pastagem | ausente | 46°53'09"W | 22°53'53"S |
| Santa Mônica 3 | SM3 | 5 | Pastagem | presente | 46°52'54"W | 22°53'53"S |
| Santa Maria/São Vicente | SS | 9 | Pastagem | ausente | 46°53'15"W | 22°51'09"S |
| Marianna 1 | M1 | 10 | Pastagem | ausente | 47°00'17"W | 22°47'13" |
| Marianna 2 | M2 | 10 | Pastagem | presente | 47°01'08"W | 22°47'24"S |
| Santa Helena | SH | 12 | Pastagem | presente | 46°54'51"W | 22°54'28"S |
| Ribeirão Cachoeira | RC | 220ha | Pastagem | presente | 46°55'58"W | 20°50'13"S |

Fonte: Santos, 2003; Fasina Neto, 2007.



Figura 3: Localização dos 14 fragmentos (delimitados por linha amarela) localizados na Área de Proteção Ambiental de Campinas (delimitada por linha branca) e na Área de Controle Ambiental do município de Campinas (Imagem Google Earth 2009).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Benitez-Malvido, J. 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology* 12(2): 380-389.
- Berger, J.; Stacey, P. B.; Bellis, L.; Johnson, M. P. 2001. A mammalian predator-prey imbalance: grizzly bear and wolf extinction affect avian neotropical migrants. *Ecological Applications* 11(4): 947-960.
- Bierregaard Jr, R. O.; Lovejoy, T. E.; Kapos, V.; Santos A. A.; Hutchings, R. W. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *BioScience* 42(11): 859-866.
- Carrillo, E.; Wong, G.; Cuarón, A. D. 2000. Monitoring mammal population in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. *Conservation Biology* 14(6): 1580-1591.
- Chiarello, A. G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89: 71-82.
- Chiarello, A. G. 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. *Conservation Biology* 14(6): 1649-1657.
- Costa, J. P. O. 1999. *Avaliação da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica – Cinco anos depois de seu reconhecimento pelo programa MaB, UNESCO*. Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. Caderno 6. 2ª edição. 50p.
- Costa, C. P. A. 2004. *Efeitos da defaunação de mamíferos herbívoros na comunidade vegetal*. Tese de Doutorado. Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Costa, L. P.; Leite, Y. L. R.; Fonseca, G. A. B.; Fonseca, M. T. 2000. Biogeography of South American Forest mammals: endemism and diversity in the Atlantic Forest. *Biotropica* 32(4b): 872-881.
- Costa, L. P.; Leite, Y. L. R.; Mendes, S. L.; Ditchfield, A. D. 2005. Mammal conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19(3): 672-679.
- Crooks, K. R.; Soulé, M. E. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* 400:563-566.

- Crooks, K. R. 2000. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16(2): 488-502.
- Cuarón, A. D. 2000. A global perspective on habitat disturbance and tropical rainforest mammals. *Conservation Biology* 14(6): 1574-1579.
- Cullen Jr, L.; Bodmer, R. E.; Pádua, C.V. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation* 95: 49-56.
- Dean, W. 1996. *A ferro e fogo: a história e a devastação da mata atlântica brasileira*. Companhia das Letras, SP.
- Dirzo, R.; Miranda, A. 1990. Contemporary neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity – A sequel to John Terborgh. *Conservation Biology* 4(4): 444-447.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agrícola. 2006. Contribuição ao planejamento e gestão da APA Municipal de Campinas, SP. Disponível em: <<http://www.apacampinas.cnpm.embrapa.br>>. Acesso em outubro de 2009.
- Fasina Neto, J. 2007. *Estudo da distribuição espacial da vegetação natural em Áreas de Preservação Permanente: subsídios à gestão da APA Municipal de Campinas*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Feeley, K. J.; Terborgh, J. W. 2005. The effects of herbivore density on soil nutrients and tree growth in Tropical forests fragments. *Ecology* 86(1): 116-124.
- Feer, F.; Hingrat, Y. 2005. Effects of forest fragmentation on a dung beetle community in French Guiana. *Conservation Biology* 19(4): 1103-1112.
- Fonseca, G. A. B.; Robinson, J. G. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation* 53: 265-294.
- Fonseca, G. A. B.; Rylands, A. B.; Costa, C. M. R.; Machado, R. B.; Leite, Y. H. R. 1994. Mamíferos brasileiros sob ameaça. In: Livro vermelho dos mamíferos Brasileiros ameaçados de extinção. Eds: Fonseca, G. A. B.; Rylands, A. B. Costa, C. M. R., Costa, C. M. R. *et al.* Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, Minas Gerais.

- Fonseca, M. A.; Metzger, J. P. 2005. Influence of the matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 122: 441-451.
- Galetti, M.; Bovendorp, R. S.; Fadini, R. F.; Gussoni, C. O. A.; Rodrigues, M.; Alvarez, A. D.; Guimarães Jr, P. R.; Alves, K. 2009. Hyper abundant mesopredators and bird extinction in an Atlantic Forest island. *Zoologia* 26(2): 288-298.
- Gascon, C.; Williansom, G. B.; Fonseca, G. A. B. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science* 288: 1356-1358.
- Gaspar, D. A. 2005. *Comunidade de mamíferos não voadores de um fragmento de floresta atlântica semidecídua do município de Campinas, SP*. Tese de Doutorado. Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Gilbert, K. A.; Setz, E. Z. F. 2001. Primates in a fragmented landscape: six species in Central Amazonia. In: *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. Eds: Bierregaard Jr, R. O.; Jr., Gascon, C.; Lovejoy, T. E. e Mesquita, R. Yale University Press New Haven & London pp: 262-270.
- GOOGLE. Google Earth 5. 2009. Disponível em: <<http://earth.google.com/intl/pt/>>. Acesso em outubro de 2009.
- IBAMA. 2003. Lista brasileira de espécies ameaçadas de extinção. Disponível em: <www.mma.gov.br>. Acesso em novembro de 2009.
- Köppen, W. 1948. *Climatologia*. México-Buenos Aires. Ed. Fundo de Cultura Econômica, 478p.
- Laurance, W. F. 1994. Rainforest fragmentation and the structure of small mammal communities in Tropical Queensland. *Biological Conservation* 69: 23-32.
- Laurance, W. F.; Lovejoy, T. E.; Vasconcellos, H. L.; Bruna, E. M.; Didham, R. K.; Stouffer, P. C.; Gascon, C.; Bierregaard, R. O.; Laurance, S. G.; Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian Forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16(3): 605-618.
- Laurance, W. F.; Laurance, S. G.; Hilbert, D. W. 2008. Long-term dynamics of a fragmented rainforest mammal assemblage. *Conservation Biology* 22(5): 1154-1164.

- Leopold, A.; Sows, L. K.; Spencer, D. L. 1947. A survey of over-population deer ranges in the United States. *Journal of Wildlife Management* 11: 162-183.
- Lewinsohn, T. M.; Prado, P. I. 2005. How many species are there in Brazil? *Conservation Biology* 19(3): 619-624.
- Lima, E. F. 2008. *Levantamento e censo de primatas em fragmentos florestais de Mata Atlântica na região de Sousas e Joaquim Egídio, Campinas, SP*. Trabalho de Conclusão de Curso. Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista Júlio Mesquita Filho, Rio Claro, SP.
- MacArthur, R.; Wilson, E. O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 203p.
- Mello, M. H. A.; Pedro Junior, M. J.; Ortolani, A. A. & Alfonsi R. R. 1994. Chuva e temperatura: cem anos de observações em Campinas. *Boletim Técnico* 154 – Instituto Agrônômico de Campinas, SP.
- Michalski, F.; Peres, C. A. 2007. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology* 21(6): 1626-1640.
- Myers, N.; Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G.; Fonseca, G. A. B.; Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Metzger, J. P. 1999. Estrutura da Paisagem e Fragmentação: Análise Bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 71(3-1): 445-463.
- Metzger, J. P.; Martensen, A. C.; Dixo, M.; Bernacci, L.C.; Ribeiro, M. C.; Texeira, A. M. G.; Pardini, R. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* 142: 1166-1177.
- Morellato, L. P. C.; Haddad, C. F. B. 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 32(4b): 786-792.
- Paine, R. T. 1966. Food web complexity and species diversity. *The American Naturalist* 100(910): 65-75.
- Palomares, F.; Gaona, P.; Ferreras, P.; Delibes, M. 1995. Positive effects on game species of top predators by controlling smaller predator populations: an example with lynx, mongooses, and rabbits. *Conservation Biology* 9: 295-305.

- Pardini, R.; Ditt, E. H.; Cullen Jr, L. ; Bassi, C. ; Rudran, R. 2003. Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte. In: Métodos de Estudo em Biologia da Conservação & Manejo da Vida Silvestre. Eds: Cullen Jr., L.; Rudran, R. e Valladares-Padua, C. Editora UFPR. pp: 181-201
- Pardini, R.; Souza, S. M.; Braga-Neto, R.; Metzger, J. P. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124: 253-266.
- Peres, C. A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community in Amazonian forests. *Conservation Biology* 14(1): 240-253.
- Primack, R. B. 1992. Tropical community dynamics and conservation biology. *BioScience* 42(11): 818-821.
- Ramalho, A. V.; Gaglianone, M. C.; Oliveira, M. L. 2009. Comunidade de abelhas Euglossina (Hymenoptera, Apidae) em fragmentos de Mata Atlântica no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia* 53(1): 95-101.
- Reis, N. R.; Shibatta, O. A.; Peracchi, A. L.; Pedro, W. A.; Lima, I. P. 2006. Mamíferos do Brasil, Londrina.
- Reisewitz, S. E.; Estes, J. A.; Simenstad, C. A. 2006. Indirect food web interactions: sea otters and kelp forest fishes in the Aleutian archipelago. *Oecologia* 146: 623-631.
- Ribeiro, M. C.; Metzger, J. P.; Martensen, A. C.; Ponzoni, F. J.; Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141-1153.
- Ripple, W. J.; Larsen, E. J.; Renkin, R. A.; Smith, D. W. 2001. Trophic cascades among wolves, elk and aspen on Yellowstone National Park's northern range. *Biological Conservation* 102: 227-234.
- Ripple, W. J.; Beschta, R. L. 2003. Wolf reintroduction, predation risk, and cottonwood recovery in Yellowstone National Park. *Forest Ecology and Management* 184: 299-313.

- Ripple, W. J.; Beschta, R. L. 2005. Linking wolves and plants: Aldo Leopold on trophic cascades. *Bioscience* 55(7): 613-621.
- Ripple, W. J.; Beschta, R. L. 2004. Wolves and ecology of fear: can predation risk the structure ecosystem? *Bioscience* 54(8): 755-766.
- Ripple, W. J.; Beschta, R. L. 2006. Linking cougar decline, trophic cascade, and catastrophic regime shift in Zion National Park. *Biological Conservation* 133: 397-408.
- Robinson, G. R.; Holt, R. D.; Gaines, M. S.; Hamburg, S. P.; Johnson, M. L.; Fitch, H. S.; Martinko, E. A. 1992. Diverse and contrasting effects of habitat fragmentation. *Science* 257: 524-526.
- Rogers, C. M.; Caro, M. J. 1998. Song sparrows, top carnivores and nest predation: a test of the mesopredator release hypothesis. *Oecologia* 116: 227-233.
- Santin, D. A. 1999. *A vegetação remanescente do município de Campinas: mapeamento, caracterização fisionômica e florística, visando à conservação*. Tese de Doutorado. Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Santos, K. 2003. *Caracterização florística e estrutural de onze fragmentos de mata semidecidual da Área de Proteção Ambiental do município de Campinas, SP*. Tese de Doutorado. Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Saunders, D. A.; Hobbs, R. J.; Margules, C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5(1): 18-32.
- Seagle, S. W. 1986. Generation of species-area curves by model of animal-habitat dynamics. In: *Modeling habitat relationship of terrestrial vertebrates*. Eds: Verner, M. L.; Morrison, M. L. e Palph, C. J. Madison, The University of Wisconsin pp: 281-285.
- SEPLAN – Secretaria de Planejamento e Desenvolvimento Urbano. 2006. Plano diretor. Disponível em: <www.campinas.sp.gov.br/seplan>. Acesso em outubro de 2009.
- SOS Mata Atlântica – Disponível em: <http://www.sosmatatlantica.org.br/>>. Acesso em fevereiro de 2010.

- Soulé, M. E.; Bolger, D. T.; Alberts, A. C.; Wright, J.; Sorice, M.; Hill, S. 1988. Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. *Conservation Biology* 2(1): 75-92.
- Stouffer, P. C.; Bierregaard, R. O. 1995b. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76: 2429-2445.
- Stratford, J. A.; Stouffer, P. C. 1999. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. *Conservation Biology* 13: 1416-1423.
- Tabarelli, M.; Pinto, L. P.; S. J. M. C.; Hirota, M.; Bedê, L. 2005. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology* 19(3): 695-700.
- Terborgh, J. 1988. The big things that run the world – A sequel to E. O. Wilson. *Conservation Biology* 2(4):402-403.
- Terborgh, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24(2b): 283-292.
- Turner, I. M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33: 200-209.
- Turner, I. M.; Corlett, R. T. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution* 11(8): 330-333.
- Vieira, M. V.; Olifiers, N.; Delciellos, A. C.; Antunes, V. Z.; Bernardo, L. R.; Grelle, C. E. V.; Cerqueira, R. 2009. Land use vs. Fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic forest remnants. *Biological Conservation* 142: 1191-1200.
- Warren, D. 1996. *A ferro e fogo – A história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. Companhia das Letras, São Paulo. 484p.
- Wilcove, D. S. 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66(4): 1211-1214.
- Wilcox, B. A. 1980. Insular ecology and conservation. In: *Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective*. Eds: Soulé, M. E.; Wilcox, B. A. Sinauer Publishers, Sunderland, Massachusetts.

Wright, S. J. 2005. Tropical forest in a changing environment. *Trends in Ecology and Evolution* 20: 553-560.

Zuidema, P. A.; Sayer, J. A.; Dijkman, W. 1996. Forest fragmentation and biodiversity: the case for intermediate-sized conservation areas. *Environmental Conservation* 23(4): 290-297.

CAPÍTULO 1

Riqueza de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos de Mata Semidecidual da APA Municipal de Campinas

Riqueza de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos de Mata Semidecual da APA Municipal de Campinas

RESUMO

A fragmentação e a redução de habitat são as causas principais da perda de mamíferos terrestres nas regiões tropicais, pois os remanescentes abaixo de um certo tamanho podem não mais suprir os recursos necessários a essas espécies. Dessa forma, a área do fragmento pode limitar a riqueza de mamíferos terrestres. Para investigar a relação entre área do fragmento e riqueza de espécies de uma comunidade de mamíferos de médio e grande porte em 13 fragmentos (1 a 12ha) e um controle (220ha) de Mata Semidecidual da APA Municipal de Campinas, estado de São Paulo, parcelas de areia iscadas foram dispostas nos remanescentes nas quatro estações do ano, resultando em um esforço total de 665 parcelas-noite. A comunidade apresentou um total de 20 espécies, variando de uma a sete espécies por fragmento e 11 no controle. Três espécies exóticas (cachorro doméstico *Canis lupus familiaris*, a lebre européia, *Lepus europaeus*, e o ratão-do-banhado, *Myocastor coypus*) estiveram entre as registradas. Em sua maioria as espécies foram generalistas e oportunistas, e grandes predadores de topo não foram registrados nos fragmentos através das parcelas de areia. A riqueza de espécies esteve correlacionada à área dos fragmentos ($r_s = 0,771$; $p < 0,01$), e também ao esforço ($r_s = 0,722$; $p < 0,01$). Após padronizar o esforço, a riqueza não esteve correlacionada à área ($r_s = 0,083$; $p > 0,05$). A similaridade entre as amostras do controle foi semelhante àquelas entre os fragmentos, mas nenhum padrão de similaridade foi observado entre os fragmentos. Embora os fragmentos apresentaram uma menor riqueza do que o controle, as espécies foram comumente distintas. Ainda que somente quatro das doze espécies de carnívoros já registrados para a região foram detectados, a riqueza foi superior às encontradas em outros estudos realizados no Estado de São Paulo.

ABSTRACT

Habitat fragmentation and reduction are the main cause of the loss of terrestrial mammals in tropical regions, because habitat patches below a certain size can no longer supply their needs. In this way, fragment area can limit the richness of terrestrial mammals. To investigate the relation between fragment size and species richness a community of medium and large mammals of 13 fragments (1 – 12ha) and a control (220ha) of Atlantic Forest in the Environmental Protected Area of Campinas, São Paulo State, was sampled using baited track stations over a year (once each quarter), giving 665 track-station nights. Twenty species were recorded, varying from one to seven species per fragment, and eleven in the control. Three exotic species (domestic dog (*Canis lupus familiaris*), European hare (*Lepus europaeus*) and nutria (*Myocastor coypus*) were among those recorded. Most species were generalist and opportunist, and no top predators were sampled by the track-station. Species richness correlated with fragment size ($r_s = 0,771$; $p < 0,01$), but also with effort ($r_s = 0,722$; $p < 0,01$). After standardizing the effort, no correlation between richness and area was found ($r_s = 0,083$; $p > 0,05$). The similarity between control's samples was similar comparing to the fragments, but no pattern in similarity was found among the fragments. Although the smaller fragments had fewer species than the control, the species were often distinct. Even though only four from the twelve carnivore species already recorded for the region were observed, richness was higher than in other studies conducted in São Paulo State.

INTRODUÇÃO

A fragmentação de habitat é uma das principais ameaças à manutenção da biodiversidade mundial. Neste processo, a remoção de habitat resulta em uma nova paisagem constituída por pequenos fragmentos isolados entre si (Fahrig 2003). Os efeitos e conseqüências deste processo foram primeiramente levados em conta por MacArthur e Wilson (1967) através da Teoria de Biogeografia de Ilhas. Para os autores, o tamanho do habitat e seu grau de isolamento podem determinar a diversidade de espécies da ilha. Dessa forma, quanto maior a área do fragmento e menor o seu grau de isolamento, maior será o número de espécies. O tamanho do remanescente é geralmente relacionado à quantidade e a diversidade de recursos disponíveis, logo a maior oferta de recursos em fragmentos maiores pode garantir a manutenção de mais espécies e de populações maiores, o que teoricamente vem aumentar sua estabilidade frente a eventos demográficos, genéticos e ambientais (Metzger 2009).

Essa relação entre a área do fragmento e a riqueza de espécies é demonstrada para diferentes grupos taxonômicos, inclusive para a comunidade de mamíferos terrestres. O tamanho do fragmento foi a variável mais importante para explicar a variação da riqueza em comunidades de médios e grandes mamíferos em paisagens fragmentadas na Mata Atlântica e na Floresta Amazônica (Chiarello 1999, Michalski e Peres 2007). No entanto, as respostas dessa comunidade à fragmentação ainda são pouco compreendidas (Michalski e Peres 2007). Aparentemente, as primeiras espécies a serem afetadas são os carnívoros de grande porte, predadores de topo. Por apresentarem grandes áreas de vida, baixa densidade e baixa taxa de crescimento populacional, esses animais se tornam bastantes vulneráveis à perda de habitat original (Terborgh 1974, Henle *et al.* 2004a). Grandes mamíferos herbívoros ou frugívoros, como a anta (*Tapirus terrestris*) e porcos-do-mato (*Tayassu pecari*, *Pecari tajacu*) também parecem estar entre as primeiras espécies a serem extintas. A grande área de vida necessária a esses animais, principalmente aos frugívoros que dependem de itens alimentares que se encontram agrupados espacial e temporalmente, vem ser crucial para a sobrevivência dos mesmos (Chiarello 2000).

O declínio de mamíferos terrestres pode ainda ser agravado pela caça. Animais residentes em áreas fragmentadas são mais vulneráveis do que aqueles em áreas contínuas, pois se tornam mais acessíveis aos caçadores em fragmentos do que em áreas contínuas (Turner e Corlett 1996). Espécies como anta, veado (*Mazama sp.*), tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*) e porco-do-mato estão entre as mais caçadas em áreas fragmentadas da floresta atlântica (Cullen Jr *et al.* 2000).

Outro impacto mais recentemente considerado é a entrada de espécies invasoras nos fragmentos (Laurance *et al.* 2002). Nesse sentido, o cachorro doméstico é um dos fatores mais preocupantes, pois essa espécie exótica além de preda as espécies nativas (Galetti e Sazima 2006, Campos *et al.* 2007), é uma fonte de transmissão de doenças aos carnívoros selvagens (Fiorello *et al.* 2006, Whiteman *et al.* 2007).

Outros fatores da paisagem podem ainda influenciar a riqueza dos fragmentos. O grau de conectividade dos fragmentos, o efeito de borda bem como o tipo de matriz demonstram afetar a permanência das espécies em áreas fragmentadas (Laurance *et al.* 2002, Umetsu *et al.* 2008, Metzger 2009, Vieira *et al.* 2009). As espécies que toleram ou usufruem destes distúrbios da fragmentação são as mais favorecidas (Laurance *et al.* 2002).

Dado que a fragmentação e a perda de habitat são os principais fatores responsáveis pela perda de mamíferos terrestres no Brasil (Costa *et al.* 2005), este estudo tem como objetivo avaliar a comunidade de mamíferos de médio e grande porte presente em 13 fragmentos e um controle de Mata Semidecidual de uma Área de Proteção Ambiental do município de Campinas, verificando se a riqueza das espécies observadas foi relacionada com a área dos fragmentos, assim como previsto por MacArthur e Wilson (1967), e quais são as espécies ainda hoje presentes.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi realizado em remanescentes de Mata Semidecidual localizados na Área de Proteção Ambiental de Campinas (APA) (22°45' a 23°00' S; 47°00' a 47°12' W), como em área fronteira a ela localizada na Área de Controle Ambiental (ACAM), região rural no município de Campinas, centro-leste do Estado de São Paulo. Ao todo 13 fragmentos pequenos de 1 a 12ha e um fragmento controle (RC) de 220ha foram estudados. Tais remanescentes são constituídos por florestas secundárias, com diferentes estágios de regeneração, encontrando-se circundados por pastagem (maiores detalhes ver Introdução Geral).

Levantamento de mamíferos de médio e grande porte

O levantamento de mamíferos terrestres foi realizado através do registro de pegadas por parcelas de areia (Dirzo e Miranda, 1990; Pardini *et al.* 2003). Além de ser um método de fácil aplicação e de baixo custo, ele permite um levantamento rápido com informações seguras e satisfatórias de espécies de mamíferos de médio e grande porte. Por permitir a reprodução de várias amostras em áreas distintas e por apresentar simples delimitação, a metodologia é adequada para a estimativa da riqueza de espécies (Pardini *et al.* 2003).

Para avaliar a riqueza de mamíferos de médio e grande porte, a metodologia empregada foi baseada na de Crooks e Soulé (1999). Parcelas de areia com granulometria média e com aproximadamente 1m² de área foram dispostas a cerca de 250m de distância entre si, em local plano. Diferente dos autores, as parcelas não foram colocadas ao longo de trilhas, mas de maneira a maximizar o número de parcelas do fragmento, de acordo com sua configuração. Para isso as parcelas foram dispostas, aleatoriamente, primeiro no interior e depois na borda do fragmento seguindo a distância padrão em relação aquela do interior (central); dessa forma o número de parcelas entre borda e interior variou entre os remanescentes (Anexo 1). Tal disposição diminui ou evita uma autocorrelação espacial que poderia ser elevada

caso as amostras fossem realizadas em trilhas (Scoss e De Marco 2000). Somente no fragmento maior RC as parcelas foram dispostas ao longo de duas trilhas. O número de parcelas nos fragmentos amostrados variou de 1 a 13, com um esforço que variou de 15 a 170 parcelas-noite, totalizando 665 parcelas/noite no conjunto de fragmentos. No fragmento SM2, no entanto, apesar de sua área de 8ha, foi disposta somente uma única parcela. Este fragmento está inserido na divisa entre duas propriedades, e não autorização de um dos proprietários impediu a entrada na mata em sua porção. Logo, tal fragmento apresentou esforço menor (15 parcelas-noite) em relação a áreas de tamanho similares

No centro de cada parcela foram pingadas 6 gotas de duas iscas odoríferas (Canine Call e Pro's Choice) em dias alternados (Penteado 2006). As parcelas permaneceram abertas por 4 ou 5 dias consecutivos sem chuva, em cada uma das estações do ano (verão, outono, inverno e primavera), visto que amostragens por estações podem aumentar a probabilidade de se registrar espécies raras (Penteado & Setz 2004). A identificação dos rastros foi realizada com o apoio de guias de identificação (Becker e Dalponte 1991, Borges e Tomás 2004), no entanto, pequenos felinos (*Puma yaguarondi*, *Leopardus tigrinus*, *Leopardus wiedii*) foram agrupados em uma única categoria (pequenos felinos), devido à dificuldade de identificação das pegadas. Pegadas fora das parcelas, arranhados, fezes e ou avistamentos também foram considerados qualitativamente para a riqueza dos fragmentos.

Análise de dados

A riqueza absoluta das espécies foi determinada pelos registros obtidos através das parcelas de areia e curvas de acumulação das espécies observadas (Mau Tau) foram construídas para o número de noites em cada fragmento. A riqueza estimada foi obtida pelo procedimento Jackknife 1, um método não paramétrico de estimativa de riquezas em função do número de espécies raras. Curvas de acumulação de espécies foram igualmente construídas a partir das estimativas do número de espécies em relação ao número de noites para cada um dos fragmentos. As curvas de espécies observadas foram comparadas às estimadas para avaliar o esforço amostral. Todas

elas foram calculadas pelo Software EstimateS 7.52 (Colwell 2005, Heltshe e Forrester, 1983; Santos 2003), com 50 aleatorizações (Santos 2003).

Com o objetivo de verificar se a área dos fragmentos está relacionada com o número de espécies dos mesmos foi realizada uma correlação de Spearman dado que os dados não se aproximaram de uma distribuição normal (Zar, 1999). Para a confecção dos gráficos os dados foram log-transformados devido às diferentes ordens de grandeza dos tamanhos da maioria dos fragmentos em relação ao fragmento maior (RC, 220ha). Como o número de parcelas variou entre os fragmentos dada a distância padronizada entre elas, de tal modo que fragmentos maiores apresentaram mais parcelas, correlacionou-se o número de espécies de cada fragmento com o esforço amostral. Dada a significância desta primeira relação, foi realizada outra análise para padronizar o esforço entre as amostras. Para isso sortearam-se sem reposição três parcelas para os fragmentos considerados maiores (RC, M1, M2, SH) e duas parcelas para o fragmento SS considerado médio (9ha), e uma riqueza média foi calculada a partir dos valores de riqueza sorteados. Uma nova análise de correlação foi realizada entre as riquezas médias e as áreas dos fragmentos.

Para comparar a comunidade de mamíferos de médio e grande porte entre os fragmentos, uma análise de similaridade foi realizada através do índice de Jaccard, que avalia a presença e ou ausência das espécies. Em uma primeira análise, a similaridade foi realizada entre os pequenos fragmentos com o controle RC, considerando as duas trilhas deste fragmento como duas unidades amostrais. Em uma segunda análise, a similaridade foi realizada entre os pequenos fragmentos com os registros totais de RC. Neste último caso, as relações de similaridade entre os fragmentos foram investigados através da análise de agrupamento UPGMA, utilizando o programa PAST (Hammer *et al.* 2001).

Dado que carnívoros podem indicar a qualidade da paisagem (Terborgh 1974, 1992), foi avaliada a possibilidade de ocorrência dessas espécies na paisagem fragmentada com base na sua área de vida determinada a partir da literatura (Eisenberg 1989, Marinho-Filho 1990, Emmons e Feer 1997, Giaretta 2002) e a partir de registros anteriores observados no maior fragmento da paisagem (Gaspar 2005) e

para fragmentos limítrofes da APA e com tamanhos similares (10 a 20ha) para os menores fragmentos (Penteado 2006).

RESULTADOS

A riqueza observada através das parcelas de areia variou de uma a sete espécies nos pequenos fragmentos e 11 espécies no controle, com 20 espécies para o conjunto de fragmentos. Entre as espécies, três são exóticas, o cachorro-doméstico (*Canis lupus familiaris*), a lebre européia (*Lepus europaeus*) e o ratão-do-banhado (*Myocastor coypus*). A jaguatirica e pequenos felinos foram os maiores carnívoros observados, com registros distribuídos em diferentes fragmentos.

Por meio de outros vestígios, quatro novas espécies somam-se ao total: a onça-parda (*Puma concolor*) detectada por pegadas em estrada de terra e na borda do fragmento SH adjacente a matriz de pasto como por arranhados em trilha no fragmento RC, o lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) também através de pegadas na borda limite do fragmento SH e visualização no fragmento JS e SM1, o veado (*Mazama sp.*) através de pegadas na borda do fragmento SH, e o ouriço-cacheiro (*Coendou prehensilis*) encontrado no interior do fragmento M2, como se deslocando pela matriz de pasto em direção ao fragmento florestal M1 (Tabela 2).

Embora as iscas odoríferas sejam indicadas para Carnívora (Crooks 2002, Penteado 2006), espécies de outras ordens também foram registradas, incluindo espécies de pequenos mamíferos (Tabela 2).

Tabela 2. Espécies registradas nos 13 fragmentos e no fragmento controle da APA de Campinas, seus respectivos tipos de habitats, suas dietas e métodos de observação.

| Ordem | Espécie | Nome popular | Habitat* | Dieta** | Método de Observação*** |
|--|----------------------------------|----------------------|----------|---------|-------------------------|
| Didelphimorphia Carnívora | Pequeno mamífero | pequeno mamífero | FL | C | p |
| | <i>Didelphis</i> sp. | gambá | N | O | p |
| | <i>Canis lupus familiaris</i> | cachorro-doméstico | N | O | p, a |
| | <i>Cerdocyon thous</i> | cachorro-do-mato | I | O | p, a |
| | <i>Chrysocyon brachyurus</i> | lobo-guará | N | O | i |
| | <i>Eira Barbara</i> | irara | FL | O | p |
| | <i>Leopardus pardalis</i> | jaguaririca | N | C | p, i |
| | <i>Lontra longicaudis</i> | lontra | N | C | p, i |
| | <i>Nasua nasua</i> | quati | N | O | p |
| | <i>Procyon cancrivorus</i> | guaxinim | N | O | p, i |
| | <i>Puma concolor</i> | onça-parda | N | C | i |
| Cingulata | Pequenos felinos | gato-do-mato | N/FL | C | p, i |
| | <i>Dasybus novemcinctus</i> | tatu-galinha | N | O | p, i |
| | <i>Euphractus sexcinctus</i> | tatu-peba | N | O | p, i |
| | <i>Tamandua tetradactyla</i> | tamanduá-mirim | N | O | p |
| Primata | <i>Callithrix jacchus</i> | sagüi-do-tufo-branco | FL | O | p, a |
| Rodentia | <i>Cavia</i> sp. | preá | N | H/F | p |
| | <i>Coendou prehensilis</i> | ouriço-cacheiro | FL | H/F | p, i [▫] |
| | <i>Dasyprocta azarae</i> | cutia | FL | H/F | p |
| | <i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> | capivara | N | H/F | p, a, i |
| | <i>Myocastor coypus</i> | ratão-do-banhado | N | H/F | p |
| | <i>Nectomys squamipes</i> | rato-d'água | FL | O | p |
| Lagomorpha | <i>Lepus europaeus</i> | lebre européia | N | H/F | p, a ^{▫▫} |
| Artiodactyla | <i>Mazama</i> sp. | veado | FL | H/F | i |

* Habitat: FL= florestal; I= introduzido; N= não restrito a nenhum tipo de habitat.

** Dieta: C= carnívoros; O= onívoros; H/F= herbívoros/frugívoros.

*** Método de Observação: a= avistamento; i= indícios (pegadas, fezes, arranhados, fuçados, carcaças); p= parcelas de areia.

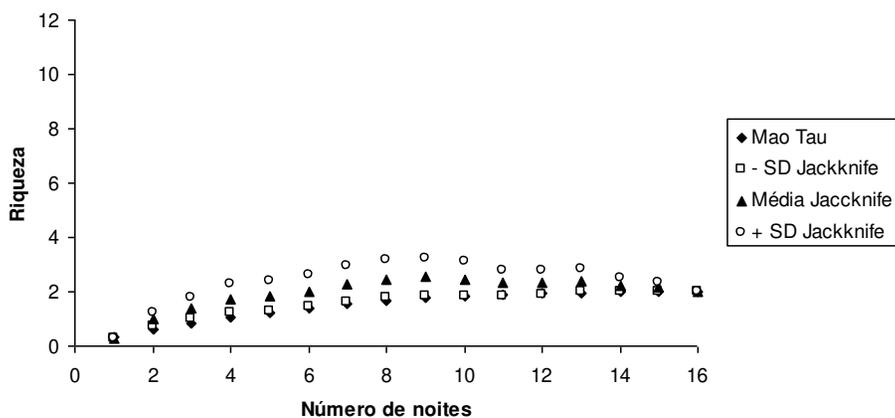
▫ Espécie diferenciada de *Sphigurus villosus* pelo tamanho da pegada.

▫▫ Espécie diferenciada da espécie nativa *Sylvilagus brasiliensis* pelo tamanho da pegada.

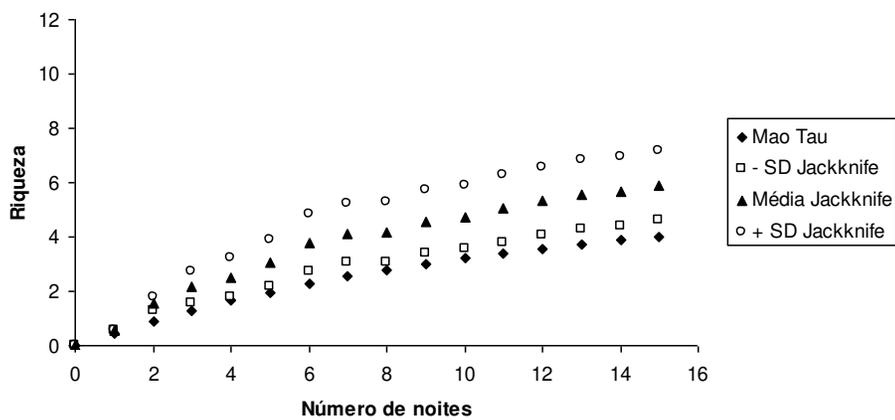
A curva de acumulação de espécies não se estabilizou para a maioria dos fragmentos, exceto para JS, A1 e H1 que apresentaram uma, duas e três espécies, respectivamente (Figuras 4 a 8).

A riqueza estimada pelo procedimento Jackknife 1 variou de uma a 9,81 espécies para os fragmentos e 16,57 para o controle. O menor número de espécies não foi observado no menor fragmento (JS, 6ha), e a maior riqueza foi registrada no fragmento controle da APA de Campinas (RC, 220ha) (Tabela 3). A riqueza estimada total para o conjunto de fragmentos foi de 28,8 espécies (Figura 9).

a



b



c

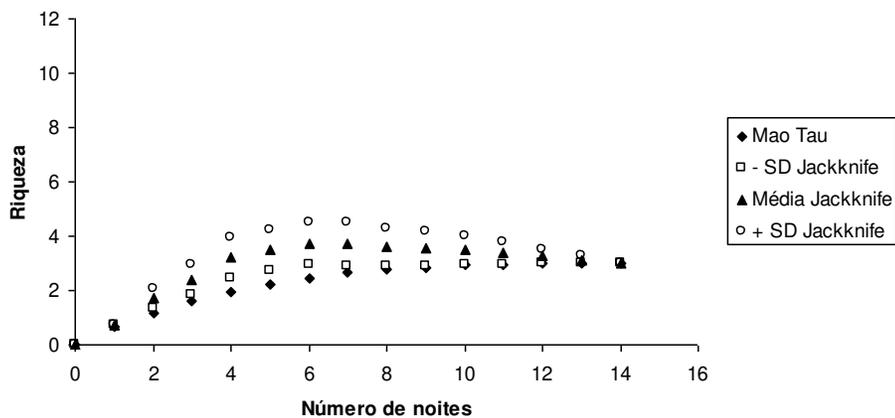
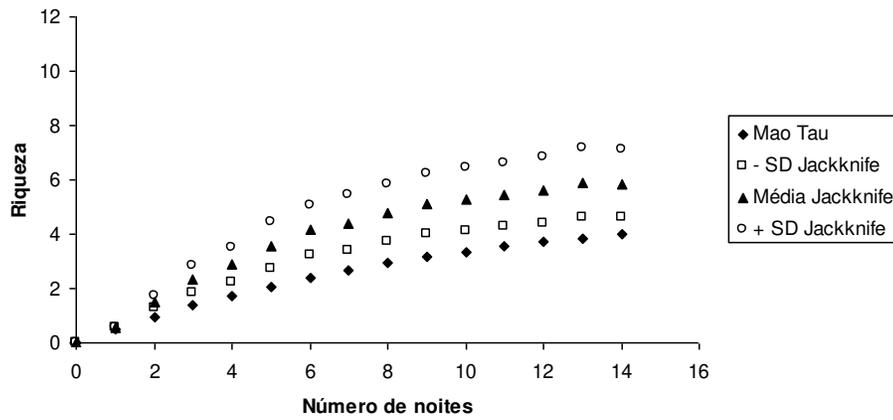
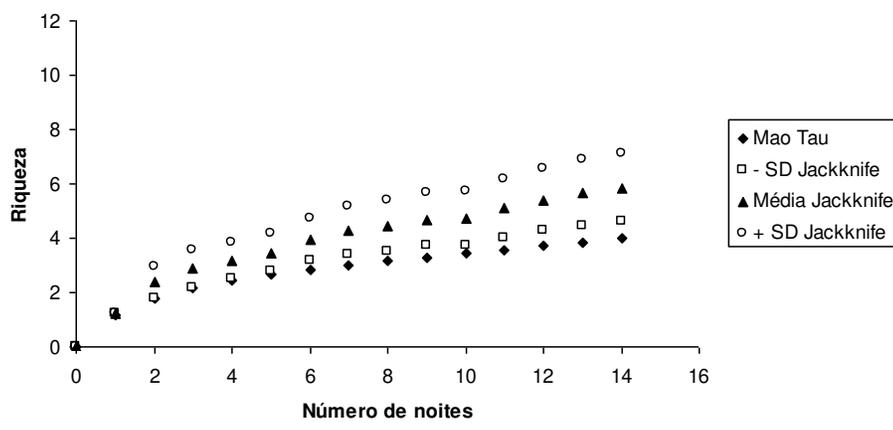


Figura 4: Curvas de acumulação de espécies de mamíferos de médio e grande porte observada (Mao Tau) e estimada (Jackknife 1) para os fragmentos A1 (a), SM1 (b) e H1 (c) da APA de Campinas.

a



b



c

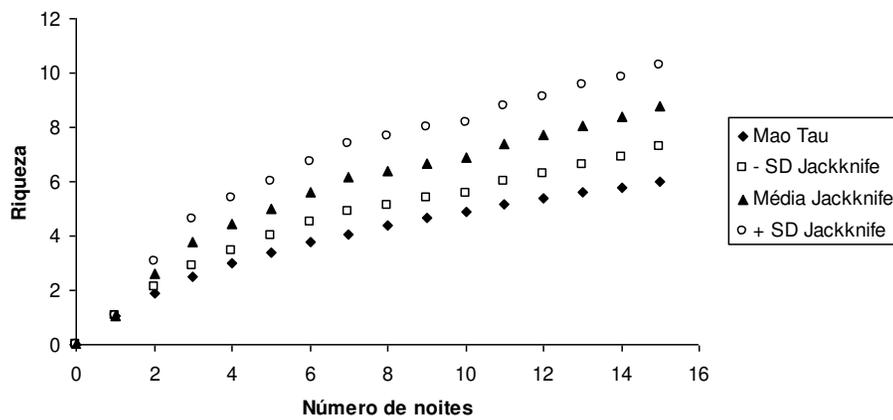
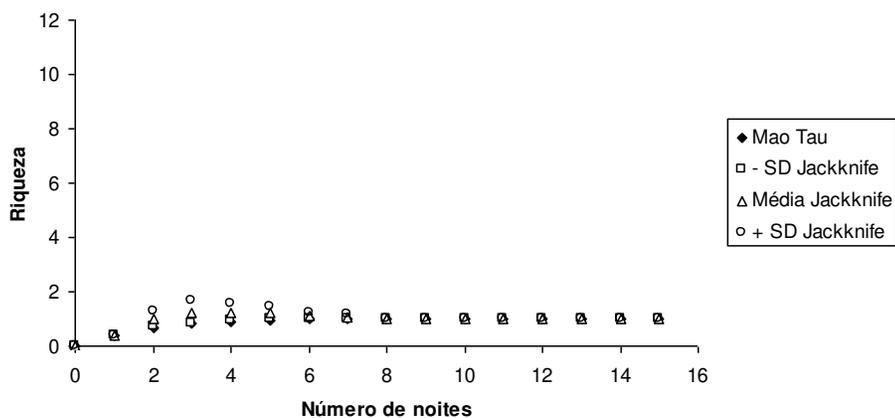
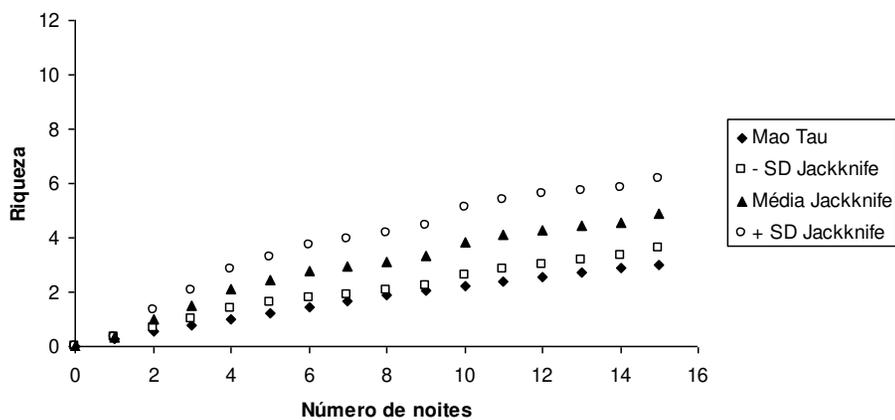


Figura 5: Curvas de acumulação de espécies de mamíferos de médio e grande porte observada (Mao Tau) e estimada (Jackknife 1) para os fragmentos H2 (a), JE (b) e SM3 (c) da APA de Campinas.

a



b



c

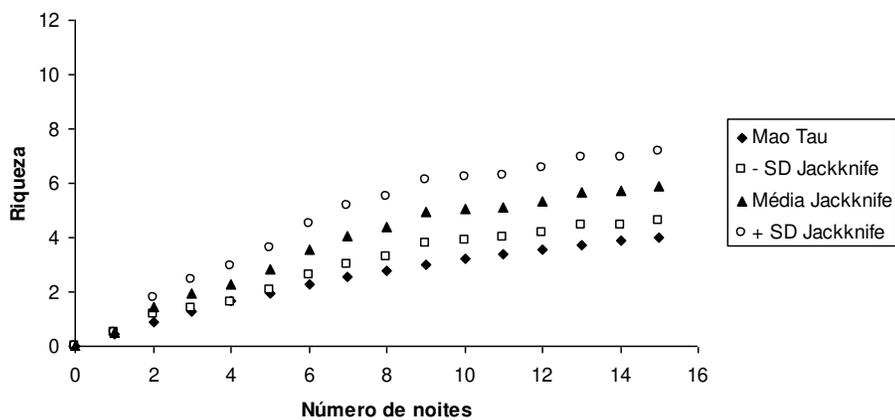
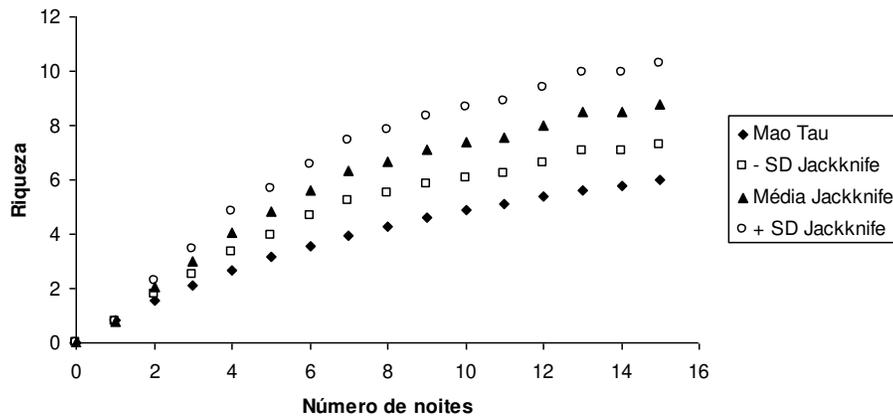
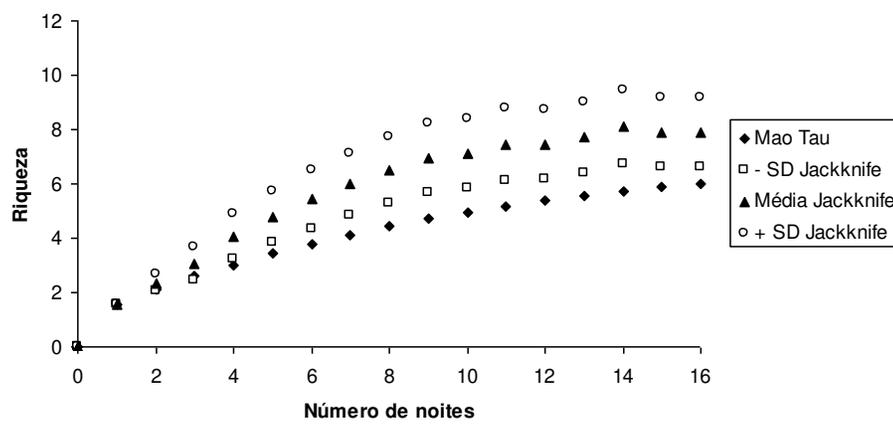


Figura 6: Curvas de acumulação de espécies de mamíferos de médio e grande porte observada (Mao Tau) e estimada (Jackknife 1) para os fragmentos JS (a), A2 (b) e SM2 (c) da APA de Campinas.

a



b



c

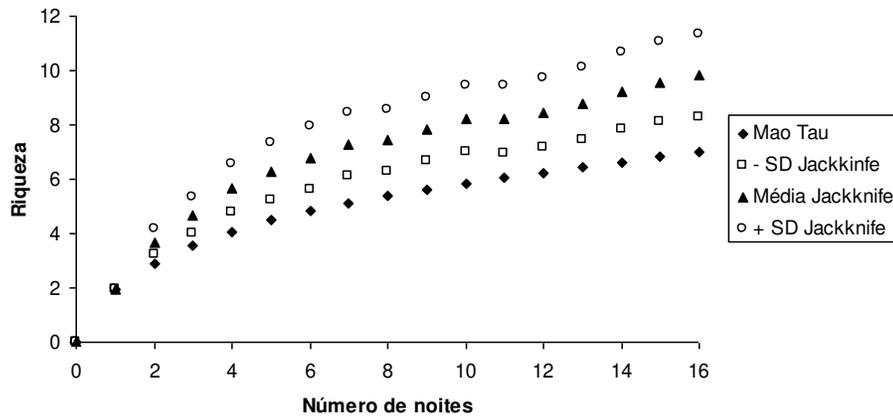
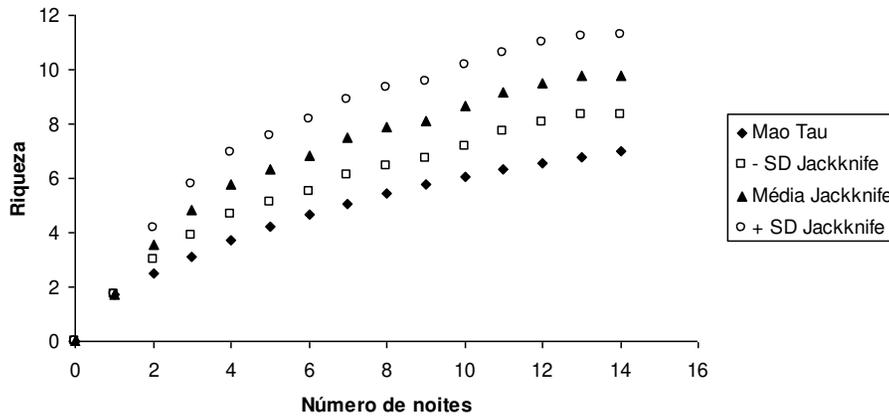


Figura 7: Curvas de acumulação de espécies de mamíferos de médio e grande porte observada (Mao Tau) e estimada (Jackknife 1) para os fragmentos SS (a), M2 (b) e M1 (c) da APA de Campinas.

a



b

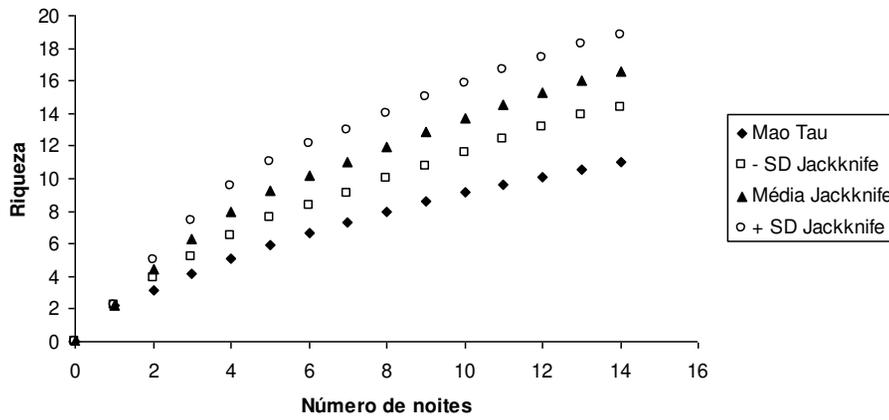


Figura 8: Curvas de acumulação de espécies de mamíferos de médio e grande porte observada (Mao Tau) e estimada (Jackknife 1) para os fragmentos SH (a) e RC (b) da APA de Campinas.

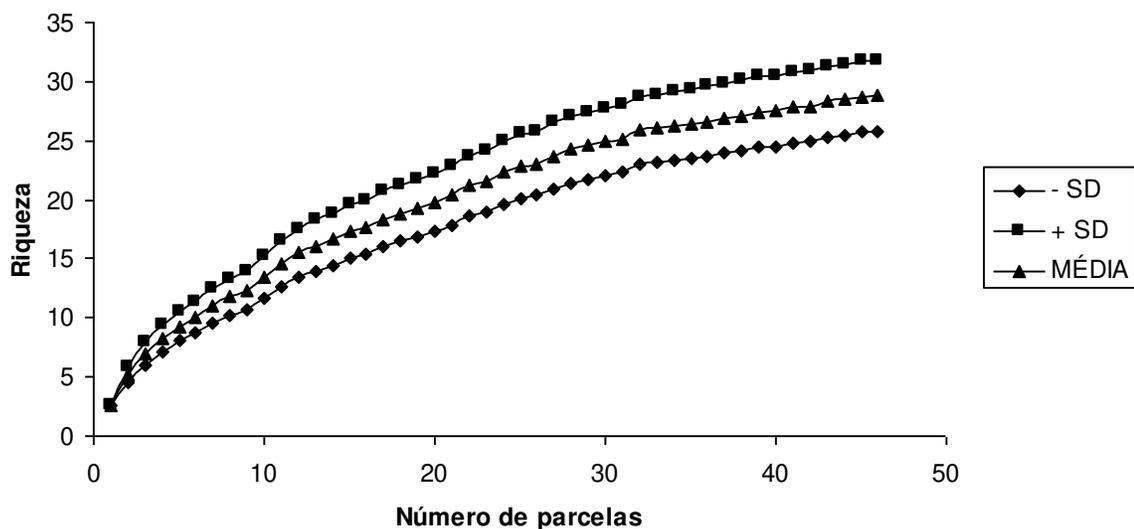


Figura 9: Curvas de acumulação de espécies de mamíferos de médio e grande porte estimada (Jackknife 1) para o conjunto de fragmentos da APA de Campinas.

No conjunto de espécies, o gambá foi a única presente em todos os fragmentos. Para este gênero duas espécies foram observadas nos fragmentos: *Didelphis aurita* e *Didelphis albiventris* (Obs. Pessoal). A presença das demais variou entre os fragmentos. Nem todas as espécies observadas nos pequenos fragmentos estiveram presentes no fragmento controle (Tabela 3).

Tabela 3. Riqueza absoluta, riqueza estimada e presença e ausência das espécies de mamíferos de médio e grande porte verificados através das parcelas de areia nos 13 fragmentos e no fragmento controle da APA de Campinas, com suas respectivas áreas, número de parcelas e esforços amostrais.

| Fragmento | A1 | SM1 | H1 | H2 | JE | SM3 | JS | A2 | SM2 | SS | M2 | M1 | SH | RC |
|----------------------------------|-----------|------------|-----------|-----------|-----------|------------|-----------|-----------|------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Área (ha) | 1 | 1 | 2 | 3 | 5 | 5 | 6 | 8 | 8 | 9 | 10 | 10 | 12 | 244 |
| N° de parcelas | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | 2 | 2 | 2 | 1 | 4 | 5 | 5 | 6 | 13 |
| Esforço total | 15 | 15 | 14 | 14 | 28 | 30 | 30 | 30 | 15 | 60 | 80 | 80 | 84 | 170 |
| <i>Didelphis sp.</i> | X | x | x | x | x | x | x | x | x | x | X | x | x | x |
| <i>Canis lupus familiaris</i> | | x | x | x | x | x | | x | x | x | X | x | x | x |
| <i>Dasyopus novemcinctus</i> | X | | x | x | | x | | | x | x | X | x | | x |
| <i>Cerdocyon thous</i> | | x | | | | x | | | x | | | x | x | x |
| <i>Euphractus sexcinctus</i> | | | | | | | | x | | x | X | x | x | x |
| Pequenos felinos | | x | | | x | | | | | x | | | | |
| <i>Eira Barbara</i> | | | | | | | | | | | | | x | x |
| <i>Nectomys squamipes</i> | | | | | | x | | | | | | | | x |
| <i>Dasyprocta azarae</i> | | | | | | | | | | | | x | x | |
| <i>Myocastor coypus</i> | | | | x | | | | | | | X | | | |
| <i>Leopardus pardalis</i> | | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Lontra longicaudis</i> | | | | | | | | | | | | | x | |
| <i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> | | | | | | x | | | | | | | | |
| <i>Lepus europaeus</i> | | | | | | | | | | x | | | | |
| <i>Callithrix jacchus</i> | | | | | | | | | | | | | | x |
| Pequeno mamífero | | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Tamandua tetradactyla</i> | | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Nasua nasua</i> | | | | | | | | | | | X | | | |
| <i>Cavia sp.</i> | | | | | | | | | | | | x | | |
| <i>Procyon cancrivorus</i> | | | | | x | | | | | | | | | |
| riqueza absoluta | 2 | 4 | 3 | 4 | 4 | 6 | 1 | 3 | 4 | 6 | 6 | 7 | 7 | 11 |
| riqueza estimada | 2 | 5.87 | 3 | 5.86 | 5.86 | 8.8 | 1 | 4.87 | 5.87 | 8.8 | 7.88 | 9.81 | 9.79 | 16.57 |

Das 11 espécies de carnívoros silvestres já registradas para o fragmento maior e controle, RC (Gaspar 2005), somente foram detectadas três delas nas parcelas de areia (jaguatirica, cachorro-do-mato e irara), além do cachorro-doméstico, espécie domesticada. O maior carnívoro, a onça-parda, foi observado através de outros vestígios (Tabela 2). Para os menores fragmentos três espécies observadas por Penteado (2006) foram registradas nas parcelas de areia (cachorro-doméstico, cachorro-do-mato e irara), além de um registro de pequeno felino. Para este conjunto de fragmentos, um registro de lontra também foi observado (Tabela 4).

Tabela 4. Espécies de carnívoros observadas nos fragmentos da APA de Campinas em comparação as espécies registradas em outros períodos para o fragmento maior RC (220ha) e para fragmentos pequenos de tamanhos similares em áreas limítrofes a APA.

| Espécies | Área de Vida (ha) | RC (220ha)- Gaspar (2005) | Observado RC (220ha) | Fragmentos (9 a 12ha)- Penteado (2006) | Observado fragmentos (9 a 12ha) |
|-----------------------|-------------------|---------------------------|----------------------|--|---------------------------------|
| <i>P. concolor</i> | 3.200-15.500 | X | ** | X | |
| <i>L. pardalis</i> | 1.500 – 5.000 | X | X | X | |
| <i>P. yaguarundi</i> | 700 – 10.000 | X | | X | * |
| <i>L. wiedii</i> | 1.400 – 3.100 | X | | | * |
| <i>L. tigrinus</i> | 500 – 1.000 | | | X | * |
| <i>C. familiaris</i> | sem dados | X | X | X | X |
| <i>C. thous</i> | 60 – 90 | X | X | X | X |
| <i>P. cancrivorus</i> | sem dados | X | | X | |
| <i>N. nasua</i> | 300 – 500 | X | | | |
| <i>E. Barbara</i> | 900 – 2.400 | X | X | X | X |
| <i>Galictis sp.</i> | 400 | X | | X | |
| <i>L. longicaudis</i> | sem dados | X | | | X |

* A dificuldade de identificação das pegadas não permitiu chegar a nível de espécie.

** Espécie não detectada nas parcelas de areia, somente através de outros vestígios.

O número de espécies apresentou uma relação positiva com a área do fragmento ($r_s = 0,711$; $p < 0,01$; $N = 14$; Figura 10).

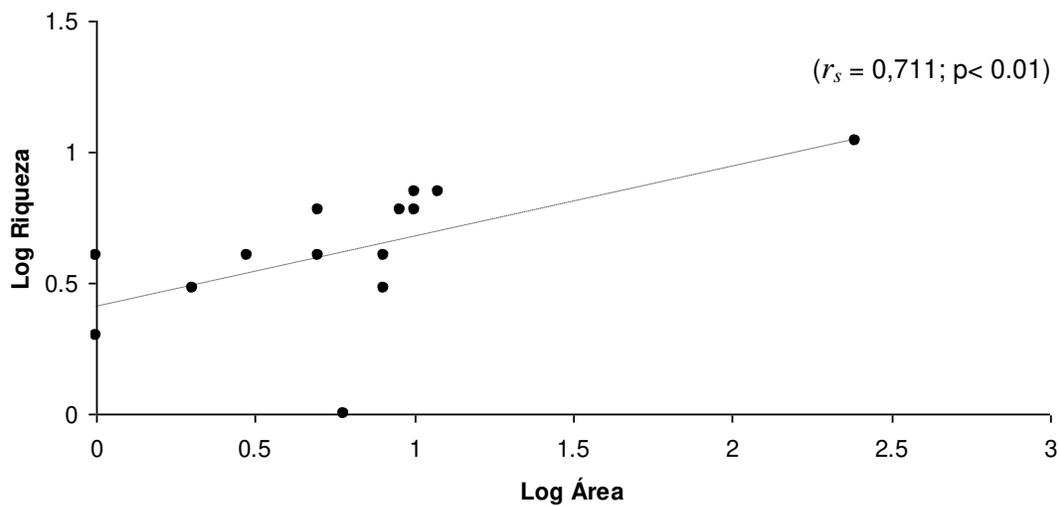


Figura 10: Relação entre o número de espécies de mamíferos registrados pelas parcelas de área e a área dos fragmentos estudados da APA de Campinas.

Mas dada a correlação significativa entre a riqueza e o esforço amostral ($r_s = 0,722$; $p < 0,01$), a nova análise entre a riqueza média (com esforço padronizado) e a área não foi significativa ($r_s = 0,083$; $p = 0,077$) (Figura 11).

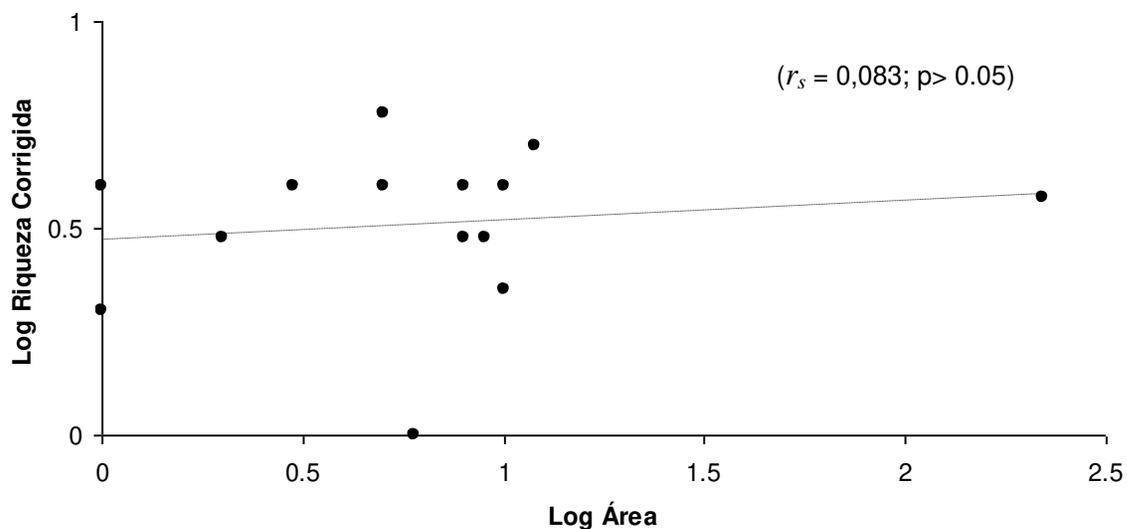


Figura 11: Relação entre a riqueza padronizada (riqueza média) e a área dos fragmentos da APA de Campinas.

Os índices de similaridade entre as amostras do controle (trilhas) foi semelhante aos índices de similaridades com os demais fragmentos (Tabela 5). A análise de similaridade não revelou nenhum padrão de agrupamento dos fragmentos quanto à composição de espécies. Dois fragmentos, M1 e SH, agruparam com o controle RC. M2 com mesmo tamanho amostral e mesmo esforço de M1, localizados em mesma propriedade, ficaram separados. Apenas H1 e H2, também localizados em mesma propriedade, agruparam junto, apresentando o maior índice de similaridade. O fragmento JS, por outro lado, apresentou o menor coeficiente, determinando o remanescente como grupo externo. (Figura 12).

Tabela 5. Índices de similaridades de Jaccard entre os fragmentos e as unidades amostrais do fragmento controle RC (RC1, trilha 1 e RC2, trilha 2).

| Fragmento | A1 | SM1 | H1 | H2 | JE | SM3 | JS | A2 | SM2 | SS | M2 | M1 | SH | RC1 | RC2 |
|------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-----------|-------------|-----------|-----------|-------------|-----------|-----------|-------------|-----------|------------|------------|
| A1 | | | | | | | | | | | | | | | |
| SM1 | 0.20 | | | | | | | | | | | | | | |
| H1 | 0.67 | 0.40 | | | | | | | | | | | | | |
| H2 | 0.50 | 0.33 | 0.75 | | | | | | | | | | | | |
| JE | 0.20 | 0.60 | 0.40 | 0.33 | | | | | | | | | | | |
| SM3 | 0.33 | 0.43 | 0.50 | 0.43 | 0.25 | | | | | | | | | | |
| JS | 0.50 | 0.25 | 0.33 | 0.25 | 0.25 | 0.17 | | | | | | | | | |
| A2 | 0.25 | 0.40 | 0.50 | 0.40 | 0.40 | 0.29 | 0.33 | | | | | | | | |
| SM2 | 0.50 | 0.60 | 0.75 | 0.60 | 0.33 | 0.67 | 0.25 | 0.40 | | | | | | | |
| SS | 0.33 | 0.43 | 0.50 | 0.43 | 0.43 | 0.33 | 0.17 | 0.50 | 0.43 | | | | | | |
| M2 | 0.33 | 0.25 | 0.50 | 0.67 | 0.25 | 0.33 | 0.17 | 0.50 | 0.43 | 0.50 | | | | | |
| M1 | 0.29 | 0.38 | 0.43 | 0.38 | 0.22 | 0.44 | 0.14 | 0.43 | 0.57 | 0.44 | 0.44 | | | | |
| SH | 0.13 | 0.38 | 0.25 | 0.22 | 0.22 | 0.30 | 0.14 | 0.43 | 0.38 | 0.30 | 0.30 | 0.56 | | | |
| RC1 | 0.25 | 0.33 | 0.38 | 0.33 | 0.20 | 0.40 | 0.13 | 0.22 | 0.50 | 0.27 | 0.27 | 0.36 | 0.36 | | |
| RC2 | 0.29 | 0.38 | 0.43 | 0.38 | 0.22 | 0.63 | 0.14 | 0.43 | 0.57 | 0.44 | 0.44 | 0.56 | 0.40 | 0.36 | |

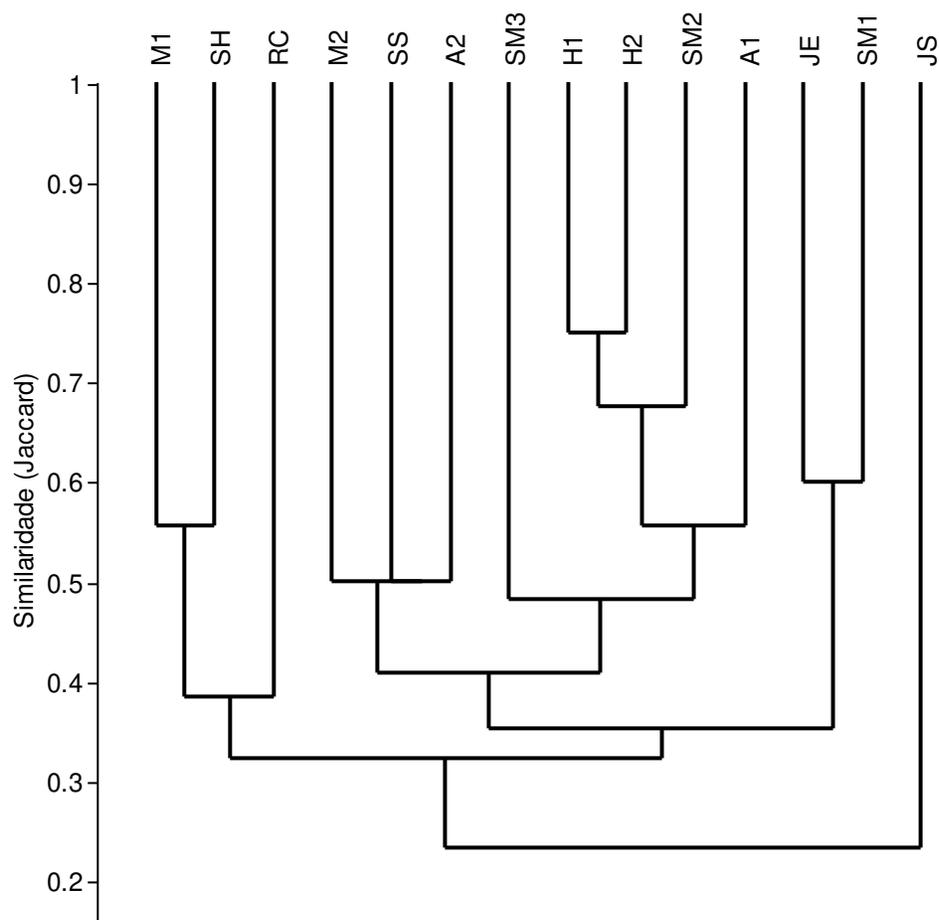


Figura 12: Dendrograma de similaridade da comunidade de mamíferos de médio e grande porte entre os fragmentos da APA de Campinas.

DISCUSSÃO

A comunidade de mamíferos de médio e grande porte apresentou um total de 20 espécies na paisagem, variando de uma a 11 espécies por fragmento, sendo que o gambá foi a única registrada em todos os fragmentos. A grande maioria das espécies não é restrita a nenhum tipo de habitat e apresenta uma dieta onívora.

Estudo no estado de São Paulo reporta um conjunto de espécies para fragmentos florestais menor do que aquele observado para APA de Campinas. No

Planalto Paulista, 24 remanescentes de Mata Atlântica apresentaram um total de 13 espécies (Espartosa 2009). Embora utilizando outros tipos de isca, diferentes guildas (carnívoros, onívoros e herbívoros) foram atraídas, registrando de duas a oito espécies em remanescentes de maior tamanho (35,5 a 155,2ha). Da mesma forma, Bassi (2003) registrou ao todo 24 espécies de mamíferos em 24 remanescentes em uma área mais abrangente na porção noroeste do estado (420 a 36.000ha) em Mata Estacional Semidecidual do Planalto Ocidental, com uma riqueza estimada entre sete a 19 espécies. Comparativamente, pequenos fragmentos da APA de Campinas apresentaram o mesmo número estimado de espécies do que as áreas maiores de Bassi (2003). Portanto, a região analisada também apresenta um importante valor em questão de riqueza, apesar de se tratarem áreas de pequeno tamanho. Por outro lado, as 20 espécies compreendem uma maioria de animais onívoros, os menos prejudicados com a perda de habitat, pois apresentam uma dieta mais generalista (Fonseca e Robinson 1990, Chiarello 2000). Assim, embora a riqueza seja alta em comparação com outras localidades, sua diversidade trófica é igualmente baixa.

Somente algumas espécies de carnívoros foram observadas, sendo a jaguatirica o maior predador registrado pelas parcelas de areia, e a onça-parda o maior predador registrado por meio de outros vestígios. Tendo em vista a área de vida dessas espécies, nenhuma delas seria esperada nos pequenos fragmentos. A falta de alimento e de outros recursos devido à perda de habitat pode estar entre principais ameaças à sobrevivência desses animais com grandes áreas de vida (MacNab 1963), sendo assim os mais vulneráveis a fragmentação (Terborgh 1974, Terborgh 1992, Chiarello 1999, Chiarello 2000, Davies *et al.* 2000). No entanto, tais espécies foram detectadas, mas seus registros ocasionais são evidências de que tais animais são visitantes oportunistas de fragmentos florestais (Gaspar 2005, Chiarello 1999, 2000).

Para o maior fragmento, RC, a onça-parda foi registrada quatro vezes por parcelas de areia (esforço total: 2231 parcelas-noite) e registros fotográficos (esforço total: 8076 horas) por Gaspar entre 2000 e 2003, foi detectada somente uma única vez neste estudo, e pequenos felinos, incluindo o gato-maracajá, observado 16 vezes através de registros fotográficos, e o jaguarundi avistado pela autora uma vez, não foram registrados no presente estudo. Igualmente, embora Penteado (2006) tenha

observado espécies de carnívoros em fragmentos de tamanho semelhante e fronteiriços, incluindo a onça-parda, nos fragmentos da APA pequenos felinos foram os maiores carnívoros detectados através de dois registros somente. A presença de registros ocasionais para algumas espécies, assim como a ausência de registro para outras, pode ser indicativo de que a densidade populacional dessas espécies está muito baixa. Dessa forma, evidências temporais da perda de espécies devido ao processo de fragmentação podem ser constatadas.

Algumas espécies de herbívoros também estiveram presentes nos fragmentos da APA, mas foram igualmente ocasionais. No maior fragmento RC, a paca registrada por Gaspar (2005) no fragmento RC já não foi mais observada e grandes frugívoros como a anta, o cateto e o queixada não estão presentes da região há anos. Esses animais dependem de grandes áreas de vida devido ao padrão de distribuição espacial e temporal dos frutos, cujo fornecimento não é garantido por pequenos fragmentos (Chiarello 1999). Além disso, assim como os predadores de topo, essas espécies são alvos principais da caça predatória (Cullen Jr *et al.* 2000, Peres 2000), um fator ainda presente na região (Gaspar 2005, e a partir de relatos dos moradores).

A presença do cachorro-doméstico evidencia mais um efeito negativo da fragmentação da paisagem. Depois do gambá, o cachorro-doméstico foi a espécie mais presente nos fragmentos, provavelmente devido a proximidade à área urbana, a estradas e por ser considerado um efeito de borda (Srbek-Araujo e Chiarello 2008, Torres 2008, Lacerda *et al.* 2009). Diferentes estudos demonstram seu efeito negativo, seja pela predação de espécies nativas (Crooks e Soulé 1999, Gaspar 2005, Galetti e Sazima 2006, obs. pessoal), seja pela transmissão de doenças (Fiorello *et al.* 2006, Whiteman *et al.* 2007).

Da mesma forma, as espécies exóticas, no caso a lebre européia e o rato-do-banhado, também podem ser potenciais competidores dos recursos naturais (Primack 1992, Turner 1996). Originária da Europa, a lebre européia foi introduzida na América do Sul no Chile em 1896 e na região central da Argentina em 1897 (Grigera e Rapoport 1983). No Brasil a espécie foi registrada pela primeira vez em 1965, na região sul do país, e em 1995 na região sudeste (Auricchio e Olmos 1999). A espécie vem se expandindo no país com a substituição de áreas florestais pela agropecuária

(Reis *et al.* 2006, Auricchio e Olmos 1999), e pode representar uma ameaça a espécie nativa, como já evidenciado na Argentina (Grigera e Rapoport 1983).

Já o ratão-do-banhado embora apresentasse sua distribuição originalmente restrita ao Chile, como também na Argentina, Uruguai, Bolívia e no Brasil no Rio Grande do Sul, hoje já está presente no estado de São Paulo, notadamente em Campinas, associado à ambientes preservados ou alterados próximos a cursos de água (Oliveira e Bonvicino 2006).

A princípio, a riqueza encontrada na paisagem fragmentada esteve relacionada à área dos fragmentos (MacArthur e Wilson 1967), refletindo uma condição encontrada para comunidades de mamíferos em remanescentes florestais, na Mata Atlântica e na Amazônia (Chiarello 1999, Lopes e Ferrari 2000, Laurance *et al.* 2002, Michalski e Peres 2005, 2007). No entanto, este resultado deve ser analisado com cautela, pois o esforço amostral esteve relacionado à área dos fragmentos.

Quando analisada a relação entre a riqueza padronizada para esforço semelhante e a área a correlação não foi detectada. Considerando que cada parcela abrange uma área de atratividade, para áreas semelhantes (mesmo esforço amostral) a densidade de riqueza demonstrou-se semelhante entre os fragmentos pequenos e o controle, RC. Dessa forma, a área pode não ser o único fator responsável pela riqueza dos fragmentos. Outros fatores como a história de perturbação podem ser determinantes (Bassi 2003). A riqueza de plantas investigadas através de mesmo esforço amostral entre alguns fragmentos da APA de Campinas, alguns deles presentes neste estudo, parece estar associada à intensidade e ocorrência histórica do fogo e atividades de manejo (Santos 2003).

Para a comunidade de mamíferos outros fatores podem estar envolvidos na determinação das espécies em fragmentos florestais. O efeito de borda (Dijak *et al.* 2000, Noss *et al.* 2008), o tipo de matriz (Crooks 2002, Dotta e Verdade 2007), a conectividade entre fragmentos (Metzger *et al.* 2009), como fatores relacionados a atividade humana como a distância a estradas de asfalto, a frequência de ocorrência de cachorro doméstico (Espartosa 2009) podem influenciar a riqueza de espécies. Porções alteradas da paisagem podem permitir a migração e dispersão das espécies entre os fragmentos, favorecendo a manutenção de parte da biodiversidade original

(Fonseca *et al.* 1997). O registro do ouriço cacheiro no pasto e a presença de pegadas de onça em estrada de terra são evidências do uso dessas porções por esses animais, evidenciando sua possível dispersão.

Embora os pequenos fragmentos tenham apresentado uma riqueza menor em relação ao maior, algumas espécies estiveram presentes somente em alguns dos pequenos fragmentos. Dessa forma, uma complementaridade é observada entre os fragmentos. Logo, os menores remanescentes aparentemente não representam subamostras do maior fragmento da paisagem, diferentemente de outros estudos (Fonseca e Robinson 1990, Chiarello 1999), estando as espécies desigualmente distribuídas entre os remanescentes. As áreas amostradas no controle demonstraram-se tão heterogêneas entre si quanto os pequenos fragmentos da APA e mesmo fragmentos próximos entre si foram heterogêneos. Dessa forma, particularidades do habitat de cada fragmento também podem estar determinando a presença das espécies, mais do que sua área propriamente dita como considerado acima. A existência de cursos d'água é determinante para a presença de espécies como a lontra, o ratão do banhado e demais espécies dependentes desse recurso (Dijak *et al.* 2000). E a presença do gado em alguns fragmentos pode influenciar a presença e o registro das espécies temporalmente devido seu efeito de perturbação, como outros fatores associados a história de perturbação dos fragmentos.

Ainda que pequenos, a complementaridade de espécies entre os fragmentos demonstra a importância desses remanescentes para a manutenção da comunidade de mamíferos nos fragmentos da APA. No entanto, somente a implementação de medidas de restauração e conectividade entre os remanescentes pode garantir a sobrevivência das espécies em longo prazo.

A comunidade dos fragmentos estudados da APA de Campinas demonstra-se, portanto, simplificada, com uma maioria de espécies onívoras e generalistas distribuídas entre os fragmentos. Mamíferos carnívoros de grande porte, mais vulneráveis à fragmentação, foram pouco observados. Evidências da perda de espécies para a comunidade já são observadas em função da fragmentação e junto a isso as conseqüências que a acompanham como a entrada de espécies invasoras, como o cachorro doméstico. Apesar disso, a riqueza da APA de Campinas têm sua

importância no estado de São Paulo, principalmente considerando que fragmentos de áreas pequenas apresentaram um riqueza igual ou superior a fragmentos maiores em outras localidades do estado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Auricchio, P.; Olmos, F. 1999. Northward range extension for the European hare, *Lepus europaeus* (Pallas, 1778 Lagomorpha – Leporidae), in Brazil. *Publicações Avulsas do Instituto Pau-Brasil de História Natural* 2: 1-5.
- Bassi, C. 2003. *O efeito da fragmentação sobre a comunidade de mamíferos nas matas do planalto ocidental, São Paulo, Brasil*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Becker, M.; Dalponte, J. C. 1991. *Rastros de mamíferos silvestres brasileiros*. Editora Universidade de Brasília, Brasília, DF. 108p.
- Borges, P. A.; Tomás, W. M. 2004. *Guia de rastros e outros vestígios de mamíferos do Pantanal*. Embrapa Pantanal, Corumbá. 148p.
- Campos, C. B.; Esteves, C. F.; Ferraz, K. M. P. M. B.; Crawshaw Jr, P. G.; Verdade, L. M. 2007. Diet of free-ranging cats and dogs in a suburban and rural environment, south-eastern Brazil. *Journal of Zoology* 273: 14-20.
- Chiarello, A. G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89: 71-82.
- Chiarello, A. G. 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. *Conservation Biology* 14(6): 1649-1657.
- Costa, L. P.; Leite, Y. L. R.; Mendes, S. L.; Ditchfield, A. D. 2005. Mammal conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19(3): 672-679.
- Cowell, R. K. 2005. Estimate S: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5.
- Crooks, K. R.; Soulé, M. E. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* 400:563-566.
- Crooks, K. R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16(2): 488-502.

- Cullen Jr, L.; Bodmer, R. E.; Pádua, C. V. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation* 95: 49-56.
- Davies, K. F.; Margules, C. R.; Laurance, J. F. 2000. Which traits of species predict population declines in experimental forest fragments? *Ecology* 81(5): 1450-1461.
- Dijak, W. D.; Thompson, F. R. 2000. Landscape and edge effects on the distribution of mammalian predators in Missouri. *The Journal of Wildlife Management* 64(1): 209-216.
- Dirzo, R.; Miranda, A. 1990. Contemporary neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity – A sequel to John Terborgh. *Conservation Biology* 4(4): 444-447.
- Dotta, G.; Verdade, L. M. 2007. Trophic categories in a mammal assemblage: diversity in an agricultural landscape. *Biota Neotropica* 7(2): 287-292.
- Eisenberg, J. F. 1989. *Mammals of Neotropics. Vol I.* University of Chicago Press, Chicago.
- Emmons, L.H.; Feer, F. 1997. *Neotropical rainforest mammals – a field guide.* The University of Chicago Press. 2ª edição.
- Espartosa, K. D. 2009. *Mamíferos terrestres de maior porte e a invasão de cães domésticos em remanescentes de uma paisagem fragmentada de mata atlântica: avaliação da eficiência de métodos de amostragem e da importância de múltiplos fatores sobre a distribuição das espécies.* Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências da Universidade Estadual de São Paulo, São Paulo, SP.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515.
- Fiorello, C. V.; Noss, A. J.; Deem, S. L. 2006. Demography, hunting ecology, and pathogen exposure of domestic dogs in the Isoso of Bolivia. *Conservation Biology* 20(3): 762-771.
- Fonseca, G. A. B. & Robinson, J. G. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation* 53: 265-294.

- Fonseca, G. A. B.; Pinto, L. P. S.; Rylands, A. B. 1997. Biodiversidade e Unidades de Conservação. Conservation International do Brasil. pp: 1-20.
- Galetti, M.; Sazima, I. 2006. Impact of feral dogs in an urban Atlantic forest in southeastern Brazil. *Natureza e Conservação* 4(1): 146-151.
- Gaspar, D. A. 2005. *Comunidade de mamíferos não voadores de um fragmento de floresta atlântica semidecídua do município de Campinas, SP*. Tese de Doutorado. Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Giaretta, K. G. F. 2002. *Ecologia alimentar de duas espécies de felinos do gênero Leopardus em uma floresta secundária no Sudeste do Brasil*. Tese de Doutorado. Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Grigera, D. E.; Rapoport, E. H. 1983. Status and distribution of the European hare in South America. *Journal of Mammalogy* 64(1): 163-166.
- Hammer, Ø; Harper, D. A. T.; Ryan, P. D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.
- Heltshel, J. F.; Forrester, N. E. 1983. Estimating species richness using the Jackknife procedure. *Biometrics* 39: 1-11.
- Henle, K.; Lindenmayer, D. B.; Margules, C. R.; Saunders, D. A.; Wissel, C. 2004a. Species survival in fragmented landscape: where are we now? *Biodiversity and Conservation* 13: 1-8.
- Lacerda, A. C. R.; Tomas, W. M.; Marinho-Filho, J. 2009. Domestic dogs as an edge effect in the Brasília National Park, Brazil: interactions with native mammals. *Animal Conservation* 12: 477-487.
- Laurance, W. F.; Lovejoy, T. E.; Vasconcellos, H. L.; Bruna, E. M.; Didham, R. K.; Stouffer, P. C.; Gascon, C.; Bierregaard, R. O.; Laurance, S. G.; Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian Forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16(3): 605-618.

- Laurance, W. F.; Laurance, S. G.; Hilbert, D. W. 2008. Long-term dynamics of a fragmented rainforest mammal assemblage. *Conservation Biology* 22(5): 1154-1164.
- Lopes, M. A.; Ferrari, S. F. 2000. Effects of human colonization on the abundance and diversity of mammals in Eastern Brazilian Amazonia. *Conservation Biology* 14(6): 1658-1665.
- MacArthur, R. & Wilson, E. O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 203p.
- Marinho-Filho, J. 1990. Os mamíferos da Serra do Japi. In: *História Natural da Serra do Japi – Ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil*. Eds: Morellato, L. P. C. Editora da UNICAMP.
- McNab, B. K. 1963. Bioenergetics and the determination of home range size. *American Naturalist* 97: 133-140.
- Metzger, J. P.; Martensen, A. C.; Dixo, M.; Bernacci, L.C.; Ribeiro, M. C.; Texeira, A. M. G.; Pardini, R. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* 142: 1166-1177.
- Michalski, F.; Peres, C. A. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation* 124: 383-396.
- Michalski, F.; Peres, C. A. 2007. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology* 21(6): 1626-1640.
- Noss, D.; Peres, C.; Michalski, F.; Hinchliffe, K. 2008. Terrestrial mammal responses to edges in the Amazonian forest patches: a study based on track stations. *Mammalia* 72: 15-23.
- Oliveira, J. A.; Bonvincino, C. R. 2006. Ordem Rodentia. In: *Mamíferos do Brasil*. Eds: Reis, N. R.; Shibatta, O. A.; Peracchi, A. L.; Pedro, W. A.; Lima, I. P. Londrina, PR. pp: 347-406.

- Padilha, J. C. 2008. *Resposta de mamíferos em cativeiro a iscas odoríferas*. Trabalho de Conclusão de Curso. Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP.
- Pardini, R.; Ditt, E. H.; Cullen Jr, L. ; Bassi, C. ; Rudran, R. 2003. Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte. In: Métodos de Estudo em Biologia da Conservação & Manejo da Vida Silvestre. Eds: Cullen Jr., L.; Rudran, R. e Valladares-Padua, C. Editora UFPR. pp: 181-201.
- Penteado, M. J. F.; Setz, E. Z. F. 2004. As onças e as abundâncias de predadores intermediários em fragmentos de Mata Atlântica do estado de São Paulo. In: Resumos do XXV Congresso Brasileiro de Zoologia, Brasília, DF.
- Penteado, M. J. F. 2006. *As onças e as abundâncias de predadores intermediários em fragmentos de Mata Atlântica do Estado de São Paulo*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Peres, C. A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community in Amazonian forests. *Conservation Biology* 14(1): 240-253.
- Primack, R. B. 1992. Tropical community dynamics and conservation biology. *BioScience* 42(11): 818-821.
- Reis, N. R.; Ortêncio Filho, H.; Silveira, G. 2006. Ordem Lagomorpha. In: Mamíferos do Brasil. Eds: Reis, N. R.; Shibatta, O. A.; Peracchi, A. L.; Pedro, W. A.; Lima, I. P. Londrina, PR. pp: 149-152.
- 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. Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Santos, A. J. 2003. Estimativas de riqueza em espécies. In: Métodos de Estudo em Biologia da Conservação & Manejo da Vida Silvestre. Eds: Cullen Jr., L.; Rudran, R. e Valladares-Padua, C. Editora UFPR. pp: 19-39.
- Santos, K. 2003. *Caracterização florística e estrutural de onze fragmentos de mata semidecidual da Área de Proteção Ambiental do município de Campinas, SP*.

Tese de Doutorado. Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.

- Saunders, D. A.; Hobbs, R. J.; Margules, C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5(1): 18-32.
- Scoss, L. M.; De Marco Júnior, P. 2000. Avaliação metodológica do uso de pegadas de mamíferos em estudos de biodiversidade. In: VI Congresso e Exposição Internacional sobre florestas – FOREST. Rio de Janeiro: Instituto Ambiental Biosfera p. 457-459.
- Srbek-Araujo, A. C.; Chiarello, A. G. 2008. Domestic dogs in Atlantic Forest preserves of south-eastern Brazil: a camera-trapping study on patterns of entrance and site occupancy rates. *Brazilian Journal of Biology* 68(4): 771-779.
- Terborgh, J. 1974. Preservation of natural diversity: the problem of extinction of prone species. *Bioscience* 24(12): 715-722.
- Terborgh, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24(2b): 283-292.
- Torres, P. C. 2008. *Ocorrência de cães domésticos (Canis familiaris) em fragmentos de mata atlântica em zona rural e urbana e sua relação com a ocupação humana do entorno*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Turner, I. M. 1996. Species loss of fragments tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33: 200-209.
- Turner, I. M.; Corlett, R. T. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution* 11(8): 330-333.
- Umetsu, F.; Metzger, J. P.; Pardini, R. 2008. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. *Ecography* 31: 359-370.
- Vieira, M. V.; Olifiers, N.; Delciellos, A. C.; Antunes, V. Z.; Bernardo, L. R.; Grelle, C. E. V.; Cerqueira, R. 2009. Land use vs. Fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic forest remnants. *Biological Conservation* 142: 1191-1200.

- Whiteman, C. W.; Matushima, E. R.; Confalonieri, U. E. C.; Palha, M. D. C.; Silva, A. S. L.; Monteiro, V. C. 2007. Human and domestic animal populations as a potencial threat to wild carnivore conservation in a fragmented landscape from the Eastern Brazilian Amazon. *Biological Conservation* 138: 290-296.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, Jersey, 4ª edição.

CAPÍTULO 2

Abundância relativa e frequência de ocorrência de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos de Mata Semidecidual da APA Municipal de Campinas

Abundância e frequência de ocorrência de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos de Mata Semidecidual da APA Municipal de Campinas

RESUMO

Embora predadores de topo sejam espécies fundamentais na manutenção da diversidade de comunidades, eles são especialmente vulneráveis a extinção local com a fragmentação e a perda de habitat. Na sua ausência, espécies mesopredadoras ou outras presas podem ser liberadas do controle trófico e se tornar abundantes. Este estudo examina o efeito da liberação de mesopredadores e demais presas na comunidade de mamíferos de médio e grande porte, em 13 fragmentos (1 a 12ha) e uma área controle (220ha) de Mata Semidecidual da APA Municipal de Campinas, São Paulo. Estes fragmentos parecem representativos dos últimos refúgios naturais para a comunidade de mamíferos nativos. Os mamíferos foram estudados através de parcelas de areia iscadadas nas quatro estações do ano, resultando em um esforço total de 665 parcelas-noite. Gambás, cachorro-doméstico, tatu-galinha e cachorro-do-mato foram as espécies mais abundantes na comunidade, e gambá e cachorro-doméstico as mais frequentes. Nenhum predador de topo foi registrado no interior dos fragmentos. Jaguaritica e pequenos felinos tiveram poucos registros. As quatro espécies generalistas (exceto os gambás) estiveram negativamente correlacionadas com as áreas dos fragmentos como esperado. Interações entre as abundâncias de espécies predadores-presa e competidores não foram detectadas. A fragmentação e a perda de habitat alteraram significativamente a fauna local de mamíferos, e a perda continuada ameaça a fauna remanescente ainda variada.

ABSTRACT

Although top predators seem pivotal for the integrity of community biodiversity; they are especially vulnerable to local extinction in fragmented landscapes. With the extirpation of top predators, mesopredators and other prey species may be released from the trophic control and become abundant. This study examines the release effect on mesopredators and other prey species in the mammal community of 13 fragments (1 – 12ha) and a control area (220ha) of Atlantic Forest in the Environmental Protection Area of Campinas, São Paulo State. These fragments seem representative of the last natural refuges to the community of native mammals. Mammals were surveyed using baited track stations set along a year (four seasons), resulting in 665 track-station nights. Opossums, domestic dog, nine-banded armadillo and crab-eating fox were the most abundant species in the community, and opossums and domestic dog the most frequent. No top predators were registered in the interior of fragments. Ocelot and small felids had only a few records. As expected, the generalist species (except opossums) were negatively correlated with fragment area. Interactions between predator-prey and competitor abundances among those species were not detected. Habitat fragmentation and loss have significantly altered the local mammal fauna and continued loss threatens the still varied fauna that remains.

INTRODUÇÃO

A fragmentação e a perda de habitat são os principais fatores responsáveis pela perda de mamíferos terrestres no Brasil (Costa *et al.* 2005) como nas regiões tropicais (Terborgh *et al.* 2001). As respostas dessa comunidade à fragmentação, no entanto, ainda são pouco compreendidas (Michalski e Peres 2007). Aparentemente, os predadores de topo são os primeiros a serem extintos, pois os recursos necessários a sua sobrevivência deixam de ser garantidos pelos pequenos remanescentes de habitat (Chiarello 1999, Chiarello 2000, Davies *et al.* 2000, Henle *et al.* 2004a, Terborgh 1974) ou quanto persistem as populações são muito pequenas para garantir sua viabilidade em longo prazo (Woodroffe e Ginsberg 1998). A redução da abundância ou a extinção dessas espécies já são observadas em remanescentes na Mata Atlântica, na Amazônia e em outras regiões neotropicais (Chiarello 2000, Laurance *et al.* 2002, Michalski e Peres 2007), ou temperadas (Soulé *et al.* 1988, Crooks 2002).

Predadores de topo são fundamentais para a biodiversidade das comunidades dado o seu controle direto e indireto sobre as populações de presas (Terborgh 1988). Segundo a teoria de liberação de mesopredadores (Soulé *et al.* 1988, Crooks e Soulé 1999), a diminuição e ou a extinção de predadores de topo favorece um aumento de mesopredadores e o conseqüente incremento populacional de espécies competitivamente dominantes ocasiona a diminuição ou extinção de outras e a perda de diversidade das comunidades. Da mesma forma, a liberação de espécies herbívoras predadoras de sementes pode prejudicar a diversidade da comunidade de plantas ao prejudicar a regeneração das espécies arbóreas (Feeley e Terborgh 2005). Evidências demonstram que em longo prazo as espécies que se favorecem dessa liberação em paisagens fragmentadas são espécies generalistas, oportunistas que se beneficiam ou toleram as novas condições ambientais e espaciais devido à plasticidade de seus comportamentos, sendo favorecidas por distúrbios como o efeito de borda ou de matriz (Crooks 2002, Laurance *et al.* 2002, Michalski e Peres 2007).

Embora Bowers e Matter (1997) não tenham observado nenhuma relação entre a densidade de mamíferos e os tamanhos dos fragmentos em revisão da literatura, diferentes estudos nas regiões tropicais demonstram o aumento da abundância

dessas espécies generalistas nos menores fragmentos devido aos benefícios proporcionados pela liberação da predação como pela plasticidade comportamental (Fonseca e Robinson 1990, Laurance 1994, Michalski e Peres 2007). A abundância de recursos alimentares também pode contribuir, como observado para a única espécie com elevada abundância, os bichos-preguiças (*Bradypus torquatus*), em pequenos fragmentos ausentes de grandes predadores no Espírito Santo (Chiarello 1999). Outros fatores como o efeito da caça, o tempo de isolamento dos fragmentos, o efeito do fogo como a extração da madeira igualmente podem determinar a abundância de espécies de mamíferos (Chiarello 1999, Michalski e Peres 2007).

A comunidade de mamíferos de médio e grande porte da APA de Campinas apresenta-se simplificada, com uma maioria de espécies generalistas e oportunistas e sem o registro de grandes carnívoros no interior dos fragmentos (Capítulo 1). Em função disso, este capítulo tem como objetivo avaliar a abundância das espécies da comunidade, analisando se a ausência de predadores de topo veio favorecer a liberação de espécies generalistas, sejam elas mesopredadores ou presas. Um segundo objetivo foi avaliar se a abundância dessas espécies liberadas esteve relacionada negativamente com a área dos fragmentos, assim como reportado em outros estudos tropicais.

Dado que interações ecológicas entre espécies também podem influenciar o número de indivíduos na comunidade, foram examinadas relações entre predadores e presas, considerando cachorro-doméstico e as presas gambá e tatu-galinha, uma vez já reportada a presença dessas espécies em sua dieta (Galetti e Sazima 2006, Campos *et al.* 2007), e igualmente entre cachorro-do-mato e tatu-galinha pela presença desse animal como item alimentar do canídeo (Bueno e Motta-Junior, 2004, Gatti *et at.* 2006, Pedó *et al.* 2006), como interação competitiva entre cachorro-doméstico e cachorro-do-mato pela sobreposição de suas dietas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi realizado em remanescentes de Mata Semidecidual localizados na Área de Proteção Ambiental de Campinas (APA) (22°45' a 23°00' S; 47°00' a 47°12' W), como em área fronteira a ela localizada na Área de Controle Ambiental (ACAM), região rural no município de Campinas, centro-leste do Estado de São Paulo. Ao todo 13 fragmentos pequenos de 1 a 12ha e um fragmento controle (RC) de 220ha foram estudados. Tais remanescentes são constituídos por florestas secundárias, com diferentes estágios de regeneração, encontrando-se circundados por pastagem, embora o fragmento RC (220ha) também esteja circundado por chácaras em um condomínio rural (maiores detalhes ver Introdução Geral).

Levantamento de mamíferos de médio e grande porte

O levantamento de mamíferos terrestres foi realizado através do registro de pegadas por parcelas de areia (Dirzo e Miranda, 1990; Pardini *et al.* 2003). Além de ser um método de fácil aplicação e de baixo custo, ele permite um levantamento rápido com informações seguras e satisfatórias de espécies de mamíferos de médio e grande porte, permitindo a reprodução de várias amostras em áreas distintas (Pardini *et al.* 2003).

Para avaliar a abundância de mamíferos de médio e grande porte, a metodologia empregada foi baseada na de Crooks e Soulé (1999). Parcelas de areia com granulometria média e com aproximadamente 1m² de área foram dispostas a cerca de 250m de distância entre si, em local plano. Diferente dos autores, as parcelas não foram colocadas ao longo de trilhas, mas de maneira a maximizar o número de parcelas no interior do fragmento, de acordo com sua configuração. Tal disposição diminui ou evita uma autocorrelação espacial que poderia ser elevada caso as amostras fossem realizadas em trilhas (Scoss e De Marco 2000; para mais detalhes vide Capítulo 1). O número de parcelas nos fragmentos amostrados variou de 1 a 13,

com um esforço que variou de 15 a 170 parcelas/noite, totalizando 665 parcelas/noite no conjunto de fragmentos.

No centro de cada parcela foram pingadas 6 gotas de duas iscas odoríferas (Canine Call e Pro's Choice) em dias alternados (Penteado 2006). As parcelas permaneceram abertas por 4 ou 5 dias consecutivos sem chuva, em quatro períodos ao longo do ano (considerados como verão, outono, inverno e primavera somente para sua discriminação, tendo em vista que o clima da região apresenta somente duas estações segundo Köppen (1948)), pois tais amostragens podem oferecer informações sobre variações na abundância, além de aumentar a probabilidade de se registrar espécies raras (Penteado & Setz 2004). A identificação dos rastros foi realizada com o apoio de guias de identificação (Becker e Dalponte 1991, Borges e Tomás 2004).

Análise de dados

Para avaliar a abundância de cada espécie, em cada fragmento, foi calculado o Índice de Abundância Relativa (IAR), segundo Crooks e Soulé (1999), no qual:

$$IAR = \ln \{ [v_j / (n_j s_j)] + 1 \}$$

sendo,

v_j : o número de parcelas com rastros de uma determinada espécie no fragmento

n_j : o número de noites nas quais as parcelas permaneceram abertas no fragmento

s_j : o número total de parcelas no fragmento.

Para verificar a residência das espécies nos fragmentos, junto à abundância das espécies foi verificada a frequência de ocorrência dessas espécies através do número de estações do ano em que elas foram registradas. Para analisar o comportamento das espécies ao longo do ano, os dados foram comparados com aqueles de Penteado (2006) dado o uso da mesma metodologia. Em função disso, os dados foram avaliados somente para os carnívoros, juntamente com os gambás.

Com o objetivo de verificar se há uma relação entre as áreas dos fragmentos e a abundância das espécies de mamíferos de médio e grande porte, uma correlação de Spearman foi realizada tanto para o conjunto total de espécies (IAR total vs área) como espécies isoladamente dentre aquelas mais abundantes.

A mesma análise foi utilizada para investigar possíveis relações entre os IARs destas espécies mais abundantes, examinando possíveis interações ecológicas, predador-presa e competidores, influenciando a abundância desses animais.

RESULTADOS

Ao todo foram registradas 20 espécies, variando de uma a 11 espécies por fragmento. Entre as espécies, três são exóticas, o cachorro doméstico (*Canis lupus familiaris*), a lebre européia (*Lepus europareus*) e ratão-do-banhado (*Myocastor coypus*). (Capítulo 1).

O padrão de distribuição das abundâncias das espécies (IARs) na comunidade de mamíferos de médio e grande porte revelou a presença de poucas espécies abundantes e a maioria pouco abundante. Entre as mais abundantes foram o gambá (*Didelphis* sp), o cachorro doméstico, o tatu galinha e o cachorro do mato (Tabela 6).

Tabela 6: As abundâncias relativas das espécies obtidas através das parcelas de areia para os 13 fragmentos e para o controle da APA de Campinas, com suas respectivas áreas, número de parcelas e esforço amostral.

| Fragmento | A1 | SM1 | H1 | H2 | JE | SM3 | JS | A2 | SM2 | SS | M2 | M1 | SH | RC |
|----------------------------------|-----------|------------|-----------|-----------|-----------|------------|-----------|-----------|------------|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|
| Nº de parcelas | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | 2 | 2 | 2 | 1 | 4 | 5 | 5 | 6 | 13 |
| Esforço total | 15 | 15 | 14 | 14 | 28 | 30 | 30 | 30 | 15 | 60 | 80 | 80 | 84 | 170 |
| <i>Didelphis sp</i> | 0,182 | 0,125 | 0,194 | 0,194 | 0,164 | 0,210 | 0,236 | 0,125 | 0,125 | 0,049 | 0,272 | 0,281 | 0,251 | 0,436 |
| <i>Canis lupus familiaris</i> | | 0,182 | 0,251 | 0,134 | 0,279 | 0,125 | | 0,033 | 0,065 | 0,065 | 0,025 | 0,095 | 0,035 | 0,029 |
| <i>Dasypus novemcinctus</i> | 0,125 | | 0,134 | 0,069 | | 0,033 | | | 0,065 | 0,065 | 0,061 | 0,037 | | 0,017 |
| <i>Cerdocyon thous</i> | | 0,065 | | | | 0,065 | | | 0,182 | | | 0,037 | 0,024 | 0,012 |
| <i>Euphractus sexcinctus</i> | | | | | | | | 0,033 | | 0,017 | 0,012 | 0,012 | 0,012 | 0,012 |
| Pequenos felinos | | 0,065 | | | 0,035 | | | | | 0,017 | | | | |
| <i>Eira Barbara</i> | | | | | | | | | | | | | 0,047 | 0,006 |
| <i>Nectomys squamipes</i> | | | | | | 0,033 | | | | | | | | 0,006 |
| <i>Dasyprocta azarae</i> | | | | | | | | | | | | 0,012 | 0,012 | |
| <i>Myocastor coypus</i> | | | | 0,069 | | | | | | | 0,012 | | | |
| <i>Leopardus pardalis</i> | | | | | | | | | | | | | | 0,012 |
| <i>Lontra longicaudis</i> | | | | | | | | | | | | | 0,012 | |
| <i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> | | | | | | 0,033 | | | | | | | | |
| <i>Lepus europaeus</i> | | | | | | | | | | 0,017 | | | | |
| <i>Callithrix jacchus</i> | | | | | | | | | | | | | | 0,006 |
| <i>Monodelphis sp.</i> | | | | | | | | | | | | | | 0,006 |
| <i>Tamandua tetradactyla</i> | | | | | | | | | | | | | | 0,006 |
| <i>Nasua nasua</i> | | | | | | | | | | | 0,012 | | | |
| <i>Cavia sp.</i> | | | | | | | | | | | | 0,012 | | |
| <i>Procyon cancrivorus</i> | | | | | 0,035 | | | | | | | | | |

O gambá e o cachorro-doméstico não só foram abundantes, como foram freqüentes nos fragmentos, estando presentes na maioria ou em todas as estações do ano. Diferentemente o cachorro-do-mato esteve presente somente em uma estação do ano, exceto para o fragmento controle (RC) na qual esteve presente em duas estações. Para as demais espécies, incluindo predadores, como a jaguatirica e os pequenos felinos, a abundância e a freqüência foram baixas, estando presentes somente em uma única estação (Tabela 7).

Tabela 7. Espécies de carnívoros e frequência de ocorrência (0 a 4) por número de estações do ano em que foram registradas em fragmentos florestais do estado de São Paulo (modificado Penteadó 2006), incluindo os fragmentos da APA Municipal de Campinas.

| Espécies | A1 | SM1 | H1 | H2 | JE | SM3 | JS | A2 | SM2 | SS | M1 | M2 | SH | Mata Bico* | Mata Riacho* | Mata Pasto* | RC |
|-----------------------|-----------|------------|-----------|-----------|-----------|------------|-----------|-----------|------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-------------------|---------------------|--------------------|------------|
| Área (ha) | 1 | 1 | 2 | 3 | 5 | 5 | 6 | 8 | 8 | 9 | 10 | 10 | 12 | 20 | 12 | 20 | 220 |
| <i>P. concolor</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 2 | 0 |
| <i>L. pardalis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 3 | 3 | 1 |
| Pequenos felinos | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 4 | 4 | 4 | 0 |
| <i>C. familiaris</i> | 0 | 2 | 3 | 2 | 3 | 3 | 0 | 1 | 1 | 1 | 4 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>C. thous</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 2 | 3 | 3 | 2 |
| <i>P. cancrivorus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 4 | 1 | 0 |
| <i>N. nasua</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>E. barbara</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Galictis</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 |
| <i>Didelphis</i> sp. | 2 | 2 | 2 | 3 | 3 | 3 | 3 | 1 | 2 | 2 | 4 | 4 | 4 | 0 | 1 | 0 | 4 |

*: Fragmentos florestais de Penteadó (2006) em área fronteiriça à APA de Campinas.

** : Frequência referente ao grupo de pequenos felinos.

O padrão de frequência dos carnívoros diferiu daquele encontrado por Penteadó (2006) considerando suas menores áreas. O autor não só verificou a presença da onça-parda, como essa foi freqüente em fragmento pequeno (12ha). Igualmente, a jaguatirica esteve freqüente nos menores remanescentes (12 a 20ha), bem como os pequenos felinos, jaguarundi e gato-do-mato. O guaxinim e o cachorro-do-mato também foram freqüentes nessas pequenas áreas, enquanto o cachorro-doméstico, diferentemente, foi ausente. (Tabela 7).

No fragmento maior RC observa-se uma redução do IAR do gambá no outono quando o cachorro-doméstico e o cachorro-do-mato estiveram presentes, e uma redução ainda maior no inverno quando a jaguatirica está presente. O gambá foi a única espécie presente em todas as estações, mas a ausência do predador nas demais não permitiu nenhuma análise estatística para verificar uma possível correlação entre o predador de topo e o mesopredador (Figura 13).

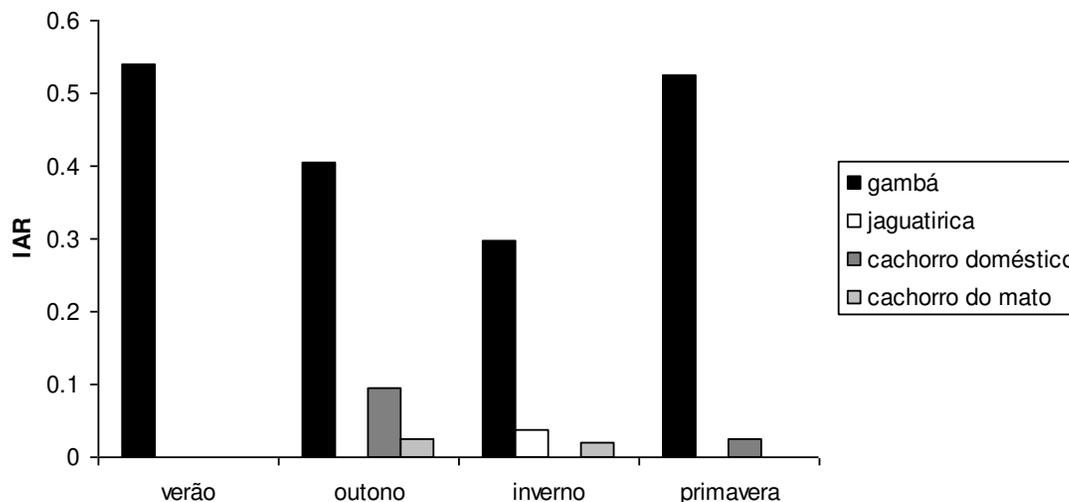


Figura 13: Variação dos IARs nas quatro estações do ano para o gambá e para seus eventuais predadores: cachorro doméstico, cachorro-do-mato e jaguatirica no maior fragmento RC (220ha).

Nenhuma correlação entre as abundâncias de predadores e presas e ou competidores foi significativa. (Tabela 8).

Tabela 8. Correlações de Spearman entre os IARs do cachorro-doméstico com gambá e com tatu-galinha, cachorro-do-mato com tatu-galinha e entre os canídeos observados nos fragmentos de mata semidecídua da APA de Campinas.

| Interação | RS (Spearman) | p |
|---------------------------------------|----------------------|----------|
| cachorro-doméstico x gambá | - 0,2990 | 0,2990 |
| cachorro-doméstico x tatu-galinha | 0,0541 | 0,8542 |
| cachorro-do-mato x tatu-galinha | - 0,1984 | 0,4965 |
| -achorro-doméstico x cachorro-do-mato | 0,2040 | 0,4843 |

E a análise de correlação de Spearman entre o IAR total para o conjunto de espécies com a área não foi significativa ($r_s = - 0,0199$; $p = 0,9462$; Figura 14). Por outro lado, a análise de correlação entre a abundância e a área dos fragmentos para as espécies mais abundantes mostrou-se significativa e negativa para o cachorro-doméstico (Tabela 9, Figura 16), para o tatu-galinha (Tabela 9, Figura 17), para o cachorro-do-mato (Tabela 9, Figura 18) e para o tatu-peba (Tabela 9, Figura 19), exceto o gambá que apresentou uma tendência contrária (Tabela 9, Figura 15).

Tabela 9. Correlação de Spearman entre as espécies mais abundantes de mamíferos de médio e grande com a área dos fragmentos estudados na APA de Campinas.

| Espécie | RS (Spearman) | p |
|--------------------|----------------------|----------|
| gambá | 0,5035 | 0,0793 |
| cachorro-doméstico | - 0,797 | 0,0011 |
| tatu-galinha | - 0,8264 | 0,0114 |
| cachorro-do-mato | - 0,8117 | 0,0498 |
| tatu-peba | - 0,8574 | 0,0290 |

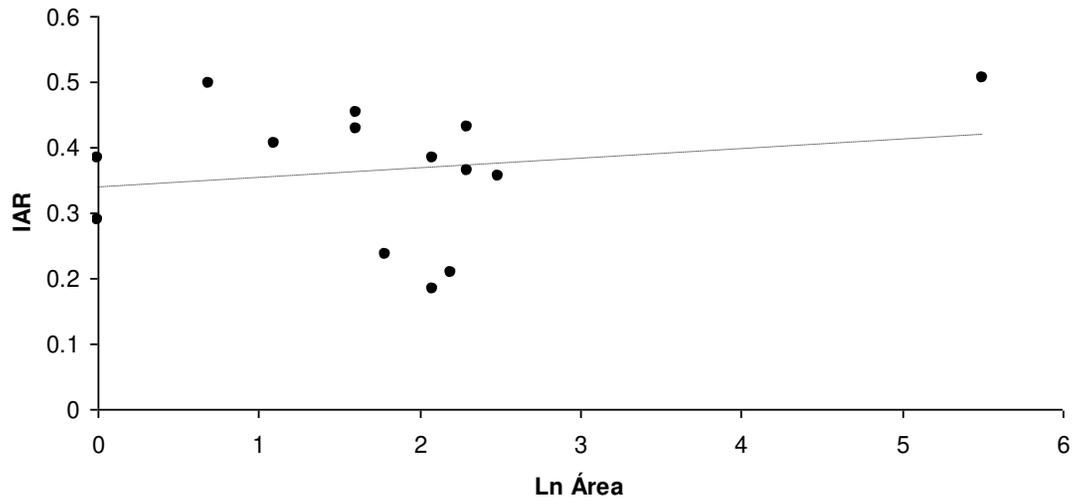


Figura 14: Relação entre as áreas do fragmento e os IAR das espécies nos fragmentos da APA de Campinas.

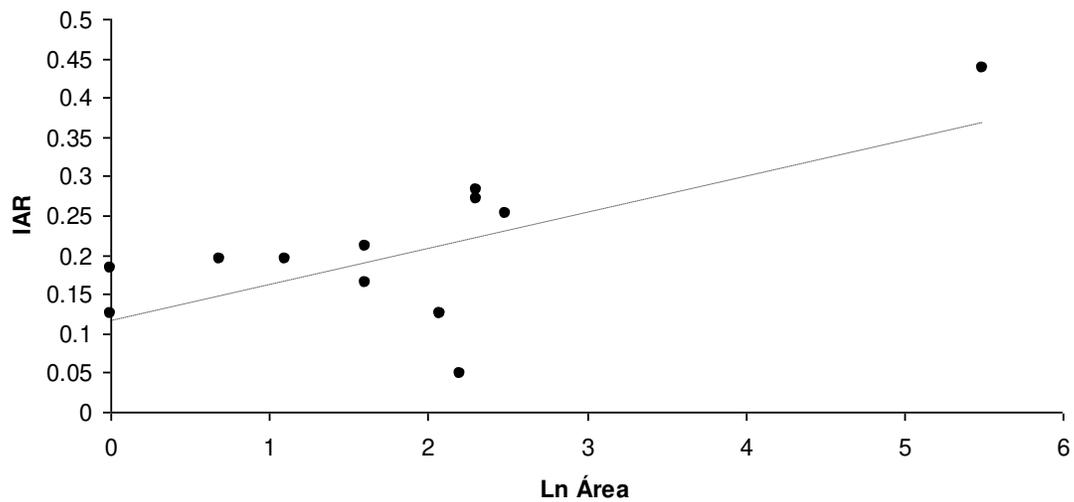


Figura 15: Relação entre área do fragmento e IAR do gambá nos fragmentos da APA de Campinas.

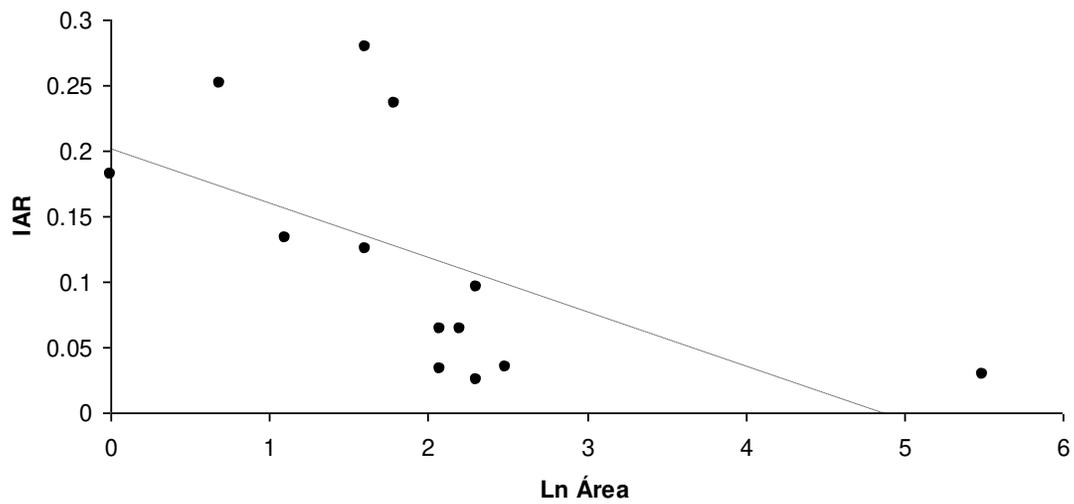


Figura 16: Relação entre área do fragmento e IAR do cachorro-doméstico nos fragmentos da APA de Campinas.

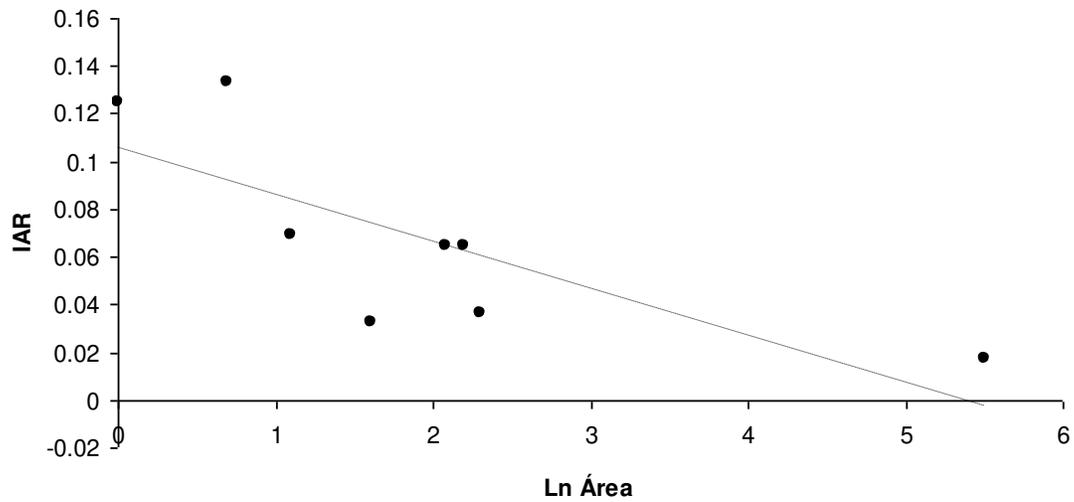


Figura 17: Relação entre área do fragmento e IAR do tatu-galinha nos fragmentos da APA de Campinas.

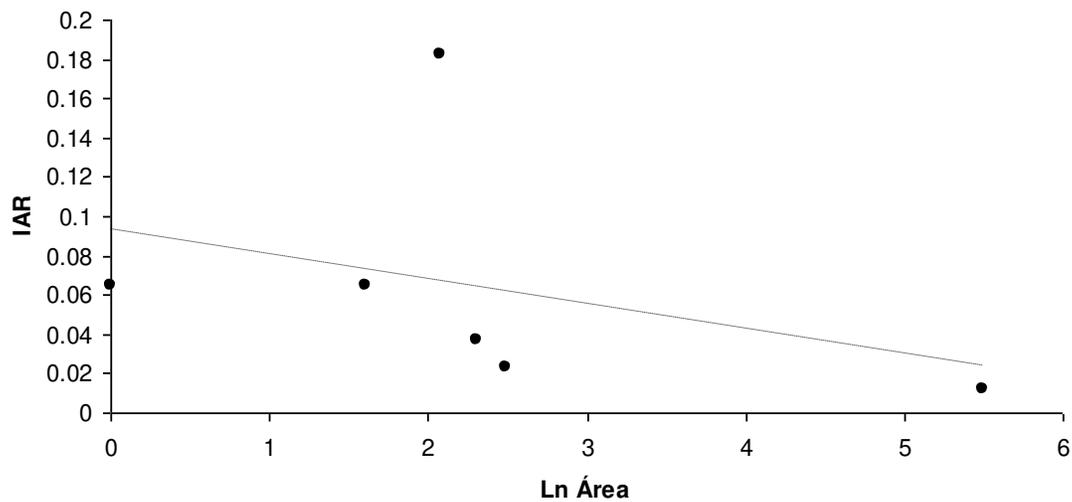


Figura 18: Relação entre área do fragmento e IAR do cachorro-do-mato nos fragmentos da APA de Campinas.

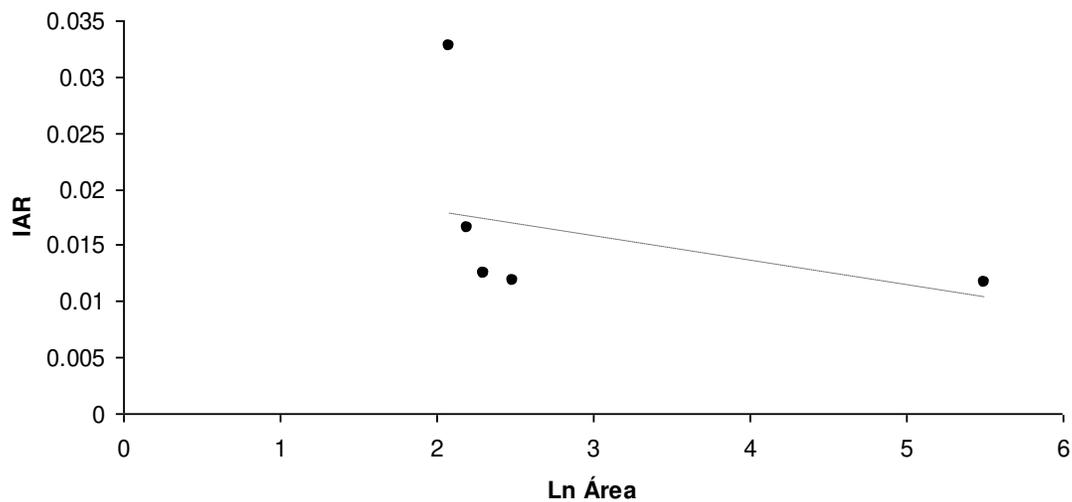


Figura 19: Relação entre área do fragmento e IAR do tatu-peba nos fragmentos da APA de Campinas.

DISCUSSÃO

A comunidade de médios e grandes mamíferos da paisagem fragmentada da APA de Campinas mostrou-se simplificada e dominada por poucas espécies

generalistas, que além de abundantes foram freqüentes, sendo elas o gambá, o cachorro-doméstico, o tatu-galinha e o cachorro-do-mato. A grande maioria, por outro lado, além de pouco abundante foi muito pouco freqüente; neste grupo, a jaguatirica foi o maior carnívoro observado pelas parcelas de areia. Este domínio da comunidade por espécies generalistas, oportunistas e com pequenas áreas de vida é descrito para pequenos fragmentos tropicais. Tais espécies são favorecidas pelas novas condições ambientais e espaciais da paisagem (Fonseca e Robinson 1990, Laurance *et al.* 1994, Chiarello 2000, Gehring e Swihart 2003, Laurance *et al.* 2008, Puttker *et al.* 2008), como bem pela ausência de grandes predadores de topo (Terborgh 1974, Crooks 2002, Laurance *et al.* 2002).

O gambá é descrito em diferentes tipos de habitat, perturbados ou não, inclusive em centros urbanos (Rossi *et al.* 2006). Esses mesopredadores são capazes de se manterem em paisagens fragmentadas (Pardini *et al.* 2005), sendo inclusive encontrados em diferentes tipos de matriz, além de se demonstrarem tolerantes ao efeito de borda (Daily *et al.* 2003, Gehring e Swihart 2003, Silveira 2005, Harvey *et al.* 2006, Dotta e Verdade 2007). Os gambás apresentam uma dieta onívora e oportunista, com a inclusão de invertebrados, sementes, frutos e até pequenos vertebrados em sua dieta (Cáceres e Monteiro-Fillho 2001, Carvalho *et al.* 2005), sendo capazes de levar outras espécies competidoras à extinção (Fonseca e Robinson 1990). Este conjunto de atributos possivelmente contribui para um padrão de 'hiperabundância' do gênero *Didelphis* já observado em outras paisagens constituídas por pequenos fragmentos (Fonseca e Robinson 1990, Crooks 2002, Espartosa 2009).

O cachorro-doméstico, por sua vez, é uma espécie invasora nos fragmentos florestais. Como característico dos canídeos, esses predadores intermediários são capazes de atravessarem longas distâncias (Emmons e Feer 1997) e uma vez tolerantes a diferentes tipos de matriz (Dotta e Verdade 2007), tornam-se visitantes freqüentes dos fragmentos, principalmente próximos a zona urbana como a analisada (Srbek–Araújo e Chiarello 2008, Torres 2008, Espartosa 2009, Lacerda *et al.* 2009). Esses animais são considerados efeitos de borda (Srbek–Araújo e Chiarello 2008, Torres 2008, Lacerda *et al.* 2009) e, portanto, sua

elevada abundância já era esperada para fragmentos com pequenas áreas. A presença dos mesmos pode representar um risco para a comunidade por serem transmissores de doenças para as espécies nativas (Fiorello *et al.* 2006, Whiteman *et al.* 2007).

O tatu-galinha são animais encontrados em diferentes tipos de habitat (Emmons e Feer 1997), como em ambientes agroflorestais perturbados (Naughton-Treves *et al.* 2003, Harvey *et al.* 2006). Demonstram ser capazes de atravessar, senão forragear, em matrizes de pasto (Dotta e Verdade 2007, Michalski e Peres 2007), sendo encontrados como uma das espécies mais abundantes em outras localidades florestais (Michalski e Peres 2007, Espartosa 2009).

O cachorro-do-mato, embora entre as espécies mais abundantes na comunidade, não foi freqüente. Assim como os demais, esses mesopredadores são animais onívoros e oportunistas (Bueno e Motta-Junior 2004, Gatti *et al.* 2006, Rocha *et al.* 2008) e são capazes de se deslocarem por grandes distâncias, adaptando-se bem a diferentes tipos de habitat e de matriz (Emmons e Feer 1997, Silveira 2005, Dotta e Verdade 2007).

Esse predomínio de espécies generalistas na paisagem pode ser favorecido não somente pelos distúrbios da fragmentação, como também pela diminuição e ou ausência de grandes predadores de topo, como a onça-parda, por serem liberadas do controle trófico (Paine 1969, Soulé *et al.* 1988, Rogers e Caro 1998, Crooks e Soulé 1999, Terborgh 1992, Terborgh *et al.* 2001). Embora alguns vestígios deste predador foram observados, poucos indivíduos devem existir na região (Capítulo 1) e depois dele, somente alguns registros foram obtidos da jagatirica. Dessa forma, mesopredadores como o gambá, o exótico cachorro-doméstico e o cachorro-do-mato são liberados do controle populacional, assim como o tatu-galinha, também presa deste predador de topo.

A redução da abundância do gambá no maior fragmento RC (220ha) no inverno quando a jagatirica esteve presente pode estar relacionado a presença deste possível predador no local. Embora uma redução de sua abundância seja observada também no outono, talvez esta esteja associada à presença do

cachorro doméstico, por também atuar como predador da espécie (Campos *et al.* 2007). A presença do predador de topo poderia ter exercido um efeito direto sobre a espécie generalista, como bem um efeito indireto, pois o próprio risco de predação pode ocasionar mudanças comportamentais na presa alterando seu padrão de distribuição e de forrageamento (Ripple e Beschta 2003, 2005, Schmitz *et al.* 1997). Esse efeito negativo exercido pela presença do predador foi igualmente observado por Penteado (2006): a elevada frequência de registros dos predadores (onça parda, jaguatirica) foi acompanhada por uma baixa frequência dos gambás, embora a correlação entre as abundâncias dessas espécies não foram significativas. Ainda assim, não se pode deixar de levar em conta uma outra possibilidade: a redução da abundância dos gambás ao longo dos quatro períodos poderia estar associado aos padrões reprodutivos e eventos de dispersão pós-reprodução.

Com relação a essas espécies mais abundantes, outros fatores poderiam afetar sua abundância na comunidade. Nesse sentido, foram analisadas interações de predação de cachorros-domésticos sobre gambás e tatus, bem como a predação de cachorro do mato sobre tatus e a possível competição entre os dois canídeos. Embora negativas, as correlações entre predadores e suas presas não foram significativas. Apesar do esforço, o baixo número de registros pode ter impedido a verificação de um possível controle predatório das espécies predadoras, ou as abundâncias observadas podem não ser suficientes para exercer esse efeito negativo e significativo sobre a população das espécies de presas.

Uma possível interação competitiva entre as espécies de canídeos também não foi verificada. Cães domésticos ferais geralmente são observados em matilhas e, portanto, são capazes de predação animais de médio e grande porte (Galetti e Sazima 2006, Oliveira *et al.* 2008, Rodrigues 2002). Cachorros –do-mato, por outro lado apresentam uma dieta com o predomínio de pequenos vertebrados, em especial pequenos mamíferos (roedores e marsupiais) (Bueno e Motta-Junior 2004, Gatti *et al.* 2006, Pedó *et al.* 2006, Rocha *et al.* 2008). Embora cachorros-do-mato possam ser encontrados em casais, cada indivíduo captura seu próprio

alimento (Emmons e Feer 1997). A competição por recursos alimentares pode, portanto, não ser efetiva entre essas espécies de canídeos.

A comunidade, por outro lado, apresentou uma maioria de espécies com baixa abundância. As abundâncias da irara e do quati, em particular, já se demonstravam pequenas no maior remanescente há aproximadamente cinco anos atrás (Gaspar 2005). A irara ainda mantém uma abundância baixa, possivelmente por ser afetada negativamente pelos distúrbios originados pelas atividades humanas (Espartosa 2009). O quati foi observado por Gaspar (2005) uma única vez por armadilhas fotográficas e não foi registrado no atual estudo. A quantidade de mata remanescente foi demonstrada como um dos fatores de efeito positivo sobre a espécie (Michalski e Peres 2007), enquanto a presença de cachorros-domésticos um dos fatores de efeito negativo (Espartosa 2009), o que poderia explicar a ausência deste animal.

Dentro deste grupo, um registro importante foi a espécie exótica, a lebre européia. Essa espécie já é encontrada na região sudeste do país e vem se expandindo com o avanço das áreas agropecuárias (Auricchio e Olmos 1999). Demonstra-se abundante mesmo em áreas onde sua caça é permitida, como na Argentina (Bonino e Montenegro 1997, Parera 2002), como foi o único representante herbívoro em uma paisagem agroflorestal em Santa Rita do Passa Quatro, SP (Dotta e Verdade 2007). É mais uma espécie invasora, e junto ao cachorro doméstico, representa um dos efeitos negativos que acompanham a fragmentação (Primack 1992, Turner 1996, Capítulo 1).

Outras espécies como o ratão-do-banhado, a capivara, a lontra e o guaxinim encontram-se associadas ao leito do rio. O registro desses animais pode ter sido prejudicado pela posição das parcelas, pois vestígios deles foram encontrados próximos aos corpos d'água. Vestígios de guaxinim, em particular, foram observados em cinco dos fragmentos ao longo das estações e como tais animais podem atravessar áreas não florestais (Chiarello 1999, Obs. Pessoal), sua abundância pode estar subestimada. Para Penteado (2006), por exemplo, o animal foi bastante freqüente nos seus menores fragmentos.

A baixa abundância e baixa freqüência de carnívoros de médio e pequeno porte são aspectos importantes da comunidade que explicam o favorecimento das espécies generalistas, como acima citado (Chiarello 1999, Chiarello 2000, Davies *et al.* 2000, Terborgh 1974). Embora Gaspar (2005) tenha registrado a presença da onça-parda no maior fragmento, e Penteado (2006) em pequenos fragmentos (12 a 20ha) limítrofes da APA, nenhum registro no interior dos remanescentes foi obtido através das parcelas de areia. A baixa abundância acompanhada da baixa freqüência da jaguatirica e dos pequenos felinos são indícios de que os carnívoros ainda presentes estão utilizando os fragmentos como 'trampolins ecológicos', tornando-se visitantes temporários e ocasionais (Chiarello 1999, 2000, Gaspar 2005, Capítulo 1).

A relação entre a abundância total para o conjunto de espécies da paisagem fragmentada com a área não foi significativa. Por outro lado, assim como o esperado, para o cachorro-doméstico, o cachorro-do-mato, o tatu-galinha e o tatu-peba tal relação demonstrou-se significativa e negativa, explicando seu favorecimento em pequenos fragmentos da paisagem. Para o gambá, além de não significativa, a relação entre a abundância deste animal com a área foi positiva. Por serem capazes de utilizar ambientes perturbados, inclusive urbanos, e serem capazes de utilizar diferentes tipos de matriz (Rossi *et al.* 2006, Silveira 2005, Harvey *et al.* 2006, Dotta e Verdade 2007), a área do fragmento talvez não seja um fator limitante para esses animais.

Em questões de abundância a APA de Campinas apresenta uma comunidade de médios e grandes mamíferos dominada por um pequeno número de espécies generalistas, oportunistas, cuja plasticidade comportamental lhes garante usufruir dos distúrbios da fragmentação, conferindo vantagens sobre as demais espécies também observadas, à medida que são liberadas do controle de seus predadores.

A baixa abundância das demais espécies é indicativa do efeito negativo que a fragmentação pode ocasionar sobre elas. Pequenas populações são fortemente suscetíveis à extinção, seja por fatores estocásticos demográficos ou ambientais, seja devido ao autocruzamento e perda de variabilidade genética

(Saunders *et al.* 1991, Terborgh 1992, Turner 1996), portanto, sua permanência em longo prazo encontra-se ameaçada dentro da atual paisagem.

Mesmo que tais fragmentos sejam preservados como estão, em longo prazo irá se observar a perda de espécies (Laurance *et al.* 2008). Evidências já existem como a ausência de algumas espécies mais vulneráveis à fragmentação, como predadores de topo. Os atuais fragmentos são refúgios para a comunidade de mamíferos terrestres, sendo usados como 'trampolins ecológicos' para as espécies com maiores capacidades de dispersão e grandes áreas de vida. Portanto, embora pequenos tais fragmentos são importantes para aumentar a conectividade e diminuir o grau de isolamento entre os remanescentes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bassi, C. 2003. *O efeito da fragmentação sobre a comunidade de mamíferos nas matas do planalto ocidental, São Paulo, Brasil*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Becker, M.; Dalponte, J. C. 1991. Rastros de mamíferos silvestres brasileiros. Editora Universidade de Brasília, Brasília, DF. 108p.
- Borges, P. A.; Tomás, W. M. 2004. Guia de rastros e outros vestígios de mamíferos do Pantanal. Embrapa Pantanal, Corumbá. 148p.
- Bowers, M. A.; Matter, S. F. 1997. Landscape ecology of mammals: relationships between density and patch size. *Journal of Mammalogy* 78(4): 999-1013.
- Bueno, A. A.; Motta-Junior, J. C. 2004. Food habitats of two syntopic canids, the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) and the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*), in southeastern Brazil. *Revista Chilena de Historia Natural* 77: 5-14.
- Bueno, A. A. 2008. *Pequenos mamíferos da Mata Atlântica do Planalto Atlântico Paulista: uma avaliação da ameaça de extinção e da resposta a alterações no contexto e tamanho dos remanescentes*. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Cáceres, N. C.; Monteiro-Filho, E. L. A. 2001. Food habitats, home range and activity of *Didelphis aurita* (Mammalia, Marsupialia) in a forest fragment of

- southeastern Brazil. *Studies of Neotropical Fauna and Environment* 36(2): 85-92.
- Campos, C. B.; Esteves, C. F.; Ferraz, K. M. P. M. B.; Crawshaw Jr, P. G.; Verdade, L. M. 2007. Diet of free-ranging cats and dogs in a suburban and rural environment, south-eastern Brazil. *Journal of Zoology* 273: 14-20.
- Carvalho, F. M. V.; Fernandez, F. A. S.; Nessimian, J. L. 2005. Food habitats of sympatric opossums coexisting in small Atlantic forest fragments in Brazil. *Mammalian Biology* 70(6): 366-375.
- Chiarello, A. G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89: 71-82.
- Chiarello, A. G. 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. *Conservation Biology* 14(6): 1649-1657.
- Costa, L. P.; Leite, Y. L. R.; Mendes, S. L.; Ditchfield, A. D. 2005. Mammal conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19(3): 672-679.
- Crooks, K. R.; Soulé, M. E. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* 400:563-566.
- Crooks, K. R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16(2): 488-502.
- Daily, G. C.; Ceballos, G.; Pacheco, J.; Suzán, G.; Sánchez-Azofeifa, A. 2003. Countryside biogeography of Neotropical mammals: conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. *Conservation Biology* 17: 1814-1826.
- Davies, K. F.; Margules, C. R.; Laurance, J. F. 2000. Which traits of species predict population declines in experimental forest fragments? *Ecology* 81(5): 1450-1461.
- Dirzo, R.; Miranda, A. 1990. Contemporary neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity – A sequel to John Terborgh. *Conservation Biology* 4(4): 444-447.
- Dotta, G.; Verdade, L. M. 2007. Trophic categories in a mammal assemblage: diversity in an agricultural landscape. *Biota Neotropica* 7(2): 287-292.

- Emmons, L.H.; Feer, F. 1997. Neotropical rainforest mammals – a field guide. The University of Chicago Press 307pp.
- Espartosa, K. D. 2009. *Mamíferos terrestres de maior porte e a invasão de cães domésticos em remanescentes de uma paisagem fragmentada de mata atlântica: avaliação da eficiência de métodos de amostragem e da importância de múltiplos fatores sobre a distribuição das espécies*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências da Universidade Estadual de São Paulo, São Paulo, SP.
- Feeley, K. J.; Terborgh, J. W. 2005. The effects of herbivore density on soil nutrients and tree growth in Tropical forests fragments. *Ecology* 86(1): 116-124.
- Fiorello, C. V.; Noss, A. J.; Deem, S. L. 2006. Demography, hunting ecology, and pathogen exposure of domestic dogs in the Isoso of Bolivia. *Conservation Biology* 20(3): 762-771.
- Fonseca, G. A. B.; Robinson, J. G. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation* 53: 265-294.
- Galetti, M.; Sazima, I. 2006. Impact of feral dogs in an urban Atlantic forest in southeastern Brazil. *Natureza e Conservação* 4(1): 146-151.
- Gaspar, D. A. 2005. *Comunidade de mamíferos não voadores de um fragmento de floresta atlântica semidecídua do município de Campinas, SP*. Tese de Doutorado. Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Gatti, A.; Bianchi, R.; Rosa, C. R. X.; Mendes, S. L. 2006. Diet of two sympatric carnivores, *Cerdocyon thous* and *Procyon cancrivorus*, in a restinga area of Espírito Santo State, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 22: 227-230.
- Gehring, T. M.; Swihart, R. K. 2003. Body size, niche breadth, and ecologically scaled responses to habitat fragmentation: mammalian predators in an agricultural landscape. *Biological Conservation* 109: 283-295.
- Harvey, C. A.; Gonzalez, J.; Somarriba, E. 2006. Dung beetle and terrestrial mammal diversity in forests, indigenous agroforestry systems and plantain

- monocultures in Talamanca, Costa Rica. *Biodiversity and Conservation* 15: 555-585.
- Henle, K.; Lindenmayer, D. B.; Margules, C. R.; Saunders, D. A.; Wissel, C. 2004a. Species survival in fragmented landscape: where are we now? *Biodiversity and Conservation* 13: 1-8.
- Lacerda, A. C. R.; Tomas, W. M.; Marinho-Filho, J. 2009. Domestic dogs as an edge effect in the Brasília National Park, Brazil: interactions with native mammals. *Animal Conservation* 12: 477-487.
- Laurance, W. F. 1994. Rainforest fragmentation and the structure of small mammal communities in Tropical Queensland. *Biological Conservation* 69: 23-32.
- Laurance, W. F.; Lovejoy, T. E.; Vasconcellos, H. L.; Bruna, E. M.; Didham, R. K.; Stouffer, P. C.; Gascon, C.; Bierregaard, R. O.; Laurance, S. G.; Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian Forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16(3): 605-618.
- Laurance, W. F.; Laurance, S. G.; Hilbert, D. W. 2008. Long-term dynamics of a fragmented rainforest mammal assemblage. *Conservation Biology* 22(5): 1154-1164.
- Michalski, F.; Peres, C. A. 2007. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology* 21(6): 1626-1640.
- Naughton-Treves, L.; Mena, J. L.; Treves, A.; Alvarez, N.; Radeloff, V. C. 2003. Wildlife survival beyond park boundaries: the impact slash-and-burn agriculture and hunting on mammals in Tambopata, Peru. *Conservation Biology* 17: 1106-1117.
- Oliveira, V. B.; Linares, A. M.; Corrêa, G. L. C.; Chiarello, A. G. 2008. Predation on black capuchin monkey *Cebus nigritus* (Primates: Cebidae) by domestic dogs *Canis lupus familiaris* (Carnivora: Canidae), in the Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24(2): 376-378.
- Paine, R. T. 1969. A note on trophic complexity and community stability. *The American Naturalist* 103(929): 91-93.

- Pardini, R.; Ditt, E. H.; Cullen Jr, L. ; Bassi, C. ; Rudran, R. 2003. Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte. In: Métodos de Estudo em Biologia da Conservação & Manejo da Vida Silvestre. Eds: Cullen Jr., L.; Rudran, R. e Valladares-Padua, C. Editora UFPR. pp: 181-201.
- Pardini, R.; Souza, S. M.; Braga-Neto, R.; Metzger, J. P. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124: 253-266.
- Pedó, E.; Tomazzoni, A. C.; Hartz, S. M.; Cristoff, A. U. 2006. Diet of crab-eating fox, *Cerdocyon thous* (Linnaeus) (Carnivora, Canidae), in a suburban area of southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23(3): 637-641.
- Penteado, M. J. F.; Setz, E. Z. F. 2004. As onças e as abundâncias de predadores intermediários em fragmentos de Mata Atlântica do estado de São Paulo. In: Resumos do XXV Congresso Brasileiro de Zoologia, Brasília, DF.
- Penteado, M. J. F. 2006. *As onças e as abundâncias de predadores intermediários em fragmentos de Mata Atlântica do Estado de São Paulo*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Primack, R. B. 1992. Tropical community dynamics and conservation biology. *BioScience* 42(11): 818-821.
- Püttker, T.; Meyer-Lucht, Y.; Sommer, S. 2008. Fragmentation effects on population density of three rodent species in secondary Atlantic forest, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 43(1): 11-18.
- Ripple, W. J.; Beschta, R. L. 2003. Wolf reintroduction, predation risk, and cottonwood recovery in Yellowstone National Park. *Forest Ecology and Management* 184: 299-313.
- Ripple, W. J.; Beschta, R. L. 2005. Linking wolves and plants: Aldo Leopold on trophic cascades. *Bioscience* 55(7): 613-621.
- Rocha, V. J.; Aguiar, L. M.; Silva-Pereira, J. E.; Moro-Rios, R. F.; Passos, F. C. 2008. Feeding habitats of the crab-eating fox, *Cerdocyon thous* (Carnivora:

- Canidae), in a mosaic area with native and exotic vegetation in Southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 25(4): 594-600.
- Rodrigues, F. H. G. 2002. *Ecologia do lobo guará na Estação Ecológica de Águas Emendadas, DF*. Tese de Doutorado. Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Rogers, C. M.; Caro, M. J. 1998. Song sparrows, top carnivores and nest predation: a test of the mesopredator release hypothesis. *Oecologia* 116: 227-233.
- Rossi, R. V.; Bianconi, G. V.; Pedro, W. A. 2006. Ordem Didelphimorphia. In: *Mamíferos do Brasil*. Eds: Reis, N. R.; Peracchi, A. L.; Pedro, W. A.; Lima, I. P. Londrina. pp:27-66.
- Saunders, D. A.; Hobbs, R. J.; Margules, C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5(1): 18-32.
- Silveira, P. B. 2005. *Mamíferos de médio e grande porte em florestas de Eucalyptus spp com diferentes densidades de sub-bosque no município de Itatinga, SP*. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP.
- Schmitz, O. J.; Beckerman, A. P.; O'Brien, K. M. 1997. Behaviorally mediated trophic cascades: effects of predation risk on food web interactions. *Ecology* 78(5): 1388-1399.
- Soulé, M. E.; Bolger, D. T.; Alberts, A. C.; Wright, J.; Sorice, M.; Hill, S. 1988. Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. *Conservation Biology* 2(1): 75-92.
- Srbek-Araujo, A. C.; Chiarello, A. G. 2008. Domestic dogs in Atlantic Forest preserves of south-eastern Brazil: a camera-trapping study on patterns of entrance and site occupancy rates. *Brazilian Journal of Biology* 68(4): 771-779.
- Scoss, L. M.; De Marco Júnior, P. 2000. Avaliação metodológica do uso de pegadas de mamíferos em estudos de biodiversidade. In: VI Congresso e Exposição Internacional sobre florestas – FOREST. Rio de Janeiro: Instituto Ambiental Biosfera p. 457-459.

- Terborgh, J. 1974. Preservation of natural diversity: the problem of extinction of prone species. *Bioscience* 24(12): 715-722.
- Terborgh, J. 1988. The big things that run the world – a sequel to E. O. Wilson. *Conservation Biology* 2: 402-403.
- Terborgh, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24(2b): 283-292.
- Terborgh, J.; Lawrence, L.; Nuñez, P.; Rao, M.; Shahabuddin, G.; Orihuela, G.; Riveros, M.; Ascanio, R.; Adler, G. H. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294(5548): 1923-1926.
- Torres, P. C. 2008. *Ocorrência de cães domésticos (Canis falmiliaris) em fragmentos de mata atlântica em zona rural e urbana e sua relação com a ocupação humana do entorno*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Turner, I. M. 1996. Species loss of fragments tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33: 200-209.
- Whiteman, C. W.; Matushima, E. R.; Confalonieri, U. E. C.; Palha, M. D. C.; Silva, A. S. L.; Monteiro, V. C. 2007. Human and domestic animal populations as a potencieal threat to wild carnivore conservation in a fragmented landscape from the Eastern Brazilian Amazon. *Biological Conservation* 138: 290-296.
- Woodroffe, R.; Ginsberg, J. R. 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science* 280(5372): 2126-2128.

CAPÍTULO 3

Considerações Finais

Considerações Finais

O presente estudo teve como objetivo avaliar a comunidade de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos da APA Municipal de Campinas. Esta paisagem reflete a realidade encontrada no bioma Mata Atlântica com remanescentes pequenos e isolados (Ribeiro *et al.* 2009), na sua maioria menores do que 10ha, e com um único fragmento maior considerado o mais conservado do município (Santin 1999, Neto 2007). Embora pequenos, estes são os últimos remanescentes da cidade e, portanto, os últimos refúgios para a fauna da região. Estudos que avaliem a presente comunidade de fauna representam o primeiro passo para garantir que futuras medidas de manejo e preservação sejam tomadas.

Como demonstrado no primeiro Capítulo, a comunidade de mamíferos encontrada nos fragmentos estudados foi representada em sua maioria por espécies generalistas, onívoras e não restritas a nenhum tipo de habitat. Neste conjunto, conseqüências negativas do processo de fragmentação foram observadas na comunidade com a presença de espécies exóticas e invasoras, e o baixo registro de carnívoros de grande porte, predadores de topo, ou de herbívoros de grande porte que requerem amplas áreas de vida (Terborgh 1992, Chiarello 1999, 2000). Quando considerado mesmo esforço amostral, ao contrário do previsto pela Teoria de Biogeografia de Ilhas (MacArthur e Wilson 1967), a área não foi correlacionada à riqueza dos remanescentes. Além da área, outros componentes da paisagem podem estar influenciando a presença desses animais. A distância a estrada de asfalto, a quantidade de pessoas do entorno, a quantidade de mata remanescente no entorno e a qualidade da vegetação podem ser fatores que contribuíram para determinar a presença de espécies de mamíferos em remanescentes (Bueno 2008, Espartosa 2009).

A análise de abundância das espécies no Capítulo 2 permitiu observar que a comunidade estudada encontra-se dominada por poucas espécies mesopredadoras principalmente, generalistas, e capazes de permanecerem em áreas perturbadas (Crooks 2002, Michalski e Peres 2007). Entre as mais

abundantes esteve o gambá, a espécie mais freqüente e a única presente em todos os remanescentes, um padrão observado em outros estudos (Fonseca e Robinson 1990, Gaspar 2005, Espartosa 2009). A plasticidade comportamental e a capacidade competitiva podem contribuir para a permanência dessa espécie em paisagens fragmentadas (Fonseca e Robinson 1990). Depois do gambá, o cachorro doméstico foi uma das espécies mais abundantes e freqüentes nos fragmentos, uma condição preocupante para a fauna local, pois tais animais podem predar e competir com as espécies nativas (Crooks e Soulé 1999, Gaspar 2005, Galetti e Sazima 2006, Campos *et al.* 2007, obs. pessoal), como podem ser fontes transmissoras de doenças (Fiorello *et al.* 2006, Whiteman *et al.* 2007). Além de ser favorecido pelas novas condições ambientais e espaciais da paisagem, o predomínio de espécies mesopredadoras é igualmente beneficiado pela ausência de predadores de topo nos remanescentes, ao serem liberadas do controle demográfico imposta por estes últimos (Crooks e Soulé 1999). A ausência dessas espécies pode alterar, portanto, a diversidade e estrutura da comunidade (Paine 1966).

A Área de Proteção Ambiental do município de Campinas, como o próprio nome indica, tem como um de seus objetivos preservar a fauna e flora local, garantindo a manutenção dos últimos remanescentes presentes nesta zona rural. No entanto, a simples manutenção de seus fragmentos isolados e pequenos não é garantia para a permanência da diversidade de espécies em longo prazo. A própria comunidade de mamíferos de médio e grande porte demonstra-se simplificada e dominada por algumas espécies generalistas e oportunistas, enquanto grandes predadores, chaves para garantir a diversidade da comunidade, já estão praticamente ausentes. É imprescindível que medidas de manejo e restauração da paisagem sejam realizadas em curto prazo para garantir a manutenção da atual comunidade. Caso contrário, os mamíferos de médio e grande porte diagnosticados no presente estudo estarão destinados à extinção em pouco tempo.

Referências Bibliográficas

- Bueno, A. A. 2008. *Pequenos mamíferos da Mata Atlântica do Planalto Atlântico Paulista: uma avaliação da ameaça de extinção e da resposta a alterações no contexto e tamanho dos remanescentes*. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Campos, C. B.; Esteves, C. F.; Ferraz, K. M. P. M. B.; Crawshaw Jr, P. G.; Verdade, L. M. 2007. Diet of free-ranging cats and dogs in a suburban and rural environment, south-eastern Brazil. *Journal of Zoology* 273: 14-20.
- Chiarello, A. G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89: 71-82.
- Chiarello, A. G. 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. *Conservation Biology* 14(6): 1649-1657.
- Crooks, K. R.; Soulé, M. E. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* 400:563-566.
- Crooks, K. R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16(2): 488-502.
- Espartosa, K. D. 2009. *Mamíferos terrestres de maior porte e a invasão de cães domésticos em remanescentes de uma paisagem fragmentada de mata atlântica: avaliação da eficiência de métodos de amostragem e da importância de múltiplos fatores sobre a distribuição das espécies*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências da Universidade Estadual de São Paulo, São Paulo, SP.
- Fiorello, C. V.; Noss, A. J.; Deem, S. L. 2006. Demography, hunting ecology, and pathogen exposure of domestic dogs in the Isoso of Bolivia. *Conservation Biology* 20(3): 762-771.
- Fonseca, G. A. B. & Robinson, J. G. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation* 53: 265-294.
- Galetti, M.; Sazima, I. 2006. Impact of feral dogs in an urban Atlantic forest in southeastern Brazil. *Natureza e Conservação* 4(1): 146-151.

- Gaspar, D. A. 2005. *Comunidade de mamíferos não voadores de um fragmento de floresta atlântica semidecídua do município de Campinas, SP*. Tese de Doutorado. Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- MacArthur, R.; Wilson, E. O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 203p.
- Michalski, F.; Peres, C. A. 2007. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology* 21(6): 1626-1640.
- Neto, J. F. 2007. *Estudo da distribuição espacial da vegetação natural em Áreas de Preservação Permanente: subsídios à gestão da APA Municipal de Campinas*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Paine, R. T. 1966. Food web complexity and species diversity. *The American Naturalist* 100 (910): 65-75.
- Ribeiro, M. C.; Metzger, J. P.; Martensen, A. C.; Ponzoni, F. J.; Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141-1153.
- Santin, D. A. 1999. *A vegetação remanescente do município de Campinas: mapeamento, caracterização fisionômica e florística, visando à conservação*. Tese de Doutorado. Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Terborgh, J. 1992. Maintenance of diversity tropical forests. *Biotropica* 24(2b): 283-292.
- Whiteman, C. W.; Matushima, E. R.; Confalonieri, U. E. C.; Palha, M. D. C.; Silva, A. S. L.; Monteiro, V. C. 2007. Human and domestic animal populations as a potential threat to wild carnivore conservation in a fragmented landscape from the Eastern Brazilian Amazon. *Biological Conservation* 138: 290-296.

Anexo 1



a



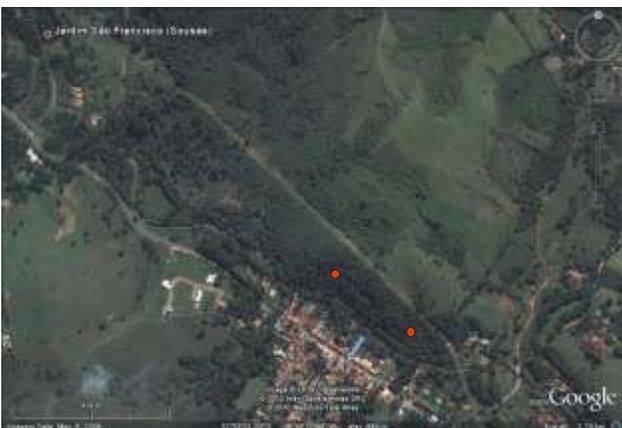
b



c



d



e



f



g



h



i



j



k



l



m



n

Legenda: Disposição das parcelas de areia (pontos vermelhos) nos fragmentos A1 (a), SM1 (b), H1 (c), H2 (d), JE (e), SM3 (f), JS (g), A2 (h), SM2 (i), SS (j), M2 (k), M1 (l), SH (m), RC (n); e, ordem crescente de tamanho dos fragmentos.