Avaliação de qualidade dos fragmentos de cerrado e floresta semidecídua da região da bacia do rio Mogi-Guaçu, com base na ocorrência de mamíferos carnívoros

---

Universidade de São Paulo
Instituto de Biociências
Departamento de Ecologia

**“Avaliação de qualidade de fragmentos de cerrado e floresta
semidecídua na região da bacia do rio Mogi-Guaçu com base na
ocorrência de carnívoros”**

Maria Carolina Lyra-Jorge

Tese apresentada à Universidade de São Paulo,
Instituto de Biociências, Departamento de Ecologia,
Como parte dos requisitos exigidos para obtenção do
título de Doutor em Ecologia de Ecossistemas Terrestres
e Aquáticos.

São Paulo
2007

Ficha Catalográfica

LYRA-JORGE, M.C.

“Avaliação de qualidade de fragmentos de cerrado e floresta semidecídua na região da
bacia do rio Mogi-Guaçu com base na ocorrência de carnívoros”

125 pp. iii., tabelas e gráficos

Tese de Doutorado – Departamento de Ecologia – Instituto de Biociências –
Universidade de São Paulo (USP).

1.Uso de habitats; 2.Mamíferos; 3.Cerrado; 4.Biologia da Conservação; 5.
Armadilhamento fotográfico; 6. Registro em canteiro de pegadas

---

Comissão Julgadora

Profa. Dra. Vânia Regina Pivello – orientadora

Prof. Dr. Luciano Martins Verdade

Prof. Dr. Carlos Alberto Vettorazzi

Prof. Dr. Sérgio Tadeu Meirelles

Dr. Fernando César Cascelli de Azevedo

---

*“As árvores são poesias que a terra faz para o céu.
Nós as derrubamos e as transformamos em papel
para registrar todo o nosso vazio”*

Khalil Gibram

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora, Profa. Dra. Vânia Regina Pivello, pela orientação irrepreensível, confiança e grande amizade. Obrigada Vânia, por sempre me receber de braços abertos nessas minhas “idas e vindas”.

Ao Prof. Dr. Luciano Martins Verdade, pelas sugestões brilhantes e discussões super-produtivas que foram determinantes para o sucesso desse trabalho. Ao meu futuro supervisor de pós-doc e ao bom trabalho que faremos juntos. Ao amigo Luciano e todas as coisas bacanas que compartilhamos desde aquela disciplina de “Ecologia e Conservação de Vida Silvestre”.

Ao Dr. Peter Crawshaw, pela sua gentileza em me socorrer todas as vezes que eu precisei saber mais sobre as onças, os gatinhos e os gatos.

Ao Prof. Dr. Sérgio Tadeu Meirelles, que sempre me atendeu com tanta paciência e presteza, um exemplo a ser seguido na vida acadêmica.

Ao Dr. Marcelo Mazzolli, por todas as valiosas dicas, mesmo sem me conhecer (até hoje!!!).

Ao MsC. Giordano Ciocheti, o melhor companheiro de campo que já tive na vida e um querido amigo que eu vou levar pra sempre.

Ao MsC. Milton Cezar Ribeiro, o gênio do SPRING, a pessoa mais generosa que conheci na minha vida acadêmica, por me ensinar, sem qualquer ressalva, tudo sobre as imagens e os números (esses incompreensíveis!).

Ao Pós-Doutor Carlos Piña, cujo puxão de orelhas me obrigou a tentar entender os números (sim, aqueles mesmos incompreensíveis...). Obrigada Carlitos!

Ao quase doutor Thiago Timo, pelas discussões sempre academicamente produtivas e por todas as outras conversas sempre etilicamente divertidas.... Logo seremos colegas de laboratório!! E viva as sextas-feiras!!

Ao Leandro Tambosi, pela dedicação e profissionalismo na confecção do nosso artigo. Que esse seja o primeiro de muitos outros!

Á uma amizade bacana que nasceu despretensiosamente, Pós-Doutora Carla Gheler-Costa, minha futura companheira de pós-doc e seu grande namorado Fábio Comin.

Á turma do “LEPAC da Vânia” sempre tão companheiros, gentis e divertidos. Obrigada Alexandre Igari, Daniela Castro, Elizabeth Barbosa, Mariana Vidal, Talita Zupo, vocês são especiais. À turma do “LEPAC do Jean” que teve que me agüentar por lá por um bom tempo... Obrigada pela paciência!!

Ao pessoal do LEA / ESALQ pelas conversas, pelas dicas e, claro, pelos churrascos! Cláudia Martins, Bruno “Nuddles” Ferronato, Sabrina Koester-Gobo, Ana Luísa Longo, adoro vocês.

Ao Marco Antônio Marques de Souza e suas trapa-câmeras, cuja paciência sem fim, talento e determinação permitiu todas as bonitas fotos desse trabalho.

Ao Prof. Dr. Luís Schiesari, pelas boas conversas, risadas e amizade, que tornaram as idas à São Paulo mais bacanas.

Falando de dinheiro: Obrigada ao CNPQ e a Neotropical Grassland Conservancy, cujo auxílio financeiro possibilitou o desenvolvimento desse trabalho.

Ao Instituto Florestal de São Paulo, Parque Estadual do Vassununga, na pessoa do Engenheiro Heverton José Ribeiro e Estação Ecológica de Jataí, na pessoa do Engenheiro Antônio Carlos Scatena Zanatto, pela permissão e apoio para desenvolver esse estudo nas Unidades de Conservação (processo nº 40.742/2004). Ao Sr. Lúcio, que permitiu a entrada em sua fazenda contribuindo para realização desse trabalho.

À Votorantim Celulose e Papel, na pessoa do biólogo Valcir Uzuele, que permitiu meu trânsito pelas fazendas da empresa e auxiliou, sempre que preciso, a esse trabalho.

To Ciça, because of that “little huge” favor. Especially you know how it was important.....

Àqueles amigos de sempre, de tantos anos, que ainda suportaram meu mau-humor quando a estatística dava errado. Um beijo especial para Rodrigo Teixeira, Cássia Mattar, Cristiane Rodrigues, Daniela Ariza, e Júlio Correa.

Àquelas que são minhas irmãs de coração: Dra. Acácia Elias e Dra. Simone Iwabe. Nunca esqueço de vocês. É tão chique ser doutora, né?!

Obrigada papai, mamãe, Letícia, Nicolau, e Mirela, por sempre acreditarem em mim e no meu trabalho. Mas, acima de tudo, obrigada por me amarem incondicionalmente. Vocês são minha família querida!! Cuidado bebê, que a titia vai querer te ensinar tudo sobre ecologia de carnívoros! Já estou te amando.

E, por falar em amor, obrigada Léo por este enorme, terno, compreensivo, generoso e sábio amor que você me dedica. O meu sucesso eu dedico a você.

SUMÁRIO

Lista de figuras.....	i
Lista de tabelas.....	iii
Summary.....	v
Resumo geral da tese	vi
1. Introdução	01
1.1 Estrutura da tese	02
1.2 A fragmentação dos habitats naturais: consequências	04
1.3 Fragmentação e modificações nos ambientes naturais do interior do estado de São Paulo	05
1.4 As paisagens agrícolas. Uma outra visão após a fragmentação	06
1.5 Objetivos	08
1.5 Literatura Citada	09
2. Área de estudo	12
2.1 Descrição e histórico da área de estudo	13
2.2 Literatura Citada	21
3. Levantamento de mamíferos de médio e grande porte de uma paisagem fragmentada do estado de São Paulo	23
Summary	24
Resumo.....	25
3.1 Introdução.....	26
3.2 Área de estudo	27
3.3 Métodos.....	29
3.4 Resultados.....	30
3.5 Discussão	31
3.6 Literatura citada.....	34
4. Mamíferos carnívoros numa paisagem fragmentada no sudeste brasileiro.....	39
Summary.....	40
Resumo	41
4.1 Introdução.....	42
4.2 Área de estudo.....	42
4.3 Métodos.....	45
4.4 Resultados.....	47

4.5 Discussão.....	48
4.6 Literatura citada.....	51
Anexo1.....	55
Literatura Citada.....	61
5. Uso de habitats por mamíferos carnívoros em ambientes alterados: estudo de caso em uma região de cerrado brasileiro.....	62
Summary	63
Resumo	64
5.1 Introdução.....	66
5.2 Área de estudo.....	67
5.3 Métodos.....	68
5.4 Resultados	71
5.5 Discussão	73
5.6 Literatura citada	76
6. Comparação de métodos de amostragem de mamíferos de grande e médio porte: armadilhamento fotográfico e registro em canteiro de pegadas	79
Summary.....	80
Resumo	81
6.1 Introdução.....	82
6.2 Área de estudo	83
6.3 Métodos	83
6.4 Resultados.....	85
6.5 Discussão.....	86
6.6 Literatura citada.....	89
7. Considerações Finais	91
7.1 Conclusões Gerais.....	92
7.2 Recomendações	93
Anexo 2	95
Anexo 3	113

LISTA DE FIGURAS E TABELAS:

FIGURAS:

Figura 1: Áreas originalmente cobertas por cerrado, no estado de São Paulo. (Fonte: SEMA, 1997).

Figura 2: Situação atual do cerrado no estado de SP (manchas em verde). Em destaque a bacia do Rio Mogi-Guaçu. (Fonte: BIOTA - FAPESP, 2004).

Figura 3: Área de estudo: monocultura de cana de açúcar e reflorestamento de eucaliptos, com reflorestamento de eucaliptos e vegetação nativa ao fundo.

Figura 4: À esquerda – Área de Estudo. — Estação Ecológica de Jataí (1=Infernão, 2= Cafundó, 3= Oitocentos Alqueires); — Área Particular (Tamanduá); — Parque Estadual de Vassununga (5=Pé-de-Gigante, 6= Praxedes, 7=Capetinga Oeste); — Eucaliptal (9=Votorantim Celulose e Papel). À direita – Mapeamento do uso das terras. (FONTE: Acervo Cartográfico LEPAC/USP. Org: Maria Carolina Lyra-Jorge).

Figura 5: Usina de álcool de Vassununga, em Santa Rita do Passa-Quatro, SP.

Figura 6: Localização da área de estudo. A= Estação Ecológica de Jataí (EEJ); B= Antiga Estação Experimental de Luiz Antônio (EELA); C= EEJ – Gleba Oitocentos Alqueires; D= Parque Estadual de Vassununga (PEV) – Gleba Cerrado Pé-de-Gigante; E= PEV – Gleba Praxedes; F= PEV = Gleba Capetinga Oeste; G= Área particular – Fazenda Limoeiro; H e I= Cultivo de eucalipto – Votorantim Celulose e Papel. (FONTE: Acervo cartográfico LEPAC/USP. Org: Maria Carolina Lyra-Jorge).

Figura 7: Número de espécies registradas nas diferentes fitofisionomias da área de estudo. EEL= Estação Ecológica de Jataí, PEV= Parque Estadual de Vassununga, VCP= Votorantim Celulose e Papel, FP= Fazendas Particulares.

Figura 8: Área de estudo no estado de São Paulo, Brasil. As diferentes coberturas vegetais amostradas foram: *cerradão*, em traço contínuo preto; *cerrado sensu stricto*, em traço contínuo branco; plantação de eucalipto, em linha tracejada preta; floresta semidecídua, em linha pontilhada preta. (FONTE: Acervo cartográfico LEPAC/USP. Org: Maria Carolina Lyra-Jorge).

Figura 9: Gradiente de fisionomias de cerrado, desde *campo-limpo* até *cerradão* (Modificado de Coutinho, 1978).

Figura 10: Gráfico de dispersão mostrando o número de registros dos carnívoros em cada ponto amostral, nas quatro fitofisionomias estudadas (CDO=*cerradão*, SS=*cerrado-sensu-stricto*, FS=floresta semidecídua e EU=plantação de eucalipto).

Figura 11: Indivíduo de *P. concolor* registrado nesse estudo.

Figura 12: Pegada de *P. concolor* registrada nesse estudo.

Figura 13: Indivíduo de *L. pardalis*.

Figura 14: Indivíduo de *L. pardalis* registrado nesse estudo.

Figura 15: Indivíduo de *P. yagourondi*.

Figura 16: Indivíduo de *L. tigrinus*.

Figura 17: Indivíduo de *C. brachyurus* registrado nesse estudo.

Figura 18: Pegada de *C. brachyurus* registrada nesse estudo.

Figura 19: Indivíduo de *C. thous*.

Figura 20: Pegada de *C. thous* registrada nesse estudo.

Figura 21: Indivíduo de *Eira barbara* registrado nesse estudo.

Figura 22: Pegada de *E. barbara* registrada nesse estudo.

Figura 23: Indivíduo de *C. semistriatus* registrado nesse estudo.

Figura 24: Indivíduo de *N. nasua*.

Figura 25: Pegada de *N. nasua* registrada nesse estudo.

Figura 26: Indivíduo de *P. cancrivorus*.

Figura 27: Pegada de *P. cancrivorus* registrada nesse estudo.

Figura 28: Localização da área de estudo. A= Estação Ecológica de Jataí (EEJ); B= Antiga Estação Experimental de Luiz Antônio (EELA); C= EEJ – Gleba Oitocentos Alqueires; D= Parque Estadual de Vassununga (PEV) – Gleba Cerrado Pé-de-Gigante; E= PEV – Gleba Praxedes; F= PEV = Gleba Capetinga Oeste; G= Área particular – Fazenda Limoeiro; H e I= Cultivo de eucalipto – Votorantim Celulose e Papel. (FONTE: Acervo cartográfico LEPAC/USP. Org: Maria Carolina Lyra-Jorge).

Figura 29: Área de estudo, classificada de acordo com a cobertura vegetal e uso das terras. Cada ponto destacado representa o local onde foram dispostas as câmeras fotográficas, bem como a área formada pelo raio de busca de 250 m. (FONTE: Acervo cartográfico LEPAC/USP. Org: Maria Carolina Lyra-Jorge).

Figura 30: Uso dos habitats da bacia do rio Mogi-Guaçu em função da ocorrência de todos os carnívoros amostrados. As áreas mais escuras apresentam maior intensidade de uso e as mais claras, menor intensidade de uso. A área hachurada representa as classes de uso que não foram amostradas nas análises. As áreas com hachuras e contorno são áreas urbanizadas. Cada ponto destacado representa o local onde foram dispostas as câmeras fotográficas, bem como a área formada pelo raio de busca de 250 m. (FONTE: Acervo cartográfico LEPAC/USP. Org: Maria Carolina Lyra-Jorge).

TABELAS:

Tabela 1: Lista de espécies de mamíferos encontrados na área de estudo e a fonte consultada. IB = espécie presente na lista de animais ameaçados do IBAMA (1999); VU = status de vulnerável no livro vermelho da Fundação Biodiversitas (2002); NC= não consta de nenhuma das listas.

Tabela 2: Famílias e espécies de mamíferos encontrados na área de estudo, bem como seu nome vulgar, seu método de registro e a porcentagem registrada daquela espécie no número total de espécies registradas.

Tabela 3: Levantamento bibliográfico de trabalhos realizados em áreas de cerrado do estado de São Paulo, protegidas ou não.

Tabela 4: Espécies de carnívoros registrados por meio de armadilhamento fotográfico e canteiro de pegadas. (NR= número de registros em todas as fitofisionomias; CD= *cerradão*, SS= *cerrado sensu stricto*, SF= floresta semidecídua, EU= plantação de eucalipto; FA= frequência relativa obtida por meio de armadilhamento fotográfico; FC= frequência relativa obtida por meio de canteiro de pegadas; FT= frequência relativa obtida por meio de ambos os métodos).

Tabela 5: Espécies de mamíferos carnívoros registrados na área de estudo, número total de registros para cada espécie e número de registros em cada classe de vegetação. CD= *cerradão*, SS= *cerrado sensu stricto*, FSD= floresta semidecídua, EU= plantação de eucaliptos.

Tabela 6: Valor de qui quadrado (X^2) para as espécies amostradas por meio do armadilhamento fotográfico e registro em canteiro de pegadas. Valores de massa corpórea de acordo com Silveira (1999) (** = $p < 0.01$; ns=não significativo).

MC=massa corpórea; RAF= número de registros pelo método do armadilhamento fotográfico; RCP= número de registros pelo método do canteiro de pegadas.

Tabela 7: Comparação dos custos dos diferentes itens dos dois métodos avaliados na amostragem de mamíferos (armadilhamento fotográfico e registro em canteiro de pegadas).

SUMMARY:

Habitat's loss is the great jeopardy to the diversity of terrestrial vertebrates nowadays (Crooks, 2002). There's too little left from the native vegetation in São Paulo State, since it's the most developed state in Brazil.

Although its coastal area still has a large tract of the Atlantic Forest, just small patches of Brazilian savanna (cerrado) vegetation are found in it, surrounded by agriculture and silviculture. However this vegetation mosaic still shelters both medium and large mammals' species. This study was held in an area with remnant fragments of woodland savanna (cerradão), cerrado *sensu stricto*, semideciduous forest as well the cultivation of eucalyptus and sugar-cane in Santa Rita do Passa-Quatro e Luiz Antônio – Brazil. Twenty-two species of large and medium sized mammals were reported by the use of camera trapping, track plots recording, identification of dungs, vestiges and sights. Among these 22 species, ten were carnivore which exploit the environment regardless its vegetation coverage. During a more spatial approach, some difference in the use of the habitats was noted, concerning the study area, including the eucalyptus plantation, which turned out to be an important habitat on the dynamics of the carnivore population of the region. Thus one realizes that environments which were altered by human cultures can represent habitats actually used by mammals from an anthropogenic region. Different procedures can be applied to observe faunal populations or communities. The camera trapping and the track plot recording are often used for medium and large-sized mammals. Both methods present bias in their showing, besides these 2 methods seem to be suitable to the register the wealth of the mammals of a specific region.

RESUMO GERAL DA TESE:

A perda de habitats é, atualmente, a grande ameaça à diversidade de vertebrados terrestres (Crooks, 2002). Muito pouco resta da vegetação nativa no estado de São Paulo, uma vez que é o estado mais desenvolvido do Brasil. Embora sua porção litorânea ainda possua uma grande faixa de Floresta Atlântica, o que restou da vegetação de cerrado em seu interior são pequenos fragmentos, cercados de agricultura e silvicultura. Entretanto, este mosaico de vegetação ainda abriga espécies de médios e grandes mamíferos. Este estudo foi desenvolvido numa área com fragmentos de cerradão, cerrado *sensu stricto*, floresta semidecídua, além de cultivos de eucalipto e cana-de-açúcar, nos municípios de Santa Rita do Passa-Quatro e Luiz Antônio. Registraram-se 22 espécies de mamíferos de médio e grande porte por meio de armadilhamento fotográfico, canteiro de pegadas, identificação de fezes, vestígios e avistamentos diretos. Dessas 22 espécies, dez eram carnívoros os quais exploravam o ambiente independentemente de sua cobertura vegetal. Numa abordagem mais espacializada notou-se alguma diferença no uso dos habitats da área de estudo, inclusive do eucaliptal, que se mostrou um habitat importante na dinâmica das populações de carnívoros do local. Dessa forma concluiu-se que ambientes modificados pelas culturas humanas podem representar habitats efetivamente utilizados pela mastofauna de uma região antropizada.

Diferentes métodos podem ser usados para monitorar populações ou comunidades faunísticas. O armadilhamento fotográfico e o registro em canteiro de pegadas são bastante utilizados para médios e grandes mamíferos. Os dois métodos possuem viéses na sua amostragem, além de custos e eficiências bem distintos, no entanto o uso conjunto desses dois métodos parece registrar de forma adequada a riqueza da mastofauna de uma determinada região.

1.1 ESTRUTURA DA TESE:

O foco desta tese concentra-se no uso dos habitats por parte dos mamíferos carnívoros de médio e grande porte, numa região de cerrado do estado de São Paulo, cuja paisagem encontra-se alterada devido ao processo de fragmentação da vegetação nativa e conseqüente substituição desta por monoculturas e silviculturas de interesse antrópico.

Esta tese está dividida em sete capítulos. O capítulo 1 introduz sucintamente o problema da fragmentação de habitats causado pela implementação de cultivos agrícolas e silviculturais. O capítulo 2 descreve a área de estudo e fornece um histórico da ocupação humana na região. Dessa forma, procurou-se incrementar o entendimento do processo de fragmentação dos habitats especificamente na região e avaliar a situação das espécies de mamíferos carnívoros. O capítulo 3 fornece a riqueza de mamíferos de médio e grande porte amostrados na região de estudo, comparando áreas protegidas e não protegidas. Fez-se também uma breve comparação dos dados obtidos com dados de outros autores provenientes de áreas protegidas e não protegidas. O capítulo 4 discute a ocorrência e a distribuição dos mamíferos carnívoros de médio e grande porte na área de estudo, procurando avaliar se há diferença na frequência de ocorrência de espécies de acordo com a cobertura vegetal. O capítulo 5 trata do uso de habitats, nativos ou não, por parte dos mamíferos carnívoros na área de estudo, fornecendo uma representação espacializada das análises, na forma de um mapa de intensidade de uso. O capítulo 6 compara os dois métodos utilizados para a coleta dos dados de campo desta tese, o armadilhamento fotográfico e o registro em canteiro de pegadas, buscando qual dos dois métodos apresenta melhor desempenho. Finalmente, o capítulo 7 apresenta as conclusões gerais tiradas deste estudo e algumas recomendações inferidas a partir dele.

Os capítulos de 3 a 6 foram escritos em formato de artigo e possuem, cada um deles, sua própria introdução, área de estudo, métodos, resultados e discussão.

O capítulo 4 possui um anexo onde se encontram características biológicas dos animais amostrados neste trabalho, obtidas por meio de

---

dados científicos e históricos, além de algumas das fotos conseguidas nas viagens de campo, realizadas entre 2004 e 2006, para coleta de dados desta tese. Existem também dois anexos que mostram os capítulos 4 e 6 no formato de publicação, já traduzidos para o inglês e prontos para a submissão em revistas científicas da área.

1.1 A FRAGMENTAÇÃO DOS HABITATS NATURAIS - CONSEQÜÊNCIAS:

A fragmentação de habitats pode ser definida como um processo onde uma grande extensão com cobertura vegetal nativa é transformada em pequenas manchas de vegetação, isoladas uma das outras por uma matriz de habitats diferentes do original (Wilcove *et al.*, 1986). Muitos ambientes que antes eram essencialmente contínuos foram transformados em uma paisagem representada por um mosaico formado por manchas isoladas do habitat original (fragmentos) circundadas por áreas resultantes de ação antrópica (matriz) (Fernandez, 1997).

O conceito de fragmentação de habitats é estritamente qualitativo, já que a cada paisagem conferem-se apenas dois estados: contínuo ou fragmentado. Esse desenho muitas vezes não permite estudos sobre as relações existentes em diferentes graus de fragmentação e a correspondente magnitude da resposta da biodiversidade (Fahrig, 2003), uma vez que os processos de fragmentação afetam as comunidades de maneiras distintas. Porém, a idéia de que a fragmentação leva à perda de habitats é unanimidade (McGarigal & McComb, 1995).

Como resultado do processo de fragmentação, é muito comum restarem pequenas áreas de vegetação nativa. A importância da preservação de uma área pequena é bastante polêmica (Lindenmayer & Nix, 1993), porém, fragmentos pequenos podem manter uma parcela significativa da biodiversidade quando vistos no contexto da paisagem (Saunders *et al.*, 1991). Andrn (1994) afirma que a diversidade total de uma paisagem pode crescer quando vrios fragmentos esto prximos, permitindo o fluxo de animais e plantas como num habitat contnuo. Assim, o grau de conectividade entre fragmentos naturais tem um importante papel no processo de manuteno ou extino de espcies em paisagens fragmentadas (Forman & Gordon, 1986).

1.2 FRAGMENTAO E MODIFICAES NOS AMBIENTES NATURAIS DO INTERIOR DO ESTADO DE SO PAULO:

A vegetao do estado de So Paulo basicamente caracterizada por dois biomas, o Cerrado e a Floresta Atlntica. A ocorrncia de fisionomias de cerrado concentra-se principalmente na regio central do Estado, cortando-o desde sua fronteira com Minas Gerais at sua divisa com o Paran (figura 1), sob clima de

estacionalidade bem definida, com inverno seco e verão chuvoso (BDT, 2004).

Figura 1: Áreas originalmente cobertas por cerrado, no estado de São Paulo. (Fonte: SEMA, 1997).

A vegetação do Cerrado *sensu lato* não possui uma fisionomia única em toda sua extensão variando desde fisionomias mais campestres (campo limpo e campo sujo) até fisionomias florestais (cerradão), passando por fisionomias intermediárias (campo cerrado e cerrado *sensu stricto*). Essa vegetação apresenta-se como um mosaico de formas fisionômicas, determinadas principalmente por manchas de solo com diferentes graus de fertilidade, ou pelo regime hídrico sub-superficial, ou mesmo por diferentes regimes de queima em cada local. Essas diferentes fisionomias são, portanto, pedoclimaxes ou piroclimaxes e o clímax climático deste bioma, no estado de São Paulo é a floresta estacional semidecídua, que geralmente ocupa os solos mais férteis (Coutinho, 2002; Ruggiero, 2002). As formações de cerrado no estado de São Paulo não são contínuas, ocorrendo como encraves em meio à floresta estacional semidecídua (Kronka, 1998).

No início do século XIX o cerrado paulista ocupava cerca de 18,2% da superfície do Estado (Victor, 1975 *apud* Cavassan, 2002). Atualmente, essa cobertura vegetal natural está representada por fragmentos, dispostos em áreas disjuntas, entremeados por culturas agrícolas, estradas de rodagem e cidades. As raras manchas de cerrado que ainda restam são alvos constantes do desejo de agricultores, devido à proximidade de centros consumidores e à topografia plana, que predominam nessas áreas (Toledo Filho, 1984). Assim, dos 18,2% de área do estado de São Paulo originalmente recobertos por diferentes fisionomias de cerrado, restam apenas 8,51%, que cobrem cerca de 1,13% da superfície total do Estado (Cavassan, 2002). Essa vegetação remanescente concentra-se

principalmente na região centro-norte, nas proximidades de Ribeirão Preto, Franca, Bauru e São José do Rio Preto (Toledo Filho, 1984), porém em alto grau de fragmentação, descaracterização de seus ambientes e um empobrecimento da flora e da fauna (figura 2). Menos de 10% desses fragmentos encontram-se protegidos na forma de unidades de conservação (Cavassan, 2002).

Figura 2: Situação atual do cerrado no estado de SP (manchas em verde). Em destaque a bacia do Rio Mogi-Guaçu. (Fonte: BIOTA - FAPESP, 2004).

A floresta estacional semidecídua, assim como as diferentes fisionomias de cerrado, encontra-se também numa situação de extrema fragmentação, ainda mais por estar geralmente situada sobre solos mais férteis, procurados para agricultura. Sendo assim, a exemplo do cerrado, essa floresta também está praticamente desaparecida no Estado.

1.4 AS PAISAGENS AGRÍCOLAS. UMA NOVA VISÃO APÓS A FRAGMENTAÇÃO:

No mundo todo a intensificação do uso das terras nas últimas décadas vem acarretando importantes efeitos nos ecossistemas terrestres, como a redução de habitats naturais, o isolamento de remanescentes e favorecimento de espécies exóticas. Na Europa, especialmente na Suíça, quase 100% das terras úmidas desapareceram nos últimos 150 anos. Já em países mais jovens como a Austrália, a formação de pastagens e o pastoreio propriamente dito reduziram a cobertura vegetal natural de algumas regiões em 10%. No Brasil, sobraram apenas 5% da floresta Atlântica desde o descobrimento do país (Henle *et al.*, 2004) e cerca de 20% do Cerrado (CI, 2007). Indubitavelmente, a destruição e a fragmentação de habitats constituem a maior causa do crescimento da taxa de extinção de espécies nas últimas décadas (Daily, 2003).

A paisagem resultante do processo de fragmentação inclui manchas de vegetação natural, de variados tamanhos, que ficam imersas em terras antropizadas que constituem a matriz. De acordo com Forman & Gordon (1986), matriz é o elemento na paisagem cuja área excede a soma das áreas de todos os outros elementos, conectando e envolvendo os elementos independentes, possuindo uma grande influência na dinâmica da paisagem.

Contudo, a paisagem não é um mosaico binário, composto de fragmentos de vegetação natural e matriz, ou ainda, de habitat e não-habitat. Até porque as espécies provavelmente não têm essa visão binária da paisagem (presença/ausência de recursos). A paisagem é formada por vários tipos de habitats que provavelmente são usados pela fauna com diferentes objetivos (desde reprodução até forrageio), possivelmente baseados na qualidade e disponibilidade de recursos de cada habitat (With, 1997).

Quando a matriz é composta por terras cultivadas, essas provavelmente serão usadas pela fauna local e, portanto devem ter valor no processo conservacionista. Estudos mostram plantações de café no México (Moguel, *et al.*, 1999), plantações de banana e coco na Costa Rica (Harvey *et al.*, 2006), plantações de cacau no Brasil (Faria *et al.*, 2006) e agricultura de subsistência no Nepal (Acharya, 2006) sendo usadas por espécies da fauna local em seus processos ecológicos.

Paisagens fragmentadas são muito importantes na conservação da biodiversidade se mantiverem sua conectividade funcional. Conectividade da paisagem é “o grau de facilidade ou de dificuldade de movimento entre recursos de fragmentos numa paisagem” (Tischendorf & Fahrig, 2000). Conectividade se refere à ligação funcional entre habitats fragmentados, ou porque esses fragmentos estão próximos ou porque a matriz entre eles permite o trânsito da espécie em questão (With, 1997). A qualidade da matriz é primordial para promover a conectividade entre os fragmentos de vegetação nativa (With, 1997).

Manchas de habitats variam consideravelmente sua capacidade de suportar espécies. Essa capacidade é fortemente determinada pela história e intensidade do uso da terra no entorno (Gascón, *et al.*, 1999). A qualidade do habitat é que vai determinar a persistência e a abundância de determinadas espécies animais ou vegetais em uma região (Fahrig & Merriam, 1995). Entretanto, estudos recentes afirmam ocorrer à adaptação dos animais às modificações de seus habitats

---

originais (Morán-López *et al.*, 2006; McDougall *et al.*, 2006; Sánchez-Hernández *et al.*, 2001; Tabeni *et al.*, 2005).

A problemática do uso sustentável de terras e desenvolvimento foi abordada pela primeira vez na Comissão Brundlandt, durante a década de 70. Posteriormente, o assunto voltou a ser tratado durante a Convenção Mundial da Biodiversidade, na ECO 92. Apesar de mais de 170 países terem assinado a convenção, esse conceito quase não foi trabalhado ou aplicado (Bignal, 1998). No entanto vários estudos acadêmicos têm mostrado que a preservação da diversidade biológica de muitas espécies poderia ser garantida se os sistemas agrícolas incorporassem conceitos conservacionistas e se, por outro lado, os conservacionistas incorporassem as áreas agrícolas no entendimento do uso de habitats pelos animais (Vandermeer *et al.*, 1997).

A fragmentação da paisagem e mudanças em processos ecológicos, associada à perda de espécies torna urgente a integração das necessidades humanas e a preservação de processos ecossistêmicos essenciais. A história da agricultura na Europa revela inúmeros sistemas regionais agropastoris com uma forte interação entre natureza e culturas humanas, e essa pode ser a base de transição para uma agricultura sustentável num breve futuro (Bignal, 1998).

1.5 OBJETIVOS:

O presente trabalho tem os seguintes objetivos:

- 1) Estimar a riqueza específica de mamíferos da região da área de estudo;
- 2) Avaliar a ocorrência dos mamíferos carnívoros pelas diferentes fitofisionomias da área de estudo;
- 3) Estimar o uso de habitats pelos mamíferos carnívoros, considerando sua cobertura vegetal;
- 4) Expressar, na forma de um mapa, o uso de habitats da área de estudo por parte das espécies amostradas;
- 5) Avaliar a diferença dos resultados conseguidos na amostragem de mamíferos médios e grandes, por meio do método de armadilhamento fotográfico e registro em canteiro de pegadas.

1.5 LITERATURA CITADA:

- ACHARYA, K.P. Linking tree on farms with biodiversity conservation in subsistence farming in Nepal. *Biodiversity and Conservation* 15: 631-646.
- ANDRÈN, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 71:355-366.
- BIGNAL, E.M. 1998. Using an ecological understanding of farmland to reconcile nature conservation requirements, EU agriculture policy and world trade agreements. *Journal of Applied Ecology* 35:949-954
- BIOTA-FAPESP. Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo. 2002. Disponível em: < <http://www.biota.org.br>>. Acesso em: 30 de junho de 2004.
- BDT - Base de Dados Tropical. 1993. Disponível em: <[http:// www.bdt.fat.org.br](http://www.bdt.fat.org.br)>. Acesso em: 15 de julho de 2004.
- CAVASSAN, O. 2002. O cerrado de estado de São Paulo. IN: KLEIN, A.L. *Eugen Warming e o cerrado brasileiro: um século depois*. Editora UNESP, FAPESP, Imprensa Oficial do Estado. São Paulo. 156pp.
- CI – Conservation International. 2007. Disponível em: <<http://www.conservation.org.br>>. Acesso em: 29 de setembro de 2007.
- COUTINHO, L.M. 2002. O bioma cerrado. IN: KLEIN, A.L. *Eugen Warming e o cerrado brasileiro: um século depois*. Editora UNESP, FAPESP, Imprensa Oficial do Estado. São Paulo. 156pp.
- DAILY, G.; CEBALLOS, G. PACHECO, J.; SUZÁN, G.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A. 2003. Countryside biogeography of neotropical mammals: Conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. *Conservation Biology* 17(6): 1814-1826.
- FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic* 34:487-515.
- FAHRIG, L.; MERRIAM, G. 1995. Conservation of fragmentation populations. IN: Ehrenfeld, D. (ed.). *Readings from conservation biology – The landscape perspective*. Blackwell, Cambridge, United Kingdom.
- FARIA, D.; LAPS, R.R.; BAUMGARTEN, J.; CETRA, M. 2006. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting

-
- landscapes in the Atlantic forest of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 15:587-612.
- FERNANDEZ, F. 1997. Efeitos da fragmentação de ecossistemas: a situação das unidades de conservação. Anais do Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Volume 1. Curitiba.Brasil.
- FORMAN & GORDON. 1986. *Landscape Ecology*. John Willey and Sons.
- GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; BIEREGAARD, R.O.; MALCOM, J.R.; STOUFFER, P.C.; VASCONCELOS, H.; LAURANCE, W.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical Forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223-229.
- HARVEY, C.; GONZALEZ, J.; SOMARRIBA, E. 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. 2004. Species survival in fragmented landscapes: where are we now? *Biodiversity and Conservation* 13:1-8
- KRONKA, F.J.N (org). 1998. Áreas de domínio de Cerrado no estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente.
- LINDENMAYER, D.B.; NIX, H. 1993. Ecological principles for the design of wildlife corridors. *Conservation Biology* 55:77-92.
- McGARIGAL, K.; McCOMB, W.C. 1995. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon coast range. *Ecological Monographs* 65:235-260.
- MCDUGAL, P.T.; RÉALE, D.; SOL, D.; READER, S.M. 2006. Wildlife conservation and animal temperament: causes and consequences of evolutionary change for captive reintroduced and wild populations. *Animal Conservation* 9:39-48.
- MOGUEL, P.; TOLEDO, V.M. 1999. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation Biology*. 13(1): 11-21.
- MORÁN-LÓPEZ, R.; GUZMÁN, J.M.; BORREGO, E.C.; SÁNCHEZ, A.V. 2006. Nest-site selection of endangered cinereous vulture populations affect by anthropogenic disturbance: present and future conservation implications. *Animal Conservation* 9:29-37.

-
- RUGIERO, P.G.C.; BATALHA, M.A.; PIVELLO, V.R.; MEIRELLES, S.T. 2002. Soil-vegetation relationships in cerrado (Brazilian savanna) and semideciduous forest, Southeastern Brazil. *Plant Ecology* 20(1): 1-11.
- SÁNCHEZ-HERNANDEZ, C.; ROMERO-ALMARAZ, M.L.; COLÍN-MARTINEZ, H.; GARCÍA-ESTRADA, C. 2001. Mamíferos de cuatro áreas com diferente grado de alteración em el sureste de México. *Acta Zoológica del Mexico* 84:350-48.
- SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J. MARGULIS, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5:18-32.
- SEMA - Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. 1997. *Cerrado: bases para conservação e uso sustentável das áreas de cerrado do Estado de São Paulo*. SEMA. São Paulo. 184pp.
- TABENI, S.; OJEDA, R.A. 2005. Ecology of the desert small mammals in disturbed and undisturbed habitats. *Journal of Arid Environmental* (in press).
- TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. 2000. How should we measure landscape connectivity? *Landscape Ecology* 15:633-641.
- TOLEDO FILHO, D.V. 1984. Composição florística e estrutura fitossociológica de vegetação de cerrado no município de Luís Antônio (SP). Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências. Universidade de Campinas. Campinas, SP.
- VANDERMEER, J.; PERFECTO, I. 1997. The agroecosystem: a need for the conservation biologist's lens. *Conservation Biology* 11(3): 591-592.
- WILCOVE, D.S.; McLELLAN, C.H.; DOBSON, A.P. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: SOULÉ, M.E. *Conservation Biology*. Sunderland, MA.
- WITH, K.; GARDNER, R.; TURNER, M. 1997. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos* 78:151-169.

2.1 DESCRIÇÃO E HISTÓRICO DA ÁREA DE ESTUDO:

A área deste estudo localiza-se a nordeste do estado de São Paulo e abrange os municípios de Santa Rita do Passa-Quatro e Luiz Antônio, cobrindo aproximadamente 500 km².

O clima da região corresponde ao subtropical savânico (típico de zonobioma II, segundo Walter, 1986), onde há uma estação seca de até 5 meses (maio a setembro) e uma chuvosa, bem marcadas, com temperaturas médias anuais entre 15°C e 34°C. A temperatura média nos meses de inverno (estação seca) vai de 15°C a 31°C e, nos meses mais quentes (estação úmida), de 20 a 34°C. A pluviosidade anual é geralmente superior a 1.400 mm, com um período de precipitação mais intenso de outubro a março, e índices pluviométricos mensais superiores a 100 mm (Martins, 1979).

O relevo é suavemente ondulado, com pequenas depressões e a altitude na área de estudo varia entre 520 e 1.000 m (Shida, 2002). Existem algumas encostas de declividade predominantemente baixa, onde ocorrem pequenos córregos que drenam para rios maiores, como o Mogi-Guaçu. Os solos de maior ocorrência são arenosos, do tipo Neossolo Quartzarênico e Latossolo Vermelho-Amarelo (Ruggiero *et al.*, 2002).

A cobertura vegetal da região é composta de diferentes fisionomias ocorrentes no bioma Cerrado, desde aquelas abertas - como os campos sujos - até fisionomias mais densas, como cerrado *sensu stricto* e cerradão, além da floresta estacional semidecídua. Os campos sujos apresentam o predomínio de gramíneas com alguns arbustos esparsos de aproximadamente 2 m de altura. O campo cerrado apresenta um marcante componente herbáceo subarbusitivo, com arbustos de até 2 m de altura. A fisionomia de cerrado *sensu stricto* é composta na maior parte por árvores e arvoretas de até 7 m de altura, distribuídas de forma mais adensada pelo componente herbáceo. O cerradão apresenta árvores de até 10 m de altura, com o componente herbáceo pouco desenvolvido e um sombreamento que estabelece um microclima mais ameno em seu interior. Na floresta estacional semidecídua ocorrem árvores de até 15 m de altura formando um dossel. As lianas são freqüentes e a camada de serrapilheira é espessa (Batalha & Mantovani, 2005).

As atividades econômicas da região estão ligadas, principalmente, ao setor primário. O uso da terra concentra-se no cultivo intensivo de cana-de-açúcar e reflorestamentos de eucaliptos (Figura 3).

Foto: Dr. Luciano Martins Verdade

Figura 3: Área de estudo: monocultura de cana de açúcar e reflorestamento de eucaliptos, com reflorestamento de eucaliptos e vegetação nativa ao fundo.

O grau de tecnificação em campo é bastante alto, entretanto ainda persiste a cultura da queima da cana-de-açúcar antes da colheita (Mantovani, 2001).

Ainda ocorrem na área de estudo vários fragmentos remanescentes de vegetação natural, protegidos em unidades de conservação (Parque Estadual de Vassununga, Estação Ecológica de Jataí e Estação Experimental de Luiz Antônio), além de fragmentos menores, localizados em áreas particulares. Tanto as unidades de conservação quanto as particulares estão inseridas em uma matriz onde predominam extensas áreas de silvicultura (reflorestamentos com eucaliptos) e monoculturas de cana-de-açúcar (Shida, 2002), conforme delimitados na figura 4.

A Estação Ecológica de Jataí localiza-se no município de Luiz Antônio, possui uma área de 4.532 ha e foi criada em 1982 (Decreto-lei 18.997 de 15/06/1982) (Mantovani, 2001). A área era originalmente conhecida por Fazenda Jataí e pertencia à extinta Companhia Mogiana de Estradas de Ferro. Ao longo da história, a cobertura vegetal da área foi bastante explorada. No século XIX, o porto do Jataí, no rio Mogi-Guaçu, era um ponto de escoamento da produção agrícola local e recebimento de produtos vindos de São Paulo através da Companhia Paulista de Vias Férreas e Fluviais. No início de século XX, tem fim o transporte fluvial e a fazenda Jataí passa a ser explorada com retirada de madeira

Figura 4: À esquerda - Área de estudo. — Estação Ecológica de Jataí (1= Infernã, 2=Cafundó, 3= 800 alqueires); — Área particular (Tamanduá); — Parque Estadual de Vassununga (5= Pé-de-Gigante, 6= Praxedes, 7= Capetinga Oeste); — Eucaliptal (9= Votorantim Celulose e Papel). À direita – Mapeamento do uso das terras. (FONTE: Acervo Cartográfico LEPAC/USP. Org: Maria Carolina Lyra-Jorge).

---

para as estradas de ferro (Barbatana, 2000), até se tornar área protegida. A Estação Experimental de Luiz Antônio ocupava uma área contígua à Estação Ecológica de Jataí e em 2002, foi desativada e suas florestas de *Pinus* foram incorporadas à Estação Ecológica; dessa forma, a área total desta última praticamente duplicou, totalizando 9.010 ha. As florestas de *Pinus* foram gradativamente desmatadas e a vegetação nativa encontra-se em recuperação.

O Parque Estadual de Vassununga localiza-se no município de Santa Rita do Passa-Quatro, possui uma área total de 2082 ha e foi criado em 1970 (Decreto 52.546 de 26/10/1970). A área pertencia originalmente a cafeicultores. Ao longo da história, a cobertura vegetal da área foi bastante explorada, com a retirada de madeira para moirões e fornos. Nas primeiras décadas do século XX, a área passou a pertencer à Usina Açucareira Vassununga. Em meados dos anos 60, a Usina entra em falência, sendo devedora do Estado. O pagamento de suas dívidas foi efetuado em terras que se tornaram as glebas do Parque Estadual do Vassununga (Pivello, 1996). Atualmente as glebas do Parque Estadual do Vassununga são: Capão da Várzea com 14 ha, Capetinga Leste com 236 ha, Capetinga Oeste com 340 ha, Praxedes com 153 ha, Maravilha com 127 ha e Pé-de-Gigante com 1212 ha (Shida, 2002).

No que diz respeito ao entorno dessas unidades de conservação, a região teve em meados do século XIX sua primeira grande monocultura: o café. A antiga Fazenda Canaã, localizada em Luiz Antônio, de propriedade do grupo inglês “The San Paul Coffee States Co.” foi, no início do século XX, a maior produtora individual mundial de café. A monocultura de cana-de-açúcar apareceu um pouco mais tarde e mantém-se até hoje na região. Em meados do século XX, a cafeicultura já estava totalmente decadente na área e a cana-de-açúcar vigorava, tornando a região um dos maiores pólos sucro-alcooleiro do país (Figura 5).

A expansão da cultura de cana-de-açúcar se deu principalmente após a implementação do Programa Nacional do Alcool (Pró-Alcool) em 1976 (Pires, 1997). Já a monocultura de eucaliptos aparece na região no final dos anos 60, através da empresa CELPAG (Celulose e Papel Guatapará), depois CELPAV (Celulose e Papel Votorantim) e hoje VCP (Votorantim Papel e Celulose) (Barbatana, 2000). A empresa possui, ao lado da “International Paper”, grandes

fazendas de reflorestamento de eucalipto na região, com fins de extração de celulose e fabricação de papel.

Foto: Dr. Luciano Martins Verdade

Figura 5: Ao fundo, usina de álcool de Vassununga, em Santa Rita do Passa-Quatro, SP.

Atualmente, a cultura de cana-de-açúcar predomina em Santa Rita do Passa-Quatro, seguida pela citricultura e pela pecuária. Em Luiz Antônio, também predomina a cultura de cana de açúcar, porém seguida de silvicultura com eucaliptos (Shida, 2005).

Para o desenvolvimento deste estudo, foram escolhidos três fragmentos (glebas) do Parque Estadual de Vassununga: a gleba da Capetinga Oeste e a Praxedes, cujas coberturas vegetais são de floresta semidecídua, e a gleba Cerrado Pé-de-Gigante, cuja cobertura vegetal é predominantemente de cerrado *sensu stricto* (Figura 4).

Na Estação Ecológica de Jataí foram escolhidas três áreas com cobertura vegetal predominante de cerradão (Cafundó, Infernã e Oitocentos Alqueires) e uma de cerrado *sensu stricto* (Nativa). Foi também escolhido um fragmento isolado, dentro de uma fazenda particular, cuja cobertura vegetal é de cerrado *sensu stricto* (Tamanduá). Além disso, foram amostradas três áreas entre esses fragmentos, na matriz circundante, as quais encontravam-se em cobertura vegetal de eucaliptos (Figura 4).

As florestas e cerrados que compõem a cobertura vegetal original do estado de São Paulo vêm sofrendo alterações desde a época da colonização. Só na região de Ribeirão Preto existiam mais de trezentas serrarias em 1903 (Dean, 1995). Conseqüentemente, muitas espécies de mamíferos, antes amplamente

---

distribuídas, hoje estão restritas às áreas naturais fragmentadas e seus arredores (Talamoni *et al.*, 2000). Não se tem noção clara do efeito do grande desenvolvimento agropecuário de São Paulo sobre as comunidades faunísticas e populações locais (De Vivo, 1998).

O estado de São Paulo possui 4,2% da fauna mundial de mamíferos. Contudo, de acordo com De Vivo (1998), ainda não existe uma lista confiável da mastofauna para o Estado. Portanto é muito difícil falar dos diferentes grupos no ecossistema, já que não conhecemos a composição faunística total.

Apesar disso, estudos prévios realizados com mamíferos dos cerrados do estado de São Paulo, mostram que a região é bastante rica e apresenta espécies vulneráveis ou ameaçadas de acordo com a classificação do IBAMA (1999) para a região da área de estudo.

Os poucos trabalhos sobre a mastofauna realizados na região da área de estudo mostram a ocorrência de espécies típicas do bioma – como, por exemplo, o tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*), a capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*), algumas espécies de cervos (*Mazama* spp.), o cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*), o lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), a raposa-do-campo (*Lycalopex vetulus*), a irara (*Eira barbara*), o mão-pelada (*Procyon cancrivorus*), o coati (*Nasua nasua*), além de espécies classificadas como vulneráveis, tais como o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), ou sob iminente ameaça, como a onça-parda (*Puma concolor*) (conforme IBAMA, 1999 e Fundação Biodiversitas, 2002). Existem ainda algumas espécies de felinos ditos vulneráveis (IBAMA, 1999; Fundação Biodiversitas, 2002) como a jaguatirica (*Leopardus pardalis*), o gato mourisco (*Puma yagourondi*) e o gato-maracajá (*Leopardus tigrinus*) (Tabela 1).

Tabela 1: Lista de espécies de mamíferos encontrados na área de estudo e a fonte consultada. IB = espécie presente na lista de animais ameaçados do IBAMA (1999); VU = status de vulnerável no livro vermelho da Fundação Biodiversitas (2002); NC= não consta de nenhuma das listas.

Família	Espécie	Nome popular	Status	Fonte
Myrmecophagidae	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	tamanduá-bandeira	IB VU	Gargaglioni <i>et al.</i> , 1998; Talamoni <i>et al.</i> , 2000; Lyra-Jorge, 2005
	<i>Tamandua tetradactyla</i>	tamanduá-mirim	NC	Gargaglioni <i>et al.</i> , 1998; Talamoni <i>et al.</i> , 2000; Lyra-Jorge, 2005
	<i>Euphractus sexcinctus</i>	tatu-peludo	NC	Gargaglioni <i>et al.</i> , 1998; Talamoni <i>et al.</i> , 2000
	<i>Cabassous unicinctus</i>	tatu-rabo-de-couro	NC	Gargaglioni <i>et al.</i> , 1998; Talamoni <i>et al.</i> , 2000
Dasypodidae	<i>Dasypus septemcinctus</i>	tatu-peba	NC	Gargaglioni <i>et al.</i> , 1998; Talamoni <i>et al.</i> , 2000
	<i>Dasypus novemcinctus</i>	tatu-galinha	NC	Gargaglioni <i>et al.</i> , 1998; Talamoni <i>et al.</i> , 2000 Lyra-Jorge, 2005
Cebidae	<i>Cebus apella</i>	macaco-prego	NC	Gargaglioni <i>et al.</i> , 1998; Lyra-Jorge, 2005
	<i>Callicebus personatus</i>	sauá	IB VU	Gargaglioni <i>et al.</i> , 1998; Lyra-Jorge, 2005
Atelidae	<i>Alouatta caraya</i>	bugio	IB VU	Gargaglioni <i>et al.</i> , 1998
	<i>Alouatta fusca</i>	bugio	IB VU	Gargaglioni <i>et al.</i> , 1998
Callitrichidae	<i>Callithrix penicillata</i>	sagüi	NC	Gargaglioni <i>et al.</i> , 1998; Talamoni <i>et al.</i> , 2000
Dasyproctidae	<i>Dasyprocta azarae</i>	cotia	NC	Gargaglioni <i>et al.</i> , 1998; Talamoni <i>et al.</i> , 2000; Lyra-Jorge, 2005
Agoutidae	<i>Agouti paca</i>	paca	NC	Gargaglioni <i>et al.</i> , 1998; Talamoni <i>et al.</i> , 2000
Hydrochaeridae	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	capivara	NC	Gargaglioni <i>et al.</i> , 1998; Talamoni <i>et al.</i> , 2000; Lyra-Jorge, 2005

Leporidae	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	tapeti	NC	Gargaglioni <i>et al.</i> , 1998; Talamoni <i>et al.</i> , 2000; Lyra-Jorge, 2005
Sciuridae	<i>Sciurus ingrami</i>	serelepe	NC	Gargaglioni <i>et al.</i> , 1998; Talamoni <i>et al.</i> , 2000
Tayassuidae	<i>Tayassu tajacu</i>	cateto	NC	Gargaglioni <i>et al.</i> , 1998; Talamoni <i>et al.</i> , 2000
	<i>Tayassu pecari</i>	queixada	NC	Gargaglioni <i>et al.</i> , 1998; Talamoni <i>et al.</i> , 2000
Cervidae	<i>Mazama americana</i>	veado-mateiro	NC	Gargaglioni <i>et al.</i> , 1998; Talamoni <i>et al.</i> , 2000
	<i>Mazama gouazoubira</i>	veado-catingueiro	NC	Gargaglioni <i>et al.</i> , 1998; Talamoni <i>et al.</i> , 2000; Lyra-Jorge, 2005
	<i>Coendou prehensilis</i>	ouriço-caxeiro	NC	Gargaglioni <i>et al.</i> , 1998; Talamoni <i>et al.</i> , 2000
Erethizontidae	<i>Sphiggurus villosus</i>	ouriço-caxeiro	NC	Gargaglioni <i>et al.</i> , 1998; Talamoni <i>et al.</i> , 2000; Lyra-Jorge, 2005
Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	cachorro-do-mato	NC	Gargaglioni <i>et al.</i> , 1998; Talamoni <i>et al.</i> , 2000; Lyra-Jorge, 2005
	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	lobo-guará	IB VU	Gargaglioni <i>et al.</i> , 1998; Talamoni <i>et al.</i> , 2000; Lyra-Jorge, 2005
Procyonidae	<i>Nasua nasua</i>	coati	NC	Gargaglioni <i>et al.</i> , 1998; Talamoni <i>et al.</i> , 2000; Lyra-Jorge, 2005
	<i>Procyon cancrivorus</i>	mão-pelada	NC	Gargaglioni <i>et al.</i> , 1998; Talamoni <i>et al.</i> , 2000; Lyra-Jorge, 2005
Mephitidae	<i>Conepatus semistratus</i>	jaritataca	NC	Gargaglioni <i>et al.</i> 1998; Talamoni <i>et al.</i> , 2000; Lyra-Jorge, 2005
Mustelidae	<i>Eira barbara</i>	irara	NC	Gargaglioni <i>et al.</i> , 1998; Talamoni <i>et al.</i> , 2000; Lyra-Jorge, 2005
	<i>Galictis cuja</i>	furão	NC	Talamoni <i>et al.</i> , 2000
	<i>Lontra longicaudis</i>	lontra	NC	Talamoni <i>et al.</i> , 2000

Felidae	<i>Puma yagouondi</i>	gato-mourisco	NC	Gargaglioni <i>et al.</i> , 1998; Talamoni <i>et al.</i> , 2000
	<i>Leopardus pardalis</i>	jaguaritica	IB	Gargaglioni <i>et al.</i> , 1998;
			VU	Talamoni <i>et al.</i> , 2000; Lyra-Jorge, 2005
	<i>Leopardus tigrinus</i>	gato-do-mato pequeno	IB	Talamoni <i>et al.</i> , 2000
			VU	
	<i>Puma concolor</i>	onça-parda	IB	Gargaglioni <i>et al.</i> , 1998;
			VU	Talamoni <i>et al.</i> , 2000; Lyra-Jorge, 2005

2.2 LITERATURA CITADA:

- BARBATANA, O. 2000. *Villa Jatahy. Elementos para história de Luiz Antônio*. Gráfica Canavaci LTDA. Ribeirão Preto. 338pp.
- BATALHA, M.A.; MANTOVANI, W. 2005. Caracterização de grupos biológicos do Cerrado Pé-de-Gigante. Alguns aspectos das comunidades vegetais. In: PIVELLO, V.; VARANDA, E. *O Cerrado Pé-de-Gigante. Parque Estadual de Vassununga. Ecologia e Conservação*. SEMA, São Paulo. 310pp.
- De VIVO, M. de 1998. Diversidade de mamíferos do estado de São Paulo. In: JOLY, C.A. & BICUDO, C.E.M. *Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: Síntese do conhecimento ao final do século XX*, 6: Vertebrados. São Paulo, FAPESP.
- DEAN, W. 1995. *A ferro e fogo. A história e a devastação da mata atlântica brasileira*. Companhia das Letras. São Paulo. 484pp.
- FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS. Livro vermelho das espécies brasileiras ameaçadas de extinção. 2002. <www.biodiversitas.org.br> Acesso em 22 de setembro de 2006.
- GARGAGLIONI, L.H.; BATALHÃO, M.E.; LAPENTA, M.J.; CARVALHO, M.F.; ROSSI, R.V.; VERULI, V.P. 1998. Mamíferos da Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP. *Papéis Avulsos de Zoologia* 40 (17): 267-287.
- IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente. 1999. Lista dos mamíferos brasileiros ameaçados de extinção. <www.ibama.gov.br> acesso em 22 de setembro de 2006.
- LYRA-JORGE, M.C. & PIVELLO, V.R. 2005. Mamíferos. Pp. 135-148 In Pivello, V.R. & Varanda, E.M. (eds.) *O Cerrado Pé-de-Gigante (Parque Estadual de Vassununga, São Paulo) - Ecologia e Conservação*. São Paulo, Secretaria de

---

Estado do Meio Ambiente.

- MANTOVANI, J.E. 2001. Telemetria convencional e via satélite na determinação da área de vida de três espécies de carnívoros da região nordeste do estado de São Paulo. Tese de doutorado. Universidade de São Carlos. São Carlos, SP.
- MARTINS, F.R. 1979. O método de quadrantes e a fitossociologia de uma floresta residual do interior do estado de São Paulo: Parque Estadual do Vassununga. Tese de doutorado. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. São Paulo, SP.
- PIRES, M.C.S. 1997. O processo de urbanização e a organização do espaço em uma região canavieira: a região de Ribeirão Preto. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. Faculdade de Arquitetura e Urbanismo. São Paulo, SP.
- PIVELLO, V.R. 1996. Primeiro relatório de atividades do projeto: plano de manejo para reserva Pé-de-Gigante. USP/FAPESP. Processo 95/0350-1. São Paulo. (não publicado).
- RUGGIERO, P.G.C.; BATALHA, M.A.; PIVELLO, V.R. & MEIRELLES, S.T. 2002. Soil-vegetation relationships in cerrado (Brazilian savanna) and semideciduous forests, Southeastern Brazil. *Plant Ecology*, 160: 1-16
- SHIDA, C.N.; PIVELLO, V.R. 2002. Caracterização fisiográfica e de uso das terras da região de Luiz Antônio e Santa Rita do Passa Quatro, SP, com o uso de sensoriamento remoto e SIG. *Investigaciones Geográficas*. Boletim Del Instituto de Geografia, UNAM. Boletim 49: 27-42.
- SHIDA, C.N. 2005. Caracterização física do cerrado Pé-de-Gigante e uso das terras na região. Evolução do uso das terras na região. In: PIVELLO, V.R. & VARANDA, E. *O Cerrado Pé-de-Gigante. Parque Estadual de Vassununga. Ecologia e Conservação*. SEMA, São Paulo. 310pp.
- TALAMONI, S.A.; MOTTA-JÚNIOR, J.C.; DIAS, M.M. 2000. Fauna de mamíferos da Estação Ecológica de Jataí e Estação Experimental de Luiz Antônio. IN: SANTOS, J.E.; PIRES, J.S.R. *Estudos Integrados em Ecossistemas. Estação Ecológica de Jataí*. RiMa Editora. São Carlos. 346pp.
- WALTER, H. 1986. *Vegetação e zonas climáticas*. E.P.U., São Paulo, 325pp.

Levantamento da riqueza de mamíferos de médio e grande portes de uma paisagem fragmentada do estado de São Paulo

---

SUMMARY:

The domain of the Cerrado has an important share of the neotropical mammals. Nevertheless, most of surveys done across this bioma has prioritized sammal mammals. The surveys of large and medium-sized mammals are traditionally collected in the protected areas. Accounts about finding these animals in anthropogenic areas aren't rare, though. This study indicates large and medium-sized mammals by systematic procedures – camera trapping and track plot recording, and non systematic – sights dung identification, vestiges and vocal call. The sample was reached in areas with native vegetation coverage, in and out protected areas and in two eucalyptus plantation patches. Twenty-two large and medium-sized mammals were reported, including primates. The richness found inside the protected area was similar to that one found out of it and in the eucalyptus plantation; therefore, the importance of adding anthropogenic areas in the fauna survey in order to preserve the biodiversity of a region.

RESUMO:

O domínio do Cerrado possui uma importante fração dos mamíferos neotropicais. No entanto, a maior parte dos levantamentos realizados nesse bioma priorizou pequenos mamíferos. Os levantamentos de médios e grandes mamíferos são tradicionalmente realizados dentro de unidades de conservação, embora não sejam raros os relatos de encontros com esses animais em áreas antropizadas. Neste estudo amostraram-se mamíferos de médio e grande portes por meio de métodos sistemáticos – armadilhamento fotográfico e registro em canteiro de pegadas, e assistemáticos – avistamentos, identificação de fezes, vestígios ou vocalização. A amostragem foi feita em áreas com cobertura vegetal nativa, dentro e fora de unidades de conservação e em dois fragmentos com plantio de eucaliptos. Foram registradas 22 espécies de mamíferos de médio e grande porte, inclusive primatas; e a riqueza específica encontrada dentro das unidades de conservação foi semelhante àquela encontrada fora delas e nos eucaliptais, sugerindo a importância de se incluir áreas antropizadas no levantamento de fauna com o objetivo de preservar a biodiversidade de uma região.

3.1 INTRODUÇÃO:

O domínio do Cerrado, apesar de não conter muitos animais endêmicos, abriga 161 espécies de mamíferos, que representam uma importante fração da diversidade dos mamíferos neotropicais (Myers *et al.*, 2000; Trolle *et al.*, 2007). A maior parte dos estudos de levantamento de fauna nos cerrados foi feita com pequenos mamíferos (Alho, 1981; Mares *et al.*, 1986, Marinho-Filho, *et al.*, 1994, Vieira & Baumgarten, 1995, Vieira & Marinho-Filho, 1998; Lyra-Jorge & Pivelo, 2001). Isso resulta na deficiência de informação básica para o desenvolvimento de pesquisas ecológicas, comportamentais e mesmo para a elaboração de planos de manejo de unidades de conservação, uma vez que os mamíferos de médio e grande porte representam um componente extremamente importante dos ecossistemas terrestres, tanto em termos de biomassa quanto pela ocupação de vários níveis tróficos (Crooks, 2002).

Os levantamentos de mamíferos ocorrem tradicionalmente dentro de unidades de conservação (Trolle *et al.*, 2007). Entretanto, para o planejamento de estratégias adequadas visando à conservação de algumas espécies, principalmente as mais generalistas e cursoriais, é essencial que se conheça a riqueza faunística de áreas fragmentadas, sob ação antrópica e fora de unidades de conservação. Além disso, os mamíferos de médio e grande porte podem possuir grandes áreas de vida, e portanto, é bastante comum encontrá-los em áreas antropizadas, possivelmente em processos de dispersão, trânsito ou forrageamento (Elmhagen & Angerbjörn, 2001).

O interior do estado de São Paulo já não possui mais grandes áreas contínuas de vegetação nativa, protegidas ou não, e os fragmentos que restam sofrem fortes pressões das culturas agrícolas e silviculturais que os envolvem. Conseqüentemente, a mastofauna do cerrado paulista está bastante ameaçada, especialmente pela perda de habitats e são freqüentes casos de extinção local de determinadas espécies.

Contudo, não são raros relatos, científicos ou não, da ocorrência de mamíferos de médio e grande porte em paisagens antropizadas. Estudos de levantamento de fauna em áreas agrícolas realizados na Costa Rica (Daily, *et al.*, 2003; Harvey *et al.*, 2006), México (Moguel, *et al.*, 1999; Sánchez-Hernandez *et al.*, 2001), Burkina Faso (Augusseau *et al.*, 2006), Nepal (Acharya, 2006) e no

---

Brasil (Faria *et al.*, 2006; Lyra-Jorge *et al.*, vide capítulo 4) revelam que a riqueza específica dessas áreas não é diferente da riqueza de fragmentos com cobertura vegetal nativa de uma região. Inclusive, estudos recentes mostram uma possível adaptação dos animais às modificações de seus habitats originais (Morán-López *et al.*, 2006; McDougall *et al.*, 2006; Sánchez-Hernández *et al.*, 2001; Tabeni *et al.*, 2005).

A área de estudo possui alguns levantamentos feitos dentro de unidades de conservação (Parque Estadual de Vassununga e Estação Ecológica de Jataí) (Gargaglioni *et al.*, 1998; Lyra-Jorge, 1999; Talamoni *et al.*, 2000), entretanto não possui nenhum levantamento feito fora das áreas protegidas. Dessa forma, este estudo teve o objetivo de conhecer a riqueza dos mamíferos de médio e grande porte de uma área fragmentada do estado de São Paulo, contemplando fragmentos de vegetação nativa protegidos ou não e fragmentos com plantio de eucaliptos.

3.2 ÁREA DE ESTUDO:

A área deste estudo localiza-se a nordeste do estado de São Paulo e abrange os municípios de Santa Rita do Passa-Quatro e Luiz Antônio, entre as coordenadas aproximadas S21°31'15"- W47°34'42" e S21°44'24"- W47°52'01". É delimitada a Leste pela rodovia Anhangüera e ao Sul pelo rio Mogi-Guaçu, cobrindo aproximadamente 50.000 ha (Figura 6).

A vegetação natural da região é composta por floresta semidecídua e diferentes fisionomias de savana (Shida, 2005). A savana brasileira ou “cerrado” é caracterizada por um gradiente que vai desde uma formação herbácea, dita “campo limpo”, até a floresta esclerofila conhecida como “cerradão”, num gradiente crescente de indivíduos lenhosos. Formações intermediárias são o “cerrado sensu stricto” e o “campo cerrado” (Coutinho, 1978). No entanto, devido à crescente expansão da agricultura, a região perdeu por volta de 410.000 ha de sua cobertura vegetal original desde 1962, o que representa uma redução de 60% sua cobertura vegetal original (Kronka *et al.*, 1993). Na década de 1950, a agroindústria açucareira toma conta da região e nos últimos anos, o incentivo fiscal para o desenvolvimento da silvicultura, agravou o problema da destruição dos ambientes naturais nessa região (Shida, 2005).

Figura 6: Localização da área de estudo. A= Estação Ecológica de Jataí (EEJ); B= Antiga Estação Experimental de Luiz Antônio (EELA); C= EEJ – Gleba Oitocentos Alqueires; D= Parque Estadual de Vassununga (PEV) – Gleba Cerrado Pé-de-Gigante; E= PEV – Gleba Praxedes; F= PEV = Gleba Capetinga Oeste; G= Área particular – Fazenda Limoeiro; H e I= Cultivo de eucalipto – Votorantim Celulose e Papel. Estão destacados os pontos de coleta de dados. (FONTE: Acervo cartográfico LEPAC/USP. Org: Maria Carolina Lyra-Jorge)

Existem na área de estudo duas unidades de conservação que se caracterizam por possuírem glebas (fragmentos) e não formarem uma única extensão contínua; são elas a Estação Ecológica de Jataí (EEJ) e o Parque Estadual do Vassununga (PEV) (Figura 6). A EEJ possui duas glebas as quais apresentam predominantemente cobertura vegetal de cerrado (Figura 6, letras A e C). Numa área contígua à EEJ existia a Estação Experimental de Luiz Antônio (EELA) (Figura 6, letra B) que, em 2002, foi anexada à EEJ, ampliando sua área total (Decreto 47.096 de 18 de setembro de 2002). Com isso, as áreas antes cobertas por *Pinus* sp foram gradativamente desmatadas e vem ocorrendo a regeneração natural da vegetação nativa. O PEV possui cinco glebas, quatro delas cobertas por floresta semidecídua e uma gleba maior coberta por cerrado *sensu stricto* (letra Figura 6, letras D, E, F).

Neste estudo, foram amostrados oito fragmentos de vegetação nativa (três de cerradão, três de cerrado *sensu stricto*, dois de floresta semidecídua) e dois com plantio homogêneo de eucaliptos (Figura 6). Os fragmentos nativos ficam circundados por plantações de eucaliptos ou cana e chegam a distar até 15 km, em linha reta, do fragmento de vegetação nativa mais próximo.

3.3 MÉTODOS:

A fim de se estimar a riqueza das populações de mamíferos de médio e grande porte, os dados foram realizadas coletas mensais, em viagens com a duração de três dias cada, durante 18 meses, de agosto/2004 a janeiro/2006. Foram empregados dois métodos sistemáticos: registros em canteiro de pegadas e armadilhamento fotográfico, bem como três métodos assistemáticos: observação direta, identificação da vocalização e identificação das fezes.

O registro em canteiro de pegadas (Lyra-Jorge, 1999; Pardini *et al.*, 2003) permite identificar a ocorrência e a riqueza de mamíferos. Para a aplicação deste método, foram sorteados pontos ao acaso, dentro de cada fragmento de vegetação nativa e do eucaliptal, seguindo duas premissas: i) existência de pegadas anteriores registradas no solo, ii) situadas em trilhas ou estradas de terra pré-existent na área de estudo, onde foram instalados os canteiros (10 m X 2 m). Vinte e um canteiros foram distribuídos da seguinte forma: nove em cobertura vegetal de cerradão, seis em cerrado *sensu stricto*, dois na floresta semidecídua e quatro no eucaliptal (Figura 6). Os canais não foram amostrados devido à impossibilidade de instalação dos equipamentos para a coleta de dados no seu interior. Cada canteiro de pegadas foi demarcado usando-se o próprio substrato, que era arenoso. Os canteiros foram visitados diariamente durante a permanência em campo, a fim de se identificar as pegadas impressas no solo e limpar o substrato para novos registros e, desta forma, estimar a riqueza de mamíferos. Pegadas ambíguas foram descartadas e pegadas de uma mesma espécie, na mesma parcela e no mesmo dia, foram consideradas do mesmo indivíduo.

O armadilhamento fotográfico (Wemmer *et al.*, 1996) permite identificar a ocorrência e a riqueza de mamíferos. As câmeras fotográficas (marca Trapa câmera) foram distribuídas pela área de estudo da mesma forma que os canteiros de pegadas e seguindo três premissas: i) situadas em trilhas ou

estradas de terra pré-existent, ii) com pegadas de animais já registradas, iii) em local protegido do sol (uma vez que as câmeras fotográficas disparam quando expostas a um forte calor). As câmeras fotográficas eram acionadas pelo calor e movimento dos animais. Cada canteiro de pegadas pareado com uma câmera fotográfica, dispostos num mesmo raio de 250 m, constituiu uma “estação de coleta”. As estações de coleta foram visitadas a cada viagem a campo, a fim de se trocar os filmes fotográficos e as pilhas das armadilhas, as quais permaneceram ativadas durante todo o experimento.

Os métodos assistemáticos consistiram na identificação de fezes, de vocalizações ou de animais, por avistamento direto. Os dados foram marcados com um GPS de navegação (Sistema de Posicionamento Global) e mapeados por meio de um programa de SIG (Sistema de Informação Geográfica).

Este estudo partiu da premissa que todos os pontos amostrais contendo armadilhas fotográficas e canteiros de pegadas eram igualmente capazes de registrar os mamíferos de médio e grande porte.

3.4 RESULTADOS:

Por meio dos cinco métodos de amostragem utilizados, foram registradas 22 espécies de mamíferos de médio e grande porte, representando 14 famílias (Tabela 2).

Tabela 2: Famílias e espécies de mamíferos encontrados na área de estudo, respectivos nomes vulgares, métodos de registro e a porcentagem registrada da espécie dentre o número total de espécies registradas. AF= armadilhamento fotográfico, CP= canteiro de pegadas, OD= observação direta, IF= identificação de fezes, VO= vocalização.

Família	Espécie	Nome vulgar	Registro					%
			AF	CP	OD	IF	VO	
Felidae	<i>Puma concolor</i>	onça-parda	X	X	X	X		18
	<i>Leopardus pardalis</i>	jaguaritica	X	X		X		9
	<i>Leopardus tigrinus</i>	gato-do-mato	X	X		X		1,4
	<i>Puma yagourondi</i>	gato-mourisco	X	X	X	X		1,4
Canidae	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	lobo-guará	X	X		X		19
	<i>Cerdocyon thous</i>	cachorro-do-mato	X	X		X		6
Mephitidae	<i>Conepatus semistriatus</i>	jaritaca	X	X		X		2
Mustelidae	<i>Eira bárbara</i>	irara	X	X	X	X		1
Procyonidae	<i>Nasua nasua</i>	quati	X	X	X			0,5
	<i>Procyon cancrivorus</i>	mão-pelada	X	X	X			0,2

Myrmecophagidae	<i>Myrmecophaga tridactyla</i> <i>Tamandua tetradactyla</i>	tamanduá-bandeira tamanduá-mirim	X X	X X	X X	X X	3 0,2
Dasypodidae	<i>Dasypus novemcinctus</i>	tatu-galinha	X		X		4
Cebidae	<i>Cebus apella</i> <i>Callicebus personatus</i>	macaco-prego sauá			X	X X	0,1 0,1
Hydrochaeridae	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	capivara		X		X	0,5
Dasyproctidae	<i>Dasyprocta azarae</i>	cotia	X	X	X		4
Leporidae	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	tapeti	X	X	X		4
Sciuridae	<i>Sciurus ingrami</i>	serelepe			X		0,1
Erethizontidae	<i>Sphigurus vilosus</i>	ouriço-caxeiro		X			0,5
Tayassuidae	<i>Tayassu tajacu</i>	cateto	X	X		X	3
Cervidae	<i>Mazama guazoubira</i>	veado-catingueiro	X	X	X	X	20

Dentre as áreas amostradas, a que apresentou maior riqueza específica de mamíferos de médio e grande porte foi a Estação Ecológica de Jataí, seguida do Parque Estadual de Vassununga (Figura 7).

Figura 7: Número de espécies registradas nas diferentes fitofisionomias da área de estudo. EEL= Estação Ecológica de Jataí, PEV= Parque Estadual de Vassununga, VCP= Votorantim Celulose e Papel, FP= Fazendas Particulares.

3.5 DISCUSSÃO:

A composição específica dos mamíferos na área de estudo está de acordo com as distribuições geográficas propostas por Einsenberg & Redford, (1999) e Emmons (1997), além de corroborar outros levantamentos feitos na região (Gargaglioni *et al.*, 1998; Lyra-Jorge, 1999; Talamoni *et al.*, 2000).

Três espécies foram registradas com maior frequência: *Puma concolor* (onça-parda), *Chrysocyon brachyurus* (lobo-guará), *Mazama guazoubira* (veado-mateiro). Essas são as espécies de maior massa corpórea encontradas na área

---

de estudo e, que apresentam grande área de vida (Dietz, 1984; Dickson & Beier, 2002; Barbanti, com. pess.). Devido a isso, eles se movimentam mais e como resultado aumentam sua probabilidade de detecção. Algumas espécies de médio porte foram facilmente registradas, porém numa frequência mais baixa do que as anteriormente citadas, pois sua área de vida tende a ser menor, conseqüentemente circulam numa área mais restrita, o que possivelmente diminui a chance de serem detectadas. São elas: *Leopardus pardalis* (jaguaritica) *Cerdocyon thous* (cachorro-do-mato), *Tayassu tajacu* (cateto). Dentre as espécies de menor porte, foram mais detectadas *Dasypus novemcinctus* (tatu-galinha), *Dasypus azarae* (cotia) e *Sylvilagus brasiliensis* (tapeti). Tais espécies são bastante abundantes e só não foram mais detectadas porque os métodos de coleta utilizados são mais eficazes para espécies de maior massa corpórea (Silveira *et al.*, 2003, Lyra-Jorge *et al.*, vide capítulo 6).

Por outro lado, espécies extremamente comuns na região como *Hydrochaeris hydrochaeris* (capivara), *Nasua nasua* (quati) e *Tamandua tetradactyla* (tamanduá-mirim) foram pouco registradas. A capivara é um animal fortemente relacionado à água (Verdade & Ferraz, 2006) e os pontos amostrais próximos a cursos d'água devem ter sido insuficientes para obtenção de um maior número de registros. O quati e o tamanduá-mirim são animais majoritariamente arborícolas (Emmons, 1997), o que praticamente impossibilita seu registro pelos métodos escolhidos.

Considerando levantamentos anteriores (Gargaglioni *et al.*, 1998; Lyra-Jorge, 1999; Talamoni *et al.*, 2000), algumas espécies ocorrem na região mas não foram amostradas neste estudo, provavelmente devido aos tipos de métodos escolhidos ou à raridade da espécie na área de estudo. *Lontra longicaudis* (lontra) e *Galictis cuja* (furão) não foram detectados porque provavelmente não foram amostrados seus habitats ou territórios (Emmons, 1997; Pardini, 1998). Espécies como *Lycalopex vetulus* (raposinha-do-campo), *Leopardus weidii* (gato-do-mato-grande) e *Mazama americana* (veado-campeiro) não foram detectadas possivelmente porque são raras e suas densidades são bastante baixas em suas áreas de ocorrência (Azevedo, 1996; Jácomo *et al.*, 2004; Barbanti, com pess.).

Considerando a distribuição geográfica dos mamíferos supracitada e assumida para a região de estudo, houve ainda outras espécies que não foram detectadas. A falta desses registros pode revelar sua possível extinção local.

Espécies como a *Panthera onca* (onça-pintada) e *Tapirus terrestris* (anta) não são vistas na região há mais de 50 anos e *Tayassu pecari* (queixada) quase 10 anos, antigos moradores locais relatam vários episódios de caça dessas espécies; elas devem estar, portanto, extintas localmente. A espécie *Blastocerus dichotomus* (cervo-do-pantanal) foi extinta na região em 1920 devido à febre aftosa. No entanto, foi reintroduzida nas várzeas do rio Mogi-Guaçu em 1998 e sua população está em expansão (Barbanti, com. pess.)

A riqueza de primatas está subestimada neste estudo, uma vez que não foram adotados métodos específicos para o levantamento desse grupo (Steiner & Galetti, 2004).

As riquezas específicas foram semelhantes nas áreas protegidas e não protegidas; corroborando outros estudos de levantamento de fauna de mamíferos realizados no interior do estado de São Paulo, em unidades de conservação e fora delas (Tabela 3). A composição específica das áreas comparadas na tabela 3, mostra a prevalência das espécies mais generalistas e a ausência das espécies mais especialistas. Conclui-se portanto, que a restauração da paisagem é necessária para a recuperação da diversidade biológica e os dados sugerem que levantamentos faunísticos fora de unidades de conservação são também necessários para o manejo adequado de espécies a fim de proteger a biodiversidade de uma região.

Tabela 3: Levantamento bibliográfico de trabalhos realizados em áreas de cerrado do estado de São Paulo, protegidas ou não.

	E.E. Itirapina	E.E. Itirapina	P.E. Vassununga	E.E. Jataí	E.E. Jataí	Pilar do Sul	Bacia do Passa-Cinco	Itatinga	Itatinga
Classificação da área	Unidade de Conservação	Unidade de Conservação	Unidade de Conservação	Unidade de Conservação	Unidade de Conservação	Eucaliptos	Eucaliptos Pastagem	Eucaliptos	Eucaliptos
<i>Puma concolor</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Leopardus pardalis</i>	X		X	X	X	X	X	X	X
<i>Leopardus tigrinus</i>				X					X
<i>Puma yagouaroundi</i>	X			X	X	X		X	
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	X	X	X	X	X		X		X
<i>Cerdocyon thous</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Conepatus semistriatus</i>			X	X	X		X		X
<i>Lontra longicaudis</i>	X			X			X		X
<i>Eira barbara</i>	X	X	X	X	X	X		X	X
<i>Galictis cuja</i>				X		X	X		
<i>Nasua nasua</i>	X		X	X	X	X	X	X	X
<i>Procyon cancrivorus</i>	X	X	X	X	X	X	X		X
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	X	X	X	X	X	X		X	X

<i>Tamandua tetradactyla</i>	X	X		X	X	X		X	X
<i>Dasypus novemcinctus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Dasypus septemcinctus</i>	X	X		X	X				X
<i>Cabassous unicinctus</i>	X	X					X		
<i>Euphractus sexcinctus</i>	X	X					X		X
<i>Cebus apella</i>			X		X	X	X		
<i>Cebus nigrifrons</i>							X	X	
<i>Callicebus personatus</i>			X		X				
<i>Alouatta caraya</i>					X			X	
<i>Alouatta fusca</i>					X				
<i>Callithrix penicillata</i>				X	X				
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	X	X	X	X	X	X			X
<i>Agouti paca</i>	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Dasyprocta azarae</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	X	X	X	X	X	X		X	X
<i>Sciurus ingrami</i>				X	X	X			X
<i>Sphigurus vilosus</i>		X	X	X	X	X			
<i>Coendou prehensilis</i>	X			X	X				X
<i>Tayassu tajacu</i>				X	X	X		X	
<i>Tayassu pecari</i>				X	X				
<i>Tapirus terrestris</i>						X		X	
<i>Mazama guazoubira</i>			X	X	X	X		X	X
<i>Mazama americana</i>				X	X	X		X	X
AUTORES	Tozzeti, 2002	Hulle, 2006	Lyra- Jorge, 2005	Talamoni et al., 2000	Gargaglio- ni et al., 1998	Silva, 2002	Dotta, 2005	Timo, 2007	Silveira, 2005

AGRADECIMENTOS:

Os autores agradecem ao MsC Thiago Philipe de Camargo e Timo pelas informações cedidas a este trabalho.

3.6 LITERATURA CITADA:

- ACHARYA, K.P. Linking tree on farms with biodiversity conservation in subsistence farming in Nepal. *Biodiversity and Conservation* 15: 631-646.
- ALHO, C.J.R. 1981. Small mammals populations of Brazilian Cerrado: the dependence of abundance and diversity on habitat complexity. *Revista Brasileira de Biologia* 41:223-230.
- AUGUSSEAU, X.; NIKIÉMA, P.; TORQUEBAU, E. 2006. Tree biodiversity, land dynamics and farmers' strategies on the agricultural frontier of southwestern Burkina Faso. *Biodiversity and Conservation* 15: 613-630.
- AZEVEDO, F.C.C. 1996. Notes on behavior of the margay *Felis wiedii* in the

-
- Brazilian Atlantic forest. *Mammalia* 60:325-328.
- COUTINHO, L.M. 1978. O conceito de cerrado. *Revista Brasileira de Botânica* 1:115-117.
- CROOKS, K. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16: 488-502.
- DAILY, G.; CEBALLOS, G.; PACHECO, J.; SUZÁN, G.; SANCHÉZ-AZOFEIFA, A. 2003. Countryside biogeography of neotropical mammals: Conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. *Conservation Biology* 17(6):1814-1826.
- DIETZ, J. 1984. Ecology and social organization of the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*). *Smithsonian Contributions Zoology* 392:1-51.
- DICKSON, B.G.; BEIER, P. Home range and habitat selection by adult cougars in southern California. *Journal of Wildlife Management* 66(4): 1235-1245.
- DOTTA, G. 2005. Diversidade de mamíferos de médio e grande porte em relação à paisagem da bacia do rio Passa-Cinco, SP. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo. 134pp.
- EISENBERG, J.F.; REDFORD K.H. 1999. *Mammals of the Neotropics*. University of Chicago Press. USA. 609pp
- ELMHAGEN, B.; ANGERBJÖRN, A. 2001. The applicability of metapopulation theory to large mammals. *Oikos* 94:89-100.
- EMMONS, L. 1997. *Neotropical rainforest mammals: a field guide*. University of Chicago Press. USA. 307pp.
- FARIA, D.; LAPS, R.R.; BAUMGARTEN, J.; CETRA, M. 2006. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 15: 587-612.
- GARGAGLIONI, L.H.; BATALHÃO, M.E.; LAPENTA, M.J.; CARVALHO, M.F.; ROSSI, R.V.; VERULI, V.P. 1998. Mamíferos da Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP. *Papéis Avulsos de Zoologia* 40: 267-287.
- HARVEY, C.; GONZALEZ, J.; SOMARRIBA, E. Dung beetle and terrestrial mammal diversity in forests, indigenous agroforestry systems and plantain monocultures in Talamanca, Costa Rica. *Biodiversity and Conservation* 15: 555-585.

-
- HULLE, N.L. 2006. Mamíferos de médio e grande porte num remanescente de cerrado no sudeste do Brasil (Itirapina, SP). Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo. 78pp.
- JÁCOMO, A.T.; SILVEIRA, L.; DINIZ-FILHO, A.F. 2004. Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in Central Brazil. *Journal Zoology of London* 262:99-106.
- KRONKA, F.J.N (org). 1998. Áreas de domínio de Cerrado no estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente.
- LYRA-JORGE, M.C.; PIVELLO, V.R. 2001. Combining live trap and pitfall to survey terrestrial small mammals in savanna and forest habitats, in Brazil. *Mammalia* 65(4):531-535.
- LYRA-JORGE, M.C. & PIVELLO, V.R. 2005. Mamíferos. Pp. 135-148 In Pivello, V.R. & Varanda, E.M. (eds.) O Cerrado Pé-de-Gigante (Parque Estadual de Vassununga, São Paulo) - Ecologia e Conservação. São Paulo, Secretaria de Estado do Meio Ambiente.
- MARES, M.A.; ERNEST, K.A.; GETTINGER, D.D. 1986. Small mammal community structure and composition in the cerrado province of Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 2: 289-300.
- MARINHO-FILHO, J.; REIS, M.L.; OLIVEIRA, P.S.; VIEIRA, E.M.; PAES, M.N. 1994. Diversity standards and small mammal numbers: conservation of the cerrado biodiversity. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 66: 149–156.
- MATOS, I.F.A.; SHIN-IKE, M.S.; PONTINHAS, A.S. 1993. *Inventário Florestal do estado de São Paulo*. Instituto Florestal. São Paulo. 199p.
- MOGUEL, P.; TOLEDO, V.M. 1999. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation Biology* 13(1): 11-21.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; FONSECA, G.A.; KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858
- MCDUGAL, P.T.; RÉALE, D.; SOL, D.; READER, S.M. 2006. Wildlife conservation and animal temperament: causes and consequences of evolutionary change for captive reintroduced and wild populations. *Animal Conservation* 9:39-48.
- MORÁN-LÓPEZ, R.; GUZMÁN, J.M.; BORREGO, E.C.; SÁNCHEZ, A.V. 2006.

-
- Nest-site selection of endangered cinereous vulture populations affect by anthropogenic disturbance: present and future conservation implications. *Animal Conservation* 9:29-37.
- PARDINI, R. 1998. Feeding ecology of the neotropical river otter *Lontra longicaudis* in an Atlantic forest stream, south-eastern Brazil. *Journal of Zoology of London* 245:385-391.
- PARDINI, R.; DITT, E.H.; CULLEN JR., L.; BASSI, C.; RUDRAN, R. 2003. Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte. Pp. 181-202. In Cullen Jr. L.; Rudran, R.; Valladares-Pádua, C. *Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo de vida silvestre*. Editora da UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. Curitiba.
- SÁNCHEZ-HERNANDEZ, C.; ROMERO-ALMARAZ, M.L.; COLÍN-MARTINEZ, H.; GARCÍA-ESTRADA, C. 2001. Mamíferos de cuatro áreas com diferente grado de alteración em el sureste de México. *Acta Zoológica del Mexico* 84:350-48.
- SILVA, C.R. 2002. Riqueza e diversidade de mamíferos não-voadores em um mosaico formado por plantios de *Eucalyptos signa* e remanescentes de floresta atlântica em Pilar do Sul, SP. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo. 95pp.
- SILVEIRA, L.; JÁCOMO, A.T.; DINIZ-FILHO, J.A. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114:351-355.
- SILVEIRA, P.B. Mamíferos de médio e grande portes em floresta de *Eucalyptus* spp com diferentes densidades de sub-bosque no município de Itatinga, SP. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Universidade de São Paulo. 74pp.
- STEINER, S. B. C.; GALETTI, M. 2004. Densidade e tamanho populacional de primatas em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21 (4): 827–832.
- TALAMONI, S.A.; MOTTA-JÚNIOR, J.C.; DIAS, M.M. 2000. Fauna de mamíferos da Estação Ecológica de Jataí e Estação Experimental de Luiz Antônio. 317-319pp. In Santos, J.E.; Pires, J.S.R. *Estudos Integrados em Ecossistemas. Estação Ecológica de Jataí*. RiMa Editora. São Carlos. 346p.
- TABENI, S.; OJEDA, R.A. 2005. Ecology of the desert small mammals in disturbed and undisturbed habitats. *Journal of Mammalogy* 70(2):416-420.

-
- TIMO, T.P.C. 2007. Relatório de atividades desenvolvidas nas fazendas da EUCATEX Florestal.
- TOZETTI, A.M. 2002. Diversidade e padrões de atividade de mamíferos de médio e grande porte em diferentes fisionomias de cerrado na Estação Ecológica de Itirapina. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. 77pp.
- TROLLE, M.; BISSARO, M.C.; PRADO, H.M. 2007. Mammal survey at a ranch of the Brazilian cerrado. *Biodiversity and Conservation* 16:1205-1211.
- VERDADE, L.M.; FERRAZ, K.M.P.M.B. 2006. Capybaras in an anthropogenic habitat in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 66(1B):371-378.
- VIEIRA, E.M. & BAUMGARTEN L.C. 1995. Daily activity patterns of samall mammals in a cerrado area from central Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 1: 255-262.
- VIEIRA, E. M. & MARINHO-FILHO, J. 1998. Pre- and post-fire habitat utilization by rodents of cerrado from Central Brazil. *Biotropica* 30:491–496.
- WEMMER, C.; KUNZ, T.; LUNDIE-JEKINS, G.; McSHEA, W. 1996. Mammalian Sign. Pp. 157-176. In Wilson, D.E.; Cole, F.R.;Nichols, J.D.; Rudran, R.; Foster, M.S. 1996. *Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for mammals*. Smithsonian Intitution Press.

*Mamíferos carnívoros numa paisagem
fragmentada do sudeste brasileiro*

SUMMARY:

São Paulo is the most developed State in Brazil and little of its native vegetation remains. In Luiz Antonio and Santa Rita do Passa-Quatro municipalities, only small fragments of *cerrado* (Brazilian savanna) physiognomies (*cerradão*, *cerrado sensu stricto*) and semideciduous forest have been left, surrounded by eucalyptus silviculture and sugar-cane agriculture. However, that vegetation mosaic still shelters large mammals, including several carnivore species. To detect the carnivores still present in such a mosaic area (50,000 ha), and to find out how they use the landscape, we recorded the animals through 21 camera traps and 21 track plots, during 18 months. Species richness, diversity and relative frequency were evaluated according to the habitat. Ten species were recorded, some of them threatened to extinction (*Puma concolor*, *Leopardus pardalis*, *Chrysocyon brachyurus*). The results showed that carnivores explore the whole area and are not limited to native fragments, which apparently have a better environmental quality. Species diversity was not significantly different among fragments and indicated the use of eucalyptus plantations by the carnivores. Thus, it seems possible to maintain such animals in agricultural landscapes where some large native fragments are left and the cultures are permeable to the native fauna.

RESUMO:

São Paulo é o estado mais desenvolvido do Brasil e, conseqüentemente, pouco resta de sua vegetação nativa. O que restou da vegetação de cerrado são pequenos fragmentos, cercados de agricultura e silvicultura. Mas, esse mosaico de vegetação ainda abriga espécies de grandes mamíferos, dentre eles, muitos carnívoros. Com o objetivo de saber quais foram os mamíferos carnívoros e como eles usam a paisagem da região, este estudo amostrou três fragmentos de cerrado, três de cerrado *sensu stricto*, dois de floresta semidecídua e dois de plantio de eucaliptos, numa área de 50.000 ha. Durante 18 meses, utilizando-se 21 armadilhas fotográficas em conjunto com 21 canteiros de pegadas, foram registradas 10 espécies de mamíferos carnívoros, inclusive espécies classificadas como vulneráveis: *Puma concolor*, *Leopardus pardalis*, *Leopardus tigrinus* e *Chrysocyon brachyurus*. Os resultados mostraram que os mamíferos carnívoros exploraram a área como um todo, sem se restringir aos fragmentos de vegetação nativa que, aparentemente, tinham melhor qualidade ambiental. A diversidade não foi significativamente diferente entre os fragmentos, indicando inclusive o uso do eucaliptal pelas espécies amostradas. Portanto, parece ser possível manter algumas espécies em uma paisagem fragmentada onde existam fragmentos de vegetação nativa e as culturas agrícolas sejam permeáveis à fauna nativa.

Palavras-chave: agroecossistemas, armadilhamento fotográfico, canteiro de pegadas, carnívoros, cerrado, comunidade, fragmentação de habitats, mamíferos.

4.1 INTRODUÇÃO:

A perda de habitats é, atualmente, a grande ameaça à diversidade de vertebrados terrestres (Crooks, 2002). A perda da cobertura vegetal original pode alterar a composição, a diversidade e o comportamento da fauna nativa, além de interferir na estrutura da comunidade. Algumas espécies de mamíferos se beneficiam da expansão da agricultura ou da silvicultura (Gehring *et al.*, 2003; Laurance, 1994), outras são particularmente vulneráveis à fragmentação de habitats, pois apresentam grande área domiciliar e populações pequenas (Crooks, 2002) e podem, com isso, chegar à extinção local.

A modificação e a fragmentação dos ambientes nativos podem também interferir na forma como as espécies utilizam a paisagem alterada. Espécies cursoriais e generalistas exploram o ambiente de forma mais ampla (Chiarello, 2000). Os habitats com maior intensidade de uso são geralmente aqueles que apresentam qualidade suficiente para manter o trânsito e a residência de espécies na paisagem (Garshelis, 2000).

O estado de São Paulo é o mais povoado e desenvolvido do Brasil; conseqüentemente, devido à intensa ocupação humana, seus ecossistemas naturais estão completamente fragmentados e a fauna nativa sofre grande pressão. Conhecer a riqueza dessa fauna e saber como as espécies utilizam os diferentes habitats da paisagem antropizada é de grande valia para subsidiar ações que levem à conservação da biodiversidade regional.

Visando contribuir para a conservação da fauna de mamíferos carnívoros do interior do estado de São Paulo, este estudo procura responder às seguintes perguntas: i) quais são as espécies de mamíferos carnívoros que ocorrem na área de estudo? ii) os mamíferos carnívoros usam indistintamente a área de estudo, independentemente de sua cobertura vegetal?

4.2 ÁREA DE ESTUDO:

A área deste estudo localiza-se a nordeste do estado de São Paulo e abrange os municípios de Santa Rita do Passa-Quatro e Luiz Antônio, entre as coordenadas aproximadas S21°31'15"- W47°34'42" e S21°44'24"- W47°52'01". É

delimitada a leste pela rodovia Anhanguera e ao sul pelo rio Mogi-Guaçu, cobrindo aproximadamente 50.000 ha (Figura 8).

Figura 8: Área de estudo no estado de São Paulo, Brasil. As diferentes coberturas vegetais amostradas foram: *cerradão*, em traço contínuo preto; *cerrado sensu stricto*, em traço contínuo branco; plantação de eucalipto, em linha tracejada preta; floresta semidecídua, em linha pontilhada preta; os 21 pontos amostrados também encontram-se indicados. (FONTE: acervo cartográfico LEPAC/USP. Organizadora: Maria Carolina Lyra-Jorge).

Assim como outras regiões amplamente exploradas pelo homem, a área de estudo é um mosaico formado por fragmentos de vegetação nativa e extensas monoculturas, especialmente cana-de-açúcar, laranja e espécies de eucalipto. A vegetação natural da região é composta por floresta semidecídua e diferentes fisionomias de savana (Shida, 2005). A savana brasileira ou “cerrado” é caracterizada por um gradiente que vai desde uma formação herbácea, dita “campo limpo”, até a floresta esclerofila, dita “cerradão”, num gradiente crescente de indivíduos lenhosos e a formação vegetal intermediária é chamada de “cerrado sensu stricto” (Coutinho, 1978) (Figura 9).

Figura 9: Gradiente de fisionomias de cerrado, desde *campo-limpo* até *cerradão* (Modificado de Coutinho, 1978).

No entanto, devido à crescente expansão da agricultura, a região perdeu entre 1962 e 1992 cerca de 60% sua cobertura vegetal original (Kronka *et al.*, 1993). Desde então, a agricultura e a silvicultura da região vêm crescendo de forma lenta e gradual. Apesar disso, dois grandes fragmentos de cerrado ainda restam, protegidos sob forma de unidades de conservação: o Cerrado Pé-de-Gigante (1.212,9 ha) e a Estação Ecológica de Jataí com (9.010,7 ha) (Decreto 47.096/SP, de 18/setembro/2002). Quatro remanescentes de floresta semidecídua (com áreas variando entre 12,1 ha até 327,8 ha) também estão protegidos, fazendo parte do Parque Estadual de Vassununga (Korman, 2003).

Neste estudo, foram amostrados 8 fragmentos de vegetação nativa (três de cerradão, três de cerrado *sensu stricto*, dois de floresta semidecídua) e dois com plantio homogêneo de eucalipto (Figura 8).

4.3 MÉTODOS:

A fim de se estimar a ocorrência das populações de mamíferos carnívoros de médio e grande porte, os dados foram coletados em viagens mensais, com a duração de três dias cada, durante 18 meses, de agosto/2004 a janeiro/2006. Em campo, foram empregados dois métodos sistemáticos: registros em canteiro de pegadas e armadilhamento fotográfico.

O registro em canteiro de pegadas (Lyra-Jorge, 1999; Pardini *et al.*, 2003) permite identificar a ocorrência e a riqueza de carnívoros. Para a aplicação deste método, foram sorteados pontos ao acaso, dentro de cada fragmento de vegetação nativa e do eucaliptal, seguindo duas premissas: i) existência anterior de pegadas no solo, ii) situados em trilhas ou estradas de terra pré-existent na área de estudo, onde foram instalados os canteiros (10 m X 2 m).

A quantidade de canteiros foi proporcional ao tamanho do fragmento estudado, totalizando 21, distribuídos da seguinte forma: nove canteiros na cobertura vegetal de cerradão, seis no cerrado *sensu stricto*, dois na floresta semidecídua e quatro no eucaliptal (Figura 1). Cada canteiro de pegadas foi demarcado, usando-se o próprio substrato, que era arenoso. Os canteiros foram visitados diariamente durante a permanência em campo, a fim de se identificar as pegadas impressas no solo e limpar o substrato para novos registros e, desta forma, estimar a riqueza de mamíferos carnívoros. Pegadas ambíguas foram descartadas e pegadas de uma mesma espécie, na mesma parcela e no mesmo dia, foram consideradas do mesmo indivíduo.

O armadilhamento fotográfico (Wemmer *et al.*, 1996) também permite identificar a ocorrência e a riqueza de carnívoros. As câmeras fotográficas foram distribuídas pela área de estudo da mesma forma que os canteiros de pegadas e em local protegido do sol (uma vez que as câmeras fotográficas disparam quando expostas a um forte calor). Cada canteiro de pegadas pareado com uma câmera fotográfica, dispostos num mesmo raio de 250 m, constituiu uma “estação de coleta”. As estações de coleta foram visitadas a cada viagem a campo, a fim de se trocar os filmes fotográficos e as pilhas das armadilhas, que permaneceram ativas durante todo o experimento.

Este estudo partiu da premissa que todos os pontos amostram contendo armadilhas fotográficas e canteiros de pegadas eram igualmente capazes de registrar os mamíferos carnívoros.

Foram traçadas curvas de acumulação de espécies para os dois métodos sistemáticos conjuntamente, a fim de expressar a riqueza amostrada na região. As curvas foram aleatorizadas 5000 vezes, num procedimento de rarefação (Santos, 2003). A riqueza específica também foi estimada por meio do método de Bootstrap (Smith & Van Belle, 1984), com 5000 aleatorizações e usando dados de ambos os métodos de coleta.

A frequência relativa (FR) dos mamíferos carnívoros registrados pelas câmeras fotográficas e pelos canteiros de pegadas, bem como a FR de ocorrência dos animais nas fitofisionomias amostradas, foi calculada pelo modelo (Crooks, 2002):

i/N , onde i = número de ocorrências da espécie i , N = número total de ocorrências de mamíferos carnívoros naquela fitofisionomia.

Expressou-se o número de registros dos carnívoros em cada ponto amostral, de cada fitofisionomia, num gráfico de dispersão de pontos. Compararam-se os dados deste gráfico por meio de um teste de Kruskal-Wallis para avaliar se havia diferença estatística entre eles (Zar, 1999). A similaridade da fauna de carnívoros em cada fitofisionomia foi testada usando-se a análise Multi-Response Permutation Procedure (MRPP) (McCune, 2002) com 1000 aleatorizações e o índice de Bray-Curtis (Beals, 1984); para tanto, foi utilizado o número de registros de cada espécie de carnívoro em cada ponto amostral, para cada fitofisionomia.

Para comparar as fitofisionomias quanto à diversidade, utilizou-se o índice de diversidade de Shannon (Magurran, 1988), calculado a partir da ocorrência das espécies dos mamíferos carnívoros nas fisionomias amostradas. As diversidades das fisionomias foram comparadas por meio do teste de Kruskal-Wallis (Zar, 1999).

Utilizaram-se os programas EstimateS 7.0 (Colwell, 2004), MVSP 3.1 (Kovach Computing Services, 2006) e Statistica 6.0 (StatSoft Inc, 2001) para realizar as análises estatísticas.

4.4 RESULTADOS:

Durante os 18 meses de coleta, foram registradas 10 espécies de mamíferos carnívoros, pertencentes a quatro diferentes famílias (Tabela 4).

Tabela 4: Espécies de carnívoros registrados por meio de armadilhamento fotográfico e canteiro de pegadas. (NR= número de registros em todas as fitofisionomias; CD= *cerradão*, SS= *cerrado sensu stricto*, SF= floresta semidecídua, EU= plantação de eucalipto; FA= frequência relativa obtida por meio dos dados de armadilhamento fotográfico; FC= frequência relativa obtida por meio dos dados do canteiro de pegadas; FT= frequência relativa obtida por meio de ambos os métodos).

Espécies	Família	NR	Porcentagem de NR na fitofisionomia				Frequência relativa (%)		
			CD	SS	SF	EU	FT	FA	FC
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Felidae	74	49	22	9	20	30,0	31,0	29,0
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Felidae	39	56	33	3	8	15,5	22,0	11,0
Pequeno felino	Felidae	11	0	55	27	18	4,0	4,0	8,0
<i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1811)	Canidae	78	47	18	8	27	31,0	24,0	32,0
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1716)	Canidae	27	37	15	7	41	11,0	3,0	12,0
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Procyonidae	02	50	50	0	0	3,0	6,0	2,0
<i>Procyon cancrivorus</i> (Cuvier, 1798)	Procyonidae	03	0	0	100	0	4,0	7,0	4,0
<i>Conepatus semistriatus</i> (Boddaert, 1784)	Mephitidae	11	64	27	0	9	1,0	0,0	2,0
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Mustelidae	07	29	0	14	57	0,5	3,0	0,0

Nove dessas espécies foram registradas por meio do armadilhamento fotográfico (12.960 horas de exposição) e sete por meio de canteiros de pegadas (91.864 horas de campo). *Puma concolor* (onça-parda) e *Chrysocyon brachyurus* (lobo-guará) foram os animais que apresentaram a maior frequência relativa, independentemente do método de coleta (Tabela 4). As duas espécies de pequenos felinos registradas (*Leopardus tigrinus* e *Puma yagourondi*) só puderam ser distintas pelo método do armadilhamento fotográfico, pois suas pegadas são muito semelhantes. Dessa forma, nas análises, as duas espécies foram agrupadas na categoria “pequeno felino”. *Procyon cancrivorus* não foi registrado pelo método do armadilhamento fotográfico.

A curva de acúmulo de espécies (curva do coletor), utilizando-se os dados provenientes dos dois métodos sistemáticos, atingiu a assíntota após 9 meses de coleta e a riqueza obtida nas análises (9,0) foi muito semelhante à estimada pelo método do Bootstrap ($9,16 \pm 0,16$).

De acordo com o gráfico de dispersão de pontos (figura 10), a distribuição das espécies pelas quatro fitofisionomias não difere estatisticamente (Kruskal-

Wallis; $p=0,943$). Este resultado confirma a análise MRPP, a qual mostrou similaridade na composição específica nos quatro diferentes habitats ($p=0,65$; $A=-0,013$; Δ esperado=0,51; Δ observado=0,52; onde o esperado é a confirmação da hipótese nula). Por fim, a diversidade específica dos diferentes habitats, avaliada pelo índice de Shannon (CDO=2,45; SS=2,45; SF=2,40; EU=2,24), não mostrou diferença significativa (Kruskal-Wallis; $p=0,46$).

Figura 10: Gráfico de dispersão de pontos mostrando o número de registros dos carnívoros em cada ponto amostral, nas quatro fitofisionomias estudadas (CDO=cerradão, SS=cerrado-sensu-stricto, SF=floresta semidecídua e EU=plantação de eucalipto).

4.5 DISCUSSÃO:

A composição específica dos carnívoros na área de estudo está de acordo com as distribuições geográficas propostas por Einsenberg & Redford, (1999) e Emmons (1997), além de corroborar outros levantamentos feitos na região (Gargaglioni *et al.*, 1998; Lyra-Jorge, 1999; Talamoni *et al.*, 2000). Os métodos de coleta aqui utilizados (armadilhamento fotográfico e registro em canteiro de pegadas) mostraram-se adequados para o levantamento da composição de espécies, uma vez que a riqueza obtida foi bastante próxima da riqueza estimada e, após nove meses de coleta, já seria possível conhecer a riqueza total da área.

Algumas espécies de carnívoros que eram esperadas na área de estudo, de acordo com a literatura (Emmons 1997, Gargaglioni *et al.*, 1998; Einsenberg & Redford, 1999; Lyra-Jorge, 1999; Talamoni *et al.*, 2000) não foram detectadas. Essas ausências provavelmente indicam a raridade da espécie na área de estudo, ou sua possível extinção local, ou ainda, que os métodos utilizados não foram direcionados conforme os habitats e nichos de algumas espécies. Espécies como *Lycalopex vetulus* (raposinha-do-campo) e *Leopardus weidii* (gato-do-mato-grande) não foram detectadas possivelmente porque são raras, sua densidade é bastante baixa em suas áreas de ocorrência (Azevedo, 1996; Jácomo *et al.*, 2004). *Lontra longicaudis* (lontra) e *Galictis cuja* (furão) não foram detectados porque não foram amostrados seus habitats ou territórios (Emmons, 1997; Pardini, 1998). *Panthera onca* (onça-pintada) não é vista na região há mais de 50 anos, e antigos moradores locais relatam vários episódios de caça dessa espécie; ela deve estar, portanto, extinta localmente.

As espécies de carnívoros de maior porte (*P. Concolor* e *C. Brachyurus*) apresentaram maior frequência relativa na área de estudo, possivelmente porque eram as que mais se movimentavam, seja em busca de alimento, seja por possuírem área de vida maior. Devido a isso, as câmeras fotográficas registraram repetidamente os mesmos indivíduos, ainda que os autores tenham tratado cada “captura” como uma amostra independente. Dessa forma, no geral, os dados podem ter sido super-estimados; no entanto, não foi possível identificar cada indivíduo. Além disso, as câmeras fotográficas apresentam melhor desempenho na detecção de animais de maior massa corpórea (vide capítulo 6). Portanto, a frequência dos animais menores pode ter sido subestimada devido à metodologia utilizada.

Embora alguns autores apontem preferências de cada uma das espécies amostradas por determinados habitats (Chinchila, 1997; Jácomo *et al.*, 2004; Nuñez *et al.*, 2000; Oliveira, 1998), estudos mais recentes afirmam ocorrer a adaptação dos animais às modificações de seus habitats originais (Morán-López *et al.*, 2006; McDougall *et al.*, 2006; Sánchez-Hernández *et al.*, 2001; Tabeni *et al.*, 2005). Neste estudo, foi indicado que não houve diferença significativa na composição da fauna amostrada nas diferentes fitofisionomias e nem entre os índices de diversidade dessas fitofisionomias. O gráfico de dispersão e a análise MRPP mostram que não existe diferença significativa na composição da fauna de

---

carnívoros nas diferentes coberturas vegetais; além disso os índices de diversidade foram muito semelhantes nos quatro habitats. Esses resultados corroboram a idéia de que a fauna de mamíferos carnívoros em ambientes fragmentados explora a região como um todo, independentemente da fitofisionomia, não se restringindo apenas aos fragmentos de vegetação nativa, mostrando-se mais generalista do que populações que vivem em áreas mais contínuas e preservadas (Azevedo, 1996; Donadio *et al.*, 2001; Emmons, 1987; Franklin, *et al.*, 1999). Porém, espécies extremamente especialistas, como a *P. onca*, possivelmente não foram capazes de se adaptar a essas alterações, tendo sido localmente extintas. Dessa forma, a recuperação da diversidade biológica da região só seria possível com a restauração da paisagem.

Numa paisagem fragmentada, a permeabilidade da matriz possui grande importância para os médios e grandes mamíferos. Matrizes permeáveis conectam habitats e permitem o fluxo dos animais através da paisagem, mantendo processos indispensáveis para a sobrevivência das populações; espécies com grande área de vida são então capazes de usar os fragmentos de vegetação nativa e suas matrizes para se movimentar, forragear e dispersar seus indivíduos jovens (Elmhagen & Angerbjörn, 2001; Hensen *et al.*, 2005). Acreditamos que a matriz de eucalipto tenha a importante função de conectar os fragmentos de vegetação nativa da área de estudo e talvez seja essa a razão da permanência de uma rica fauna de carnívoros numa área de paisagem tipicamente agrícola (Lyra-Jorge & Pivello, 2005). Conseqüentemente, a conservação da biodiversidade regional requer a incorporação de conceitos conservacionistas nas práticas agrícolas.

AGRADECIMENTOS:

Os autores agradecem ao Dr. Luciano Martins Verdade, Dr. Sérgio Tadeu Meirelles, Dr. Carlos Piña e Dr. Paulo Inácio Prado pelas sugestões; agradecem também à Neotropical Grassland Conservancy e ao CNPQ pelo apoio financeiro.

4.6 LITERATURA CITADA:

- AZEVEDO, F.C.C. 1996. Notes on behavior of the margay *Felis wiedii* in the Brazilian Atlantic forest. *Mammalia* 60:325-328.
- BEALS, E.W. 1984. Bray-Curtis ordination: A strategy for analysis of multivariate ecological data. *Advances in Ecological Research* 14:1-56.
- CHIARELLO, A.G. 2000. Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. *Revista Brasileira de Biologia* 60:237-247.
- CHINCHILA, F.A., 1997. La dieta del jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Felis concolor*) y el manigordo (*Felis pardalis*) em el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica. *Ver Biologica Tropical* 459:1223-1229.
- COLWELL, R. K. 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. User's Guide. Available in: <<http://purl.oclc.org/estimates>>. Access: 10/ February/ 2006.
- COUTINHO, L.M. 1978. O conceito de cerrado. *Revista Brasileira de Botânica* 1:115-117.
- CROOKS, K. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16: 488-502.
- DONADIO, E.; DI MARTINO, S.; AUBONE, M.; NOVARO, A.J. 2001. Activity patterns, home range, and habitat selection of the common hog-nosed skunk, *Conepatus chinga* in northwestern Patagonia. *Mammalia* 65: 49-54.
- EISENBERG, J.F.; REDFORD K.H. 1999. *Mammals of the Neotropics*. University of Chicago Press.USA. 609pp.
- ELMHAGEN, B.; ANGERBJÖRN, A. 2001. The applicability of metapopulation theory to large mammals. *Oikos* 94:89-100.
- EMMONS, L. 1997. *Neotropical rainforest mammals: a field guide*. University of Chicago Press. USA. 307pp.
- FRANKLIN, W.; JOHNSON, W.; SARNO, R.; IRIARTE, J.A. 1999. Ecology of the Patagonia puma in southern Chile. *Biological Conservation* 19: 33-40.
- GARGAGLIONI, L.H.; BATALHÃO, M.E.; LAPENTA, M.J.; CARVALHO, M.F.; ROSSI, R.V.; VERULI, V.P. 1998. Mamíferos da Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP. *Papéis Avulsos de Zoologia*. 40: 267-287.
- GARSHELIS, D.L. 2000. Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection and importance. In: BOITANI, L. & FULLER, T.K. (Eds.). *Research techniques*

-
- in animal ecology: controversies and consequences*. Columbia University Press. 111-164pp.
- 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.
- HENSEN, A.; KNIGHT, R.L.; MARZLUFF, J.M.; POWELL, S.; BROWN, K.; GUDE, P.; JONES, K. 2005. Effects of exurban development on biodiversity: patterns mechanisms and research needs. *Ecological Application* 15: 1893-1905.
- JÁCOMO, A.T.; SILVEIRA, L.; DINIZ-FILHO, A.F. 2004. Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in Central Brazil. *Journal Zoology of London* 262:99-106.
- KOVACH COMPUTING SERVICES. 2006. Available in: <http://www.kovcomp.com>. Access: 30/ May/2006.
- KORMAN, V. 2003. *Proposta de interligação das glebas do Parque Estadual de Vassununga (Santa Rita do Passa Quatro, SP)*. MSc Thesis. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP., Brazil.
- KRONKA, F.J.N.; MATSUKUMA, C.K.; NALON, M.A.; DEL CALI, I.H.; ROSSI, M.; MATOS, I.F.A.; SHIN-IKE, M.S.; PONTINHAS, A.S. 1993. *Inventário Florestal do estado de São Paulo*. Instituto Florestal. São Paulo. 199p.
- LAURANCE, W.F. 1994. Rainforest fragmentation and the structure of small mammal communities in tropical Queensland. *Biological Conservation* 69: 23-32.
- LYRA-JORGE, M.C. 1999. *Avaliação do potencial faunístico da A.R.I.E. Cerrado Pé-de-Gigante (Parque Estadual do Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro – SP) com base na análise de habitats*. MsC thesis. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. São Paulo, SP, Brazil.
- LYRA-JORGE, M.C. & PIVELLO, V.R. 2005. Mamíferos. Pp. 135-148 In Pivello, V.R. & Varanda, E.M. (eds.) *O Cerrado Pé-de-Gigante (Parque Estadual de Vassununga, São Paulo) - Ecologia e Conservação*. São Paulo, Secretaria de Estado do Meio Ambiente.
- MAGURRAN, A.E. 1998. *Ecological diversity and its measurement*. University Press, Cambridge. UK. 178p.

-
- McCUNE, B.; GRACE, J.B. 2002. *Analyses of ecological communities*. Software design, Gleneden Deach. USA.
- MCDUGAL, P.T.; RÉALE, D.; SOL, D.; READER, S.M. 2006. Wildlife conservation and animal temperament: causes and consequences of evolutionary change for captive reintroduced and wild populations. *Animal Conservation* 9:39-48.
- MORÁN-LÓPEZ, R.; GUZMÁN, J.M.; BORREGO, E.C.; SÁNCHEZ, A.V. 2006. Nest-site selection of endangered cinereous vulture populations affect by anthropogenic disturbance: present and future conservation implications. *Animal Conservation* 9:29-37.
- NUÑEZ, R.; MILLER, B.; LINDZEY, F. 2000. Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, Mexico. *Journal of Zoology of London* 252:373-379.
- OLIVEIRA, T.G. 1998. *Herpailurus yagouaroundi*. *Mammalian Species*. 578:1-6.
- PARDINI, R. 1998. Feeding ecology of the neotropical river otter *Lontra longicaudis* in an Atlantic forest stream, south-eastern Brazil. *Journal of Zoology of London* 245:385-391.
- PARDINI, R.; DITT, E.H.; CULLEN JR., L.; BASSI, C.; RUDRAN, R. 2003. Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte. Pp. 181-202. In Cullen Jr. L.; Rudran, R.; Valladares-Pádua, C. *Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo de vida silvestre*. Editora da UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. Curitiba.
- SÁNCHEZ-HERNANDEZ, C.; ROMERO-ALMARAZ, M.L.; COLÍN-MARTINEZ, H.; GARCÍA-ESTRADA, C. 2001. Mamíferos de cuatro áreas com diferente grado de alteración em el sureste de México. *Acta Zoológica del Mexico* 84:350-48.
- SANTOS, J.A. 2003. Estimativa de riqueza em espécies. Pp 19-42. In Cullen Jr, L.; Rudran R.; Valladares-Pádua, C. 2003. *Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Editora da UFPR. Curitiba.
- SHIDA, C.N. 2005. Caracterização física do cerrado Pé-de-Gigante e uso das terras na região. Evolução do uso das terras na região. Pp. 25-47 In Pivello, V.R. & Varanda, E. *O Cerrado Pé-de-Gigante. Parque Estadual de Vassununga. Ecologia e Conservação*. SEMA, São Paulo.
- SMITH, E.P.; VAN BELLE, G. 1984. Non parametric estimation of species richness. *Biometrics* 40: 119-129.
- STATSOFT INC. 2001. STATISTICA V.6.0. Available in: <www.statsoft.com>

Access: 20/ January/2006.

- TABENI, S.; OJEDA, R.A. 2005. Ecology of the desert small mammals in disturbed and undisturbed habitats. *Journal of Mammalogy* 70(2):416-420
- TALAMONI, S.A.; MOTTA-JÚNIOR, J.C.; DIAS, M.M. 2000. Fauna de mamíferos da Estação Ecológica de Jataí e Estação Experimental de Luiz Antônio. 317-319pp. In Santos, J.E.; Pires, J.S.R. *Estudos Integrados em Ecossistemas. Estação Ecológica de Jataí*. RiMa Editora. São Carlos. 346p.
- WEMMER, C.; KUNZ, T.; LUNDIE-JEKINS, G.; MCSHEA, W. 1996. Mammalian Sign. Pp. 157-176. In Wilson, D.E.; Cole, F.R.; Nichols, J.D.; Rudran, R.; Foster, M.S. 1996. *Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for mammals*. Smithsonian Institution Press.
- ZAR, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prencinton Hall, New Jersey. 409p.

ANEXO 1: CARACTERIZAÇÃO DOS MAMÍFEROS CARNÍVOROS REGISTRADOS NA ÁREA DE ESTUDO:

1. *Puma concolor*:

A onça-parda – *Puma concolor* – também chamada de puma ou suçuarana é o maior carnívoro presente na área de estudo (Figura 11). Encontra-se na lista das espécies ameaçadas do IBAMA (1999) e no Livro Vermelho das espécies brasileiras ameaçadas de extinção da Fundação Biodiversitas (2002). Historicamente, a onça-parda prefere matas a campos e sua atividade é estritamente noturna (Ihering, 1968). Estudos recentes, em áreas fragmentadas e antropizadas, mostram que essa espécie pode ser encontrada numa grande variedade de habitats, desde florestas até as fisionomias mais abertas de cerrado, além de ocorrer freqüentemente em sistemas agroflorestais. São animais solitários e terrestres, com atividade tanto durante o dia quanto durante à noite (Emmons, 1997). A espécie apresenta um nicho alimentar bastante amplo, alimentando-se de pequenos animais, como marsupiais e pequenos roedores e répteis, até animais de maior porte, como pacas e cutias (Nuñez *et al.*, 2000; Chinchila, 1997).

Figura 11: indivíduo de *P. concolor* registrado nesse estudo.

Figura 12: Pegada de *P. concolor* registrada nesse estudo.

2. *Leopardus pardalis*:

A jaguatirica – *Leopardus pardalis* – é um felino solitário, que habita preferencialmente áreas florestadas (Figura 13). A atividade da jaguatirica é preferencialmente noturna (Emmons, 1997), embora existam registros de atividade diurna (Ciocheti- com. pess.).

Sua dieta é composta, principalmente por pequenos animais (Chinchila, 1997) e encontra-se na lista das espécies ameaçadas do IBAMA (1999) e no Livro Vermelho das espécies brasileiras ameaçadas de extinção da Fundação Biodiversitas (2002).

Foto: Leonardo Lorentz

Figura 13: Indivíduo de *L. pardalis*.

Figura 14: Indivíduo de *L.pardalis* registrado nesse estudo.

3. *Puma yagourondi*:

O gato-mourisco – *Puma yagourondi* – também chamado de jaguarundi é um felino de menor porte que a jaguatirica (Figura 15). Não se encontra na lista das espécies ameaçadas do IBAMA (1999) nem no Livro Vermelho das espécies brasileiras ameaçadas de extinção da Fundação Biodiversitas (2002). É um felino terrestre e solitário. Historicamente encontrava-se em ambientes florestais e evitava campos abertos (Ihering, 1968). Estudos recentes mostram que dentre os pequenos felinos é o que apresenta maior flexibilidade quanto ao uso de habitat (Oliveira, 1998), com atividades diurnas e noturnas. Sua dieta é composta de pequenos animais, como ratos, lagartos e aves (Oliveira, 1998).

Foto: Msc. Norberto Lopes Hülle

Figura 15: Indivíduo de *P. yagouarundi*.

4. *Leopardus tigrinus*:

O gato-do-mato-pequeno – *Leopardus tigrinus* – é um felino que prefere áreas florestais, uma vez que transita bem sobre árvores (Emmons, 1997). Sua dieta é composta de pequenos mamíferos e aves e é o menor felino da área de estudo (Figura 16). Encontra-se na lista das espécies ameaçadas do IBAMA (1999) e no Livro Vermelho das espécies brasileiras ameaçadas de extinção da Fundação Biodiversitas (2002).

Fonte: www.fatfcp.br

Figura 16: Indivíduo de *L. tigrinus*.

5. *Chrysocyon brachyurus*:

O lobo-guará – *Chrysocyon brachyurus* – é o maior canídeo da América do Sul (Figura 17). De acordo com Dietz (1984), o lobo-guará prefere áreas abertas, sendo bastante territorialista, além de apresentar preferencialmente hábitos crepusculares e noturnos. Encontra-se na lista das espécies ameaçadas do IBAMA (1999) e no Livro Vermelho das espécies brasileiras ameaçadas de extinção da Fundação Biodiversitas (2002). Seu hábito alimentar é bastante variado, ingerindo desde pequenos animais até frutos e insetos (Dietz, 1984; Ciochetti – com. pess.). Historicamente, é um animal dito “covarde”, pois esquivar-se de qualquer confronto com o homem ou animais maiores (Ihering, 1968). Na área de estudo mostra-se bastante adaptado à presença humana.

Figura 17: Indivíduo de *C. brachyurus* registrado nesse estudo.

Figura 18: Pegada de *C. brachyurus* registrada nesse estudo

6. *Cerdocyon thous*:

O cachorro-do-mato – *Cerdocyon thous* – também chamado de lobinho, é uma espécie exclusiva da América do Sul (Figura 19). Ocupa uma grande variedade de habitats, desde floresta até áreas mais antropizadas, como monocultura de cana-de-açúcar (Jácomo *et al.*, 2004). Assim como o lobo-guará é um animal oportunista, alimentando-se de pequenos animais, insetos e frutos (Jácomo *et al.*, 2004). Não é citado na lista das espécies ameaçadas do IBAMA (1999) ou no Livro Vermelho das espécies brasileiras ameaçadas de extinção da Fundação Biodiversitas (2002), portanto não apresenta grandes problemas para sua conservação.

Foto: Leonardo Lorentz

Figura 19: Indivíduo de *C. thous*.

Figura 20: Pegada de *C. thous* registrada nesse estudo.

7. *Eira barbara*:

A irara – *Eira barbara* – já foi comumente chamada de papa-mel (Figura 21). É um mustelídeo solitário ou que anda em pares. Ocorre principalmente em áreas florestadas. É preferencialmente terrestre, mas podem subir em árvores. Sua

atividade é preferencialmente diurna (Emmons, 1997). Alimentam-se de pequenos vertebrados, bem como de insetos, frutas e mel (Bisbal, 1986). Ainda é bastante comum nas florestas da América do Sul e não é citada na lista das espécies ameaçadas do IBAMA (1999) ou no Livro Vermelho das espécies brasileiras ameaçadas de extinção da Fundação Biodiversitas (2002).

Figura 21: Indivíduo de *E. bárbara* registrado nesse estudo.

Figura 22: Pegada de *E. barbara* registrada nesse estudo.

8. *Conepatus semistriatus*:

A jaritataka ou cangambá – *Conepatus semistriatus* – é um mefitídeo noturno, terrestre e solitário (Figura 23). Alimenta-se de insetos, alguns invertebrados, ocasionalmente pequenos vertebrados e frutas (Emmons, 1997). Ocorre desde áreas florestadas até áreas mais abertas, incluindo as degradadas. Assim como a irara, ainda é bastante encontrada e não aparece na lista das espécies ameaçadas do IBAMA (1999) ou no Livro Vermelho das espécies brasileiras ameaçadas de extinção da Fundação Biodiversitas (2002). Ihering (1968) cita estudos anteriores que afirmam que essa espécie, no estado de São Paulo na região de Franca (possivelmente por registros de viajantes que freqüentemente encontravam indivíduos dessa espécie). Ihering (1968) também cita várias viagens científicas que descrevem o odor da secreção das glândulas anais da jaritataka como a “essência mais fétida que se possa imaginar”.

Figura 23: Indivíduo de *C. semistriatus* registrado nesse estudo.

9. *Nasua nasua*:

O quati – *Nasua nasua* – é um procionídeo terrestre e arborícola (Figura 24). Sua atividade é predominantemente diurna. É encontrado em diversos tipos de habitats e é muito tolerante às modificações ambientais (Emmons, 1997). Alimenta-se basicamente de insetos e outros artrópodes, além de frutos (Bisbal, 1986). Adapta-se facilmente às áreas com a presença humana e não aparecem na lista das espécies ameaçadas do IBAMA (1999) ou no Livro Vermelho das espécies brasileiras ameaçadas de extinção da Fundação Biodiversitas (2002).

Foto: Dra. Carla Gheler-Costa

Figura 24: Indivíduo de *N. nasua*.

Figura 25: Pegada de *N. nasua* registrada nesse estudo.

10. *Procyon cancrivorus*:

O mão-pelada – *Procyon cancrivorus* – também chamado de guaxinim, é um procionídeo noturno e solitário (Figura 26). É um animal terrestre e excelente trepador e nadador. Alguns autores o descrevem como um animal de habito arborícola (Yanosky *et alli*, 1993). Ocorre preferencialmente próximo da água, pois sua dieta baseia-se em moluscos, anfíbios e peixes (Bisbal, 1986). Ocorre em diferentes tipos de habitats e é pouco estudado. Não se encontra na lista das espécies ameaçadas do IBAMA (1999) ou no Livro Vermelho das espécies brasileiras ameaçadas de extinção da Fundação Biodiversitas (2002).

Figura 26: Indivíduo de *P. cancrivorus*.

Figura 27: Pegada de *P. cancrivorus* registrada nesse estudo.

LITERATURA CITADA:

- BISBAL, F.J. 1986. Food habits of some neotropical carnivores in Venezuela. *Mammalia* 50(3):329-339.
- CHINCHILA, F.A., 1997. La dieta del jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Felis concolor*) y el manigordo (*Felis pardalis*) em el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica. *Revista de Biologia Tropical* 459:1223-1229.
- DIETZ, J. 1984. Ecology and social organization of the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*). *Smithsonian Contribution Zoology*. 392:1-51.
- EMMONS, L. 1997. *Neotropical Rainforest Mammals. A field guide*. The University of Chicago Press. 307pp.
- FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS. Livro vermelho das espécies brasileiras ameaçadas de extinção. 2002. <www.biodiversitas.org.br> Acesso em 22 de setembro de 2006.
- IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente. 1999. Lista dos mamíferos brasileiros ameaçados de extinção. <www.ibama.gov.br> acesso em 22 de setembro de 2006.
- IHERING, R. 1968. Dicionário dos Animais do Brasil. Editora Universidade de Brasília. 790pp.
- JÁCOMO, A.T.; SILVEIRA, L.; DINIZ-FILHO, A.F. 2004. Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil. *Journal Zoology London* 262:99-106.
- NUÑEZ, R.; MILLER, B.; LINDZEY, F. 2000. Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, Mexico. *Journal Zoology London* 252:373-379.
- OLIVEIRA, T.G. 1998. *Herpailurus yagouaroundi*. *Mammalian Species*. 578:1-6.
- YANOSKY, A. MERCOLLI, C. 1993. Activity pattern of *Procyon cancrivorus* in Argentina. *Revista Biologia. Tropical* 41(1):157-159.

*Uso de habitats por mamíferos carnívoros
em ambientes alterados : estudo de caso
em uma região de cerrado brasileiro*

SUMMARY:

São Paulo is the most urbanized state in Brazil. Consequently, a few fragments of natural ecosystems remain. Land cover in the study area (21°31'15"S - 47°34'42"W; 21°44'24"S - 47°52'01"W) comprises patches of savanna and semideciduous forest, surrounded by a matrix of sugar-cane and eucalyptus monocultures. Despite the intensive agricultural use, large mammals can still be found in the region. To establish conservation strategies focusing these animals it is necessary to understand how they respond to land cover change and to landscape structural patterns. We intended to register the carnivorous species which are using the mosaic of native vegetation patches and eucalyptus plantations, and to present the information in a spatial and visual form, using remote sensing techniques, GIS and landscape analysis. We registered species occurrences using 21 camera traps placed in fragments of typical savanna (SS), dense savanna (CD), semideciduous forest (SF), and eucalyptus plantation (EU). ANOVA was undertaken to verify habitat effect on species occurrences. We located sample points on a land cover map generated from a Landsat5/TM satellite image and calculated landscape indices – percentage of remaining habitat (PLAND), edge density (ED), and habitat patch shape (SHAPE) – in areas defined by 250 m, 500 m, 1,000 m and 2,000 m of radii around each sample point. We created a carnivorous habitat use map through a model generated by stepwise regression analysis and data on species richness, species occurrence, habitat type, and landscape indices. No significant habitat effect was found on species occurrences ($F=2.84$; $p>0.05$). The best regression model for species occurrence considered the parameters: radius = 250m; $0.04219 \cdot \text{PLAND}_{(\text{CAO})} + 0.01174 \cdot \text{PLAND}_{(\text{CSS})} + 5.04857 \cdot \text{SHP}_{(\text{EP})} - 0.26911 \cdot \text{ED}_{(\text{EP})}$ ($R^2=0.88$; $p<0.01$). The map showed that both eucalyptus plantations and fragments of dense savanna are intensely used by mammals such as *Puma concolor*, *Chrysocyon brachyurus*, *Leopardus pardalis*, *Eira barbara*, indicating that some non-native systems may also have a high conservation value, as they perform as permeable matrices.

Key-words: habitat fragmentation, habitat use, carnivore, landscape ecology

---

RESUMO:

São Paulo é o estado mais urbanizado do Brasil. Conseqüentemente, restam poucos fragmentos de cobertura vegetal nativa. A cobertura vegetal da área de estudo (21°31'15"S - 47°34'42"W; 21°44'24"S - 47°52'01"W) compreende fragmentos de floresta semidecídua e formações de cerrado, circundados por uma matriz de cana-de-açúcar e plantios de eucalipto. Apesar da agricultura intensiva, médios e grandes mamíferos ainda são encontrados na região. Para se estabelecer estratégias de conservação voltadas a esses animais, é necessário entender como eles respondem à cobertura vegetal e aos padrões estruturais da paisagem. O objetivo deste estudo foi registrar como os mamíferos carnívoros usam o mosaico formado por fragmentos de vegetação nativa e plantações de eucalipto, e apresentar essa informação de forma espacializada e de fácil visualização, usando técnicas de sensoriamento remoto, SIG e análise de paisagem. Registrou-se a ocorrência dos animais por meio de 21 armadilhas fotográficas, dispostas na floresta semidecídua (SD), monocultura de eucalipto (EU), cerrado *sensu stricto* (SS) e cerradão (CD). O mapa de uso das terras foi gerado a partir de uma imagem de satélite Landsat5/TM, onde foram mapeados os pontos amostrais e calculados os índices de paisagem – porcentagem de habitat (PLAND), densidade de borda (ED), forma do fragmento (SHAPE) –, com raios de busca de 250m, 500m, 1.000m e 2.000m ao redor de cada ponto amostral. A influência do habitat na riqueza e abundância de espécies foi verificada por meio de ANOVA. Foi gerado um mapa de uso de habitats por parte dos mamíferos carnívoros, através de uma análise de regressão *stepwise*, que utilizou dados de riqueza e abundância de espécies, tipo de habitat e os índices da paisagem. Não foi identificada influência significativa do habitat na ocorrência dos animais ($F=2,84$; $p>0,05$). O melhor modelo de regressão foi o que considerou os parâmetros: raio de busca = 250m; $0.04219*PLAND(CAO) + 0.01174*PLAND(CSS) + 5.04857* SHP(EU) - 0.26911*ED(EU)$ ($R^2=0.88$; $p<0.01$). O mapa final mostrou que as plantações de eucalipto e o cerradão são intensamente usados por mamíferos como *Puma concolor*, *Chrysocyon brachyurus*, *Leopardus pardalis*, *Eira barbara*, e indicou que habitats não-nativos podem ter alto valor para a conservação, quando funcionam como matrizes permeáveis.

Palavras-chave: fragmentação de habitats, uso de habitats, carnívoros, ecologia de paisagem.

5.1 INTRODUÇÃO:

Dada a crescente perda de habitats e diminuição de áreas naturais contínuas, a forma e a intensidade de uso dos habitats remanescentes por parte da comunidade animal torna-se uma questão relevante para a conservação dessas espécies.

O uso de habitats por mamíferos carnívoros é bastante estudado, uma vez que essa guilda possui representantes que ocupam o topo da cadeia alimentar e são responsáveis por vários processos ecológicos dentro da comunidade (Crooks, 2002; Miller *et al.*, 2001). Habitats com grande intensidade de uso geralmente oferecem muitos recursos (alimentares e/ou espaciais) ou ligam duas ou mais áreas que possuam esses recursos, neste caso funcionando como corredores ecológicos. Portanto, ambientes com grande intensidade de uso são aqueles que apresentam qualidade suficiente para manter o trânsito ou a residência de uma espécie em uma paisagem (Garshelis, 2000).

Na maioria das vezes, os remanescentes de vegetação nativa encontram-se imersos em terras antropizadas, que vão constituir as matrizes. A matriz funciona como um filtro seletivo para o movimento das espécies pela paisagem, entre os fragmentos de habitat (Gascón *et al.*, 1999), portanto, a persistência de populações em ambientes fragmentados depende, em grande parte, da permeabilidade da matriz. Além de influenciar na movimentação dos indivíduos entre fragmentos de habitat, a qualidade da matriz, conforme os recursos que oferece à espécie, também irá determinar o tempo de permanência dos indivíduos nesse ambiente (Aberg *et al.*, 1995). Dessa forma, quando apresenta qualidade satisfatória, a matriz pode caracterizar um tipo de habitat do qual as espécies realmente se utilizam, seja em busca de recursos, seja em trânsito entre habitats preferenciais (Smallwood & Fitzhugh, 1995).

Vários autores estudaram o uso de habitats por diversas espécies e expressaram ou compararam seus resultados sob a forma de modelos ou de estatísticas (Lopes & Mantovani, 2005; Straube *et al.*, 2005; Jácomo *et al.*, 2004; Rodrigues, 2002). Os objetivos deste trabalho foram: i) determinar a intensidade de uso dos diferentes habitats da área de estudo pelas espécies de mamíferos carnívoros; ii) expressar a intensidade de uso dos habitats sob forma espacializada.

5.2 ÁREA DE ESTUDO:

A área deste estudo localiza-se na região nordeste do estado de São Paulo e abrange os municípios de Santa Rita do Passa-Quatro e Luiz Antônio (21°31'15"S - 47°34'42"W; 21°44'24"S - 47°52'01"W). É delimitada a Leste pela rodovia Anhangüera e ao Sul pelo rio Mogi-Guaçu, cobrindo aproximadamente 50.000 ha (Figura 28).

Figura 28: Localização da área de estudo. A= Estação Ecológica de Jataí (EEJ); B= Antiga Estação Experimental de Luiz Antônio (EELA); C= EEJ – Gleba Oitocentos Alqueires; D= Parque Estadual de Vassununga (PEV) – Gleba Cerrado Pé-de-Gigante; E= PEV – Gleba Praxedes; F= PEV = Gleba Capetinga Oeste; G= Área particular – Fazenda Limoeiro; H e I= Cultivo de eucalipto – Votorantim Celulose e Papel. Estão destacados os pontos de coleta de dados. (FONTE: Acervo cartográfico LEPAC/USP. Org: Maria Carolina Lyra-Jorge).

A vegetação natural da região é composta por um mosaico de manchas de floresta estacional semidecídua e de diferentes fisionomias de savana (Shida, 2005), principalmente o “cerradão” e o “cerrado *sensu stricto*” (*sensu* Coutinho, 1978). No entanto, devido à crescente expansão da agricultura, a região perdeu por volta de 410.000 ha de sua cobertura vegetal original desde 1962, o que representa uma redução de 60% (Kronka *et al.*, 1993; Shida, 2005).

A área de estudo compreende duas unidades de conservação, constituídas por glebas (fragmentos) de vegetação nativa. São elas a Estação Ecológica de Jataí (EEJ) e o Parque Estadual do Vassununga (PEV). A EEJ possui duas glebas, predominantemente cobertas por cerrado (Figura 28, letras A e C), a “Oitocentos Alqueires” e a própria sede da estação ecológica. Numa área contígua à EEJ existia a Estação Experimental de Luiz Antônio (EELA) (Figura 28, letra B) que, em 2002, foi anexada à EEJ, ampliando sua área total (Decreto 47.096 de 18 de setembro de 2002). Com isso, as áreas antes cobertas por *Pinus* sp foram gradativamente desmatadas e permitiu-se a regeneração natural da vegetação nativa da região.

O PEV possui cinco glebas: Praxedes, Capetinga Oeste, Capetinga Leste, Maravilha e Cerrado Pé-de-Gigante, sendo as quatro primeiras cobertas por floresta semidecídua e a última, de maior tamanho, por vegetação predominante de cerrado *sensu stricto* (Figura 28, letras D, E, F).

5.3 MÉTODOS:

A fim de estimar a ocorrência de mamíferos carnívoros de médio e grande porte, foi utilizado o método do armadilhamento fotográfico, com 21 câmeras automáticas, durante 18 meses (agosto/2004 a janeiro/2006), totalizando 12.960 horas de exposição.

As armadilhas fotográficas foram distribuídas pela área de estudo em pontos sorteados dentro de cada fragmento de vegetação nativa e plantações de eucaliptos. Foram amostrados oito fragmentos de vegetação nativa (três de cerrado, três de cerrado *sensu stricto*, dois de floresta semidecídua) e dois com plantio homogêneo de eucaliptos, totalizando nove câmeras no cerrado, seis no cerrado *sensu stricto*, dois na floresta semidecídua e quatro nas plantações de eucalipto (Figura 28). As armadilhas fotográficas foram distribuídas seguindo-se três premissas: i) situados em trilhas ou estradas de terra pré-existentes; ii) situados em locais com registros anteriores de animais; iii) ao abrigo do sol (uma vez que as câmeras fotográficas disparam quando expostas a um forte calor). As câmeras fotográficas eram acionadas pelo calor e movimento dos animais. Eram visitadas

---

a cada viagem a campo, para a troca dos filmes fotográficos e das pilhas, e permaneceram ativas durante todo o experimento.

Foram realizadas análises de variância (ANOVA) para avaliar a influência dos habitats na ocorrência dos mamíferos carnívoros (Zar, 1999).

A partir de uma imagem de satélite Landsat5/TM (de 22 de fevereiro de 2005), com resolução espacial de 30 m x 30 m, foi gerado um mapa de uso e cobertura das terras. A imagem de satélite foi georreferenciada com base nas cartas topográficas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, na escala 1:50.000 (IBGE, 1973). As coordenadas foram adquiridas no sistema UTM, datum Córrego Alegre, com precisão média nominal de 10 m. Foram utilizadas as bandas espectrais TM3, TM4 e TM5 e o procedimento envolveu as seguintes etapas: I) segmentação da imagem; II) classificação não supervisionada (método ISOSEG); III) identificação das fitofisionomias (conforme Coutinho, 1978); IV) edição e V) validação em campo. A fase da edição contou tanto com o conhecimento prévio em campo, como com bibliografia e auxílio de fotografias aéreas (escala 1:30.000, ano 2001), disponíveis para parte da área de estudo. Os procedimentos de georreferenciamento, classificação digital e edição foram realizados no Sistema de Processamento de Informações Geo-referenciadas – SPRING (INPE, 2005)

Os pontos de coleta foram localizados no mapa de uso e cobertura das terras e, ao redor desses pontos, estabeleceram-se raios de busca de 250 m, 500 m, 1.000 m e 2.000 m. Dentro das áreas delimitadas por esses raios, calcularam-se as seguintes métricas da paisagem, para cada classe de cobertura: a) porcentagem da classe na paisagem (PLAND); b) densidade de borda das coberturas vegetais encontradas na área delimitada pelo raio de busca (ED); e c) forma dos fragmentos com diferentes coberturas vegetais encontrados na área delimitada pelo raio de busca (SHAPE), utilizando-se o programa FRAGSTATS (McGarigal & Marks, 1995).

As imagens geradas pelo programa FRAGSTATS foram exportadas para o sistema SPRING, no formato numérico. Com isto, foi possível associar, para cada ponto de coleta, seus respectivos valores de métricas, em suas respectivas classes de vegetação, conforme os diferentes raios de busca. Organizou-se então uma tabela de atributos dos pontos de coleta com os valores das métricas supracitadas.

Para estimar quais variáveis da paisagem influenciavam no uso dos habitats pelos mamíferos carnívoros amostrados pelas armadilhas fotográficas, realizaram-se análises de regressão *stepwise*, que tiveram a ocorrência dos carnívoros como variável dependente e, como variáveis independentes, as métricas de paisagem (PLAND, ED e SHAPE) para as quatro classes de cobertura vegetal (cerrado *sensu stricto*, cerradão, floresta semidecídua e plantação de eucaliptos) e para os quatro raios de busca (250 m, 500 m, 1.000 m e 2.000 m). A análise de regressão *stepwise* utilizou o modelo geral abaixo:

$$IU = \beta_1 * M(d, c1) + \beta_2 * M(d, c2) + \beta_3 * M(d, c3) + \beta_4 * M(d, c4) + \varepsilon$$

sendo, *IU* = intensidade de uso; $\beta_1... \beta_4$ = parâmetros da regressão; $M(d, ci)$ = métricas de paisagem (PLAND, ED e SHP), computadas para a distância *d* (raio de busca) e para a classe *ci*; *i* são as classes de cobertura (cerrado s.s., cerradão, eucalipto e floresta semidecídua); ε = erro.

A tabela de atributos dos pontos de coleta com os respectivos valores das métricas de paisagem foi utilizada para estimar os parâmetros da regressão, seguindo-se o modelo geral acima. Foram testadas as significâncias de cada variável independente, decidindo-se pela inclusão ou exclusão de variáveis no modelo conforme sua contribuição adicional fosse ou não estatisticamente significativa. As análises estatísticas foram realizadas utilizando-se os programas Statistical Analysis System (SAS, 2004) e Statistica 6.0 (StatSoft Inc, 2001).

O modelo com maior valor de coeficiente de determinação (R^2) foi selecionado e serviu como base para a geração do mapa de intensidade de uso dos habitats pelos mamíferos carnívoros amostrados, partindo-se da premissa de que o maior número de ocorrências dos carnívoros em cada ponto de coleta representava a maior intensidade de uso naquele ponto. Os parâmetros da regressão foram incluídos no sistema SPRING, para a geração de mapas no formato numérico. Ao mapa numérico atribuíram-se tonalidades mais claras ou mais escuras, de tal forma que o menor valor – correspondente ao habitat menos usado – foi associado à cor branca e o maior valor corresponde ao habitat com maior intensidade de uso, à cor preta.

5.4 RESULTADOS:

Foram mapeadas 11 classes de uso e cobertura das terras (Figura 29), das quais apenas quatro foram amostradas pelo método do armadilhamento fotográfico. As 11 classes mapeadas foram: a) cultura de cana-de-açúcar, cobrindo 32% da área de estudo; b) reflorestamento com eucaliptos, 25% da área; c) cerradão, 17% da área; d) cerrado *sensu stricto*, 7% da área; e) floresta ripária, 5% da área; f) floresta semidecídua, 2% da área; g) áreas alagáveis, 2% da área; h) áreas de recuperação, onde o *Pinus* foi cortado e permitiu-se a regeneração natural, cobrindo 2% da área de estudo; i) pastagem, 2% da área; j) cultura de laranja, com 1% da área; e k) áreas urbanas, ocupando 1% da área de estudo.

Figura 29: Área de estudo, classificada de acordo com a cobertura vegetal e uso das terras. Cada ponto destacado representa o local onde foram dispostas as câmeras fotográficas, bem como a área formada pelo raio de busca de 250 m. (FONTE: Acervo cartográfico LEPAC/USP. Org: Maria Carolina Lyra-Jorge).

Nas quatro classes de vegetação amostradas (cerradão, cerrado *sensu stricto*, floresta semidecídua e plantação de eucaliptos), foram registradas nove espécies de carnívoros, pertencentes a quatro diferentes famílias (Tabela 5).

Tabela 5: Espécies de mamíferos carnívoros registrados na área de estudo, número total de registros para cada espécie e número de registros em cada classe de vegetação. CD= cerradão, SS= cerrado *sensu stricto*, FSD= floresta semidecídua, EU= plantação de eucaliptos.

Número de Registros	Espécie	Família	Classe de vegetação			
			CD	SS	FSD	EU
18	<i>Puma concolor</i>	Felidae	7	2	1	8
13	<i>Leopardus pardalis</i>	Felidae	9	2	0	2
1	<i>Puma yagouaroundi</i>	Felidae	0	0	0	1
1	<i>Leopardus tigrinus</i>	Felidae	0	1	0	0
14	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Canidae	7	1	0	6
2	<i>Cerdocyon thous</i>	Canidae	2	0	0	0
4	<i>Eira bárbara</i>	Mustelidae	1	1	0	2
4	<i>Conepatus semistriatus</i>	Mephitidae	3	1	0	0
2	<i>Nasua nasua</i>	Procyonidae	1	1	0	0

A ANOVA mostrou que a ocorrência das espécies não variou significativamente com o tipo de habitat ($F = 2,84$; $p > 0,05$).

O modelo com maior R^2 gerado considerou as ocorrências de todos os mamíferos carnívoros amostrados, os quatro habitats amostrados (cerrado *sensu stricto*, cerradão, floresta semidecídua e plantação de eucaliptos), as métricas de paisagem e apenas o raio de busca igual a 250 m:

$$ABD = 0,04219*PLAND_{cerradao} + 0,01174*PLAND_{cerrado\ s.s.} + 5,04857* SHP_{eucalipto} - 0,26911*ED_{eucalipto}, \text{ onde, } R^2 = 0,88 \text{ (} p < 0,01 \text{)}.$$

A variável independente que mais contribuiu com o modelo foi $PLAND_{cerradão}$ (R^2 parcial = 0,50; $p < 0,01$). Os demais raios de busca (500 m, 1.000 m e 2.000 m) não apresentaram respostas estatisticamente significativas no modelo de regressão.

O mapa de uso dos habitats por todos os mamíferos carnívoros amostrados, gerado no sistema SPRING a partir do modelo, é apresentado na Figura 30.

Figura 30: Uso dos habitats da bacia do rio Mogi-Guaçu em função da ocorrência de todos os carnívoros amostrados. As áreas mais escuras apresentam maior intensidade de uso e as mais claras, menor intensidade de uso. A área hachurada representa as classes de uso que não foram amostradas nas análises. As áreas com hachuras e contorno são áreas urbanizadas. Cada ponto destacado representa o local onde foram dispostas as câmeras fotográficas, bem como a área formada pelo raio de busca de 250 m. (FONTE: Acervo cartográfico LEPAC/USP. Org: Maria Carolina Lyra-Jorge).

5.5 DISCUSSÃO:

Este estudo sugere uma metodologia que permite visualizar, de forma espacializada, a intensidade de uso dos habitats de uma região por espécies determinadas.

A abordagem estatística (por meio de ANOVA) não mostrou diferença na riqueza encontrada nos habitats amostrados. No entanto, a abordagem espacializada, envolvendo raios de busca considerou também o entorno, assumindo a influência das bordas, da forma e da porcentagem daquela classe de cobertura na paisagem; buscando entender a influência do habitat na ocorrência de mamíferos carnívoros. Dessa forma, surgiram variações no resultado final, representado no mapa.

O modelo gerado mostrou a menor intensidade de uso pelos mamíferos carnívoros nas florestas semidecíduas. Esses fragmentos florestais, apesar de serem estruturalmente mais complexos e, *a priori*, poderem oferecer mais recursos para a fauna, possuem, na área deste estudo, extensões muito

---

pequenas e sofrem fortes pressões, já que estão imersos em monoculturas de cana-de-açúcar. O manejo agrícola intensivo da cultura de cana-de-açúcar, com colheita anual da produção e utilização de queimadas tanto para a colheita como para o preparo do solo (UNICA, 2007), impõe grande pressão negativa sobre os fragmentos nativos remanescentes. Além disso, os fragmentos florestais são os remanescentes de vegetação nativa que apresentam o mais antigo histórico de isolamento na região, desde a década de 1960 (Shida, 2005).

Os fragmentos de cerrado *sensu stricto* também apresentam baixa intensidade de uso. Eles possuem áreas relativamente pequenas (exceto a gleba Pé-de-Gigante) e encontram-se ou circundados por monoculturas de cana-de-açúcar, ou ao lado da rodovia Anhangüera, uma rodovia de grande porte e que provoca barulho, acúmulo de lixo e atropelamentos de animais.

Por outro lado, uma grande intensidade de uso foi observada nos fragmentos de cerradão, bem como nas plantações de eucaliptos. Os fragmentos de cerradão são os de maior extensão dentro da área de estudo. Além disso, todos eles estão inseridos em unidades de conservação. Aqueles que pertencem à EEJ têm em seu limite mais ocidental o rio Mogi-Guaçú e possuem seus entornos menos degradados, representados por matas ripárias e áreas de vegetação em recuperação, que são áreas que anteriormente faziam parte da EELA, a qual foi incorporada à EEJ. Um dos fragmentos de cerradão que constitui uma gleba da EEJ (“Oitocentos Alqueires”) é totalmente imerso no reflorestamento de eucaliptos, além de possuir uma grande extensão, como os demais fragmentos de cerradão. Esse contexto – grande extensão, proteção em unidade de conservação e proximidade a corpos d’água – faz com que os fragmentos de cerradão apresentem melhor “qualidade ecológica”.

As plantações de eucaliptos, apesar de serem monoculturas, constituem um ambiente florestal e, diferentemente de outras culturas agrícolas da região, têm ciclo de cultivo relativamente longo, de aproximadamente sete anos entre um corte e outro. Soma-se a isso o fato dos fragmentos com plantio de eucaliptos que foram amostrados conectarem pelo menos três fragmentos grandes de vegetação nativa, sendo que dois deles possuem a cobertura vegetal de cerradão, que foi a fitofisionomia que melhor explicou, no modelo, a grande quantidade de ocorrências de uma espécie numa determinada classe de cobertura. Esses

---

motivos parecem tornar a matriz de eucaliptos um ambiente de potencial uso pelos mamíferos carnívoros de médio e grande porte.

Concluindo, os dados obtidos sugerem que a matriz florestal de eucaliptos, ainda que homogênea, é permeável aos mamíferos carnívoros e, pelo fato de existirem na vizinhança habitats naturais que oferecem recursos à fauna, servem como corredores a essas espécies. Esses habitats naturais remanescentes podem funcionar como fragmentos fontes, ou seja, os provedores da biodiversidade local (Pulliam, 1988).

Uma vez que mamíferos carnívoros de médio e grande porte são, freqüentemente, animais territorialistas, o processo de dispersão dentro da população é essencial para sua dinâmica e esse processo depende da configuração espacial dos ambientes utilizados pelas espécies na paisagem, ressaltando a importância da matriz (Cullen *et al.*, 2005; Bani *et al.*, 2002). O uso intenso da matriz sugere diminuição acentuada de terras com habitats originalmente nativos, o que pode ter levado espécies mais especialistas à extinção local, ou à adaptação das espécies generalistas às novas condições da paisagem (Reznick *et al.*, 2004).

Este estudo chama a atenção para a necessidade crescente de se gerarem informações a respeito do uso de habitats e matrizes pela fauna, em paisagens alteradas. Esforços que visem à conservação de populações animais devem considerar o uso das matrizes por parte dessas espécies. A maior parte de terras que envolvem remanescentes de vegetação nativa é utilizada pelo homem para a agricultura, portanto, é preciso zelar não só pelas terras que ainda possuem cobertura vegetal nativa, mas também por aquelas que estão envolvendo os remanescentes (Vandermeer & Perfecto, 1997).

AGRADECIMENTOS:

Os autores agradecem ao Dr. Carlos Alberto Vettorazzi pelas sugestões a este artigo e ao MsC Giordano Ciocheti pelo imprescindível auxílio do campo; agradecem também à Neotropical Grassland Conservancy e ao CNPQ pelo apoio financeiro.

5.6 LITERATURA CITADA:

- ARBERG, J.; JANSSON, G.; SWENSON, J.E.; ANGELSTAM, P. 1995. The effect of matrix on the occurrence of hazel grouse in isolated habitat fragments. *Oecologia* 103:265-269.
- BANI, L.; BAIETTO, M.; BOTTONI, L.; MASSA, R. 2002. The use of focal species in designing a habitat network for a lowland area of Lombardy, Italy. *Conservation Biology* 16(3):826-831.
- COUTINHO, L.M. 1978. O conceito de cerrado. *Revista Brasileira Botânica* 1:17-23.
- CROOKS, K. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16(2): 488-502.
- CULLEN Jr, L.; ABREU, K.C.; SANA, D.; NAVA, A.F.D. 2005. As onças-pintadas como detetives da paisagem no corredor do Alto Paraná, Brasil. *Natureza & Conservação* 3(1):43-58.
- GASCÓN, C.; LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD, R.O.; MALCOM, J.R.; STOUFFER, P.C.; VASCONCELOS, H.; LAURANCE, W.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91:223-229.
- GARSHELIS, D.L. 2000. Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection and importance. IN: Research techniques in animal ecology: controversies and consequences. Columbia University Press.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 1973. Cartas Topográficas Luis Pulador (folha SF-22-Z-B-IV-3). IBGE, Rio de Janeiro.
- INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2005. SPRING – Sistema de Processamento de Informações Georreferenciadas. Versão 4.1, disponível em <www.dpi.inpe.br/spring>. Acessado em 01/junho/2005.
- JÁCOMO, A.T.A.; SILVEIRA, L.; DINIZ-FILHO, A.F. 2004. Niche separation between maned wolf, the crab-eating fox and the hoary fox in central Brazil. *Journal of Zoology of London* 262: 99-106.
- KRONKA, F.J.N.; MATSUKUMA, C.K.; NALON, M.A.; DEL CALI, I.H.; ROSSI, M.; MATOS, I.F.A.; SHIN-IKE, M.S.; PONTINHAS, A.S. 1993. *Inventário Florestal do estado de São Paulo*. Instituto Florestal. São Paulo. 199p.

-
- LOPES, A.L.B.; MANTOVANI, J.E. 2005. Determinação da área de vida e do uso de habitats pela jaguatirica na região nordeste do Estado de São Paulo. Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Goiânia, Brasil. 16-25/abril/2005. pp.3129-3135.
- MCGARIGAL, K.; MARKS, B. 1995. *FRAGSTATS: spatial pattern analysis. Program to quantifying landscape structure*. Department of Agriculture, Forest Service. USA. 122pp.
- MILLER, B.; DUGELBY, B.; FOREMAN, D.; RIO, C.M.; NOSS, R.; PHILLIPS, M.; READING, R.; SOULÉ, M.E.; TERBORGH, J.; WILLCOX, L. 2001. The importance of large carnivores to healthy ecosystems. *Endangered Species UPDATE* 18(5): 202-210.
- PULLIAM, H.R. Sources, sinks, and population regulation. *American Naturalist* 132(5): 652-661.
- REZNICK, D.; RODD, H.; NUNNEY, L. 2004. Empirical evidence for rapid evolution. IN: FERRIÈRE, R.; DIEKMANN, U.; COUVERT, D. [Eds.]. *Evolutionary Conservation Biology*. Cambridge University Press. Cambridge, U.K. 428p.
- RODRIGUES, F.H.G. 2002. Biologia e conservação do lobo-guará na Estação de Águas Emendadas, DF. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP. Campinas. São Paulo. 105pp.
- SAS Institute, Inc. 2004. The SAS User Guide. SAS Institute, Cary, North Carolina, 452p.
- SHIDA, C.N. 2005. Caracterização física do Cerrado Pé-de-Gigante e uso das terras na região. Evolução do uso da terras na região. IN: PIVELLO, V.R.; VARANDA, E. *O Cerrado Pé-de-Gigante. Parque Estadual de Vassununga. Ecologia e Conservação*. SMA. São Paulo. 312pp.
- SMALLWOOD K.S.; FITZHUGH, E.L. 1995. A track count for estimating mountain lion *Felis concolor californica* population trend. *Biological Conservation* 71:251-259.
- STATSOFT INC. 2001. STATISTICA V.6.0. Disponível em <www.statsoft.com> Acessado em 20/janeiro/2006.
- STRAUBE, F.C.; URBEN-FILHO, A.; GATTO, C. 2005. A avifauna do Parque Estadual do Cerrado (Jaguariaíva, Paraná) e a conservação do cerrado em seu limite meridional de sua ocorrência. *Atua. Ornitologia* 127: 29-40.

UNICA-UNIÃO CANAVIEIRA DE SÃO PAULO. Disponível em:

<<http://www.unica.com.br>> Acessado em 20/junho/2007.

VANDERMEER, J.; PERFECTO, I. 1997. The agroecosystem: a need for the conservation biologist's lens. *Conservation Biology* 11(3): 591-592.

ZAR, J.H. 1999. Biostatistical analysis. Prencinton Hall, New Jersey.

*Comparação de métodos de amostragem de
mamíferos de médio e grande porte:
armadilhamento fotográfico e registro em canteiro de pegadas*

SUMMARY:

Activities involving fauna monitoring are usually limited by the lack of resources, and therefore, the choice of a proper and efficient methodology is fundamental to maximize the cost-benefit ratio. Both direct and indirect methods can be used to monitor mammals, but the last are mostly used due to the difficulty to come in sight of and/or to capture the individuals, besides being cheaper. We compared the performance of two methods in detecting medium and large-sized mammal richness: track plot recording (indirect method) and camera trapping (direct method), and their costs were assessed. The experiment was conducted at Jataí Ecological Station (S21°31'15"- W47°34'42" – SP, Brazil). Ten camera traps were installed along a dirt road directly in front of ten track plots, and were monitored for ten days. The plots were cleaned, the cameras adjusted, and the recorded species noted down every day. The track plot method performed better on detecting individuals, whereas camera trapping was a more accurate method and also permits investigating the species biology. On the other hand, camera trapping showed a strong bias towards individual body mass ($R^2 = 0.70$; $p = 0.017$) and this methodology costs about 1.5 times more. The two methods showed to be complementary as they sampled the local richness in different ways (Wilcoxon: $T = 231$; $p < 0.01$).

Key words: camera trap, cost-benefit, mammal, recording methods, track plot.

RESUMO:

Atividades que envolvem monitoramento de fauna freqüentemente são limitadas pela escassez de recursos e a escolha de metodologia eficiente é, portanto, fundamental para maximizar a relação custo-benefício. Diferentes métodos podem ser usados para monitorar populações ou comunidades faunísticas. Para mamíferos, os métodos indiretos são os mais utilizados devido à dificuldade de avistamento e/ou captura das espécies, além de serem mais baratos que os métodos diretos. Foi comparado o desempenho entre um método indireto – registro em canteiro de pegadas – e um método direto – armadilhamento fotográfico – para a detecção de mamíferos médios e grandes, e foi avaliado o custo de cada método, na Estação Ecológica de Jataí (S21°31'15"-W47°52'01"- São Paulo, Brasil). Instalou-se 10 câmeras fotográficas, exatamente à frente de 10 canteiros de pegadas, ao longo de uma estrada de terra, que foram monitorados por dez dias. A cada dia, limpava-se os canteiros, ajustava-se as câmeras e anotava-se as espécies registradas. O método do registro em canteiro de pegadas apresentou um melhor desempenho na detecção dos indivíduos, mas o método do armadilhamento fotográfico mostrou-se muito mais acurado, podendo também ser utilizado para estudar a biologia das espécies. Entretanto, o método do armadilhamento fotográfico apresenta um forte viés com a massa corpórea dos indivíduos ($R^2 = 0,70$; $p = 0,017$) e seu custo é cerca de 1,5 vezes maior. Os métodos se mostraram complementares, pois tendem a amostrar de formas diferentes a riqueza local (Wilcoxon: $T=231$; $p < 0,01$).

6.1 INTRODUÇÃO:

Diferentes métodos podem ser usados para monitorar populações ou comunidades de fauna. Estudos populacionais com mamíferos médios e grandes freqüentemente adotam métodos indiretos, como identificação de fezes, de pegadas e de outros vestígios, devido à grande dificuldade de avistamento e/ou captura desses animais. Porém, apesar dos métodos indiretos serem factíveis e objetivos, nem sempre são muito acurados (Smallwood & Fitzhugh, 1995). Destes, provavelmente o método mais antigo para levantamentos de médios e grandes mamíferos é por meio da identificação de suas pegadas no substrato (Bider, 1968). Posteriormente, passou-se a utilizar também a identificação de fezes, ninhos, carreiros, arranhões, entre outros. Atualmente, metodologias mais sistematizadas estão disponíveis, como os transectos lineares (Rudran *et al.*, 1996), a chamada por vocalização (Jones *et al.*, 1996) ou o armadilhamento fotográfico (Wemmer *et al.*, 1996).

Qualquer que seja o método escolhido para se estudar os mamíferos de médio e grande porte, eles sempre apresentarão variados níveis de precisão e acurácia, além de diferir na relação custo-benefício (Gaidet-Dapier *et al.*, 2006). Para a escolha do melhor método, é importante ter muito claros os objetivos e a adequação do método aos objetivos. Depois disso, é importante conhecer o desempenho do método à finalidade desejada e analisar a relação entre esse desempenho e o custo do método. Limitações podem variar desde a dificuldade de acesso à área de estudo até a interação com aos moradores locais (Gaidet-Dapier *et al.*, 2006). Trabalhos que envolvem o monitoramento de fauna freqüentemente são limitados pela escassez de recursos, portanto, é determinante para o sucesso do trabalho analisar o desempenho dos métodos e seus custos.

Este estudo teve por objetivo: i) comparar a eficiência de dois métodos no registro da riqueza específica local de mamíferos de médio e grande porte: o registro em canteiros de pegadas e o armadilhamento fotográfico; ii) identificar a relação custo-benefício dos dois métodos.

6.2 ÁREA DE ESTUDO:

O experimento foi realizado na Estação Ecológica de Jataí (EEJ) (São Paulo-Brasil), entre as coordenadas aproximadas S21°31'15"- W47°34'42" e S21°44'24"- W47°52'01", durante o mês de julho de 2006 (estação seca). Na região, a vegetação nativa é composta por fragmentos remanescentes de floresta semidecídua e fisionomias de savana (cerrado), os quais se encontram dispersos em matriz agrícola (principalmente monocultura de cana-de-açúcar e eucaliptos). A cobertura vegetal predominante da EEJ é de floresta esclerófila (cerradão), sobre solo arenoso. A EEJ representa um dos últimos remanescentes de savana do estado de São Paulo (Shida, 2005).

6.3 MÉTODOS:

Os dados de campo foram coletados numa estrada de terra no interior da EEJ, onde foram distribuídas 10 câmeras fotográficas automáticas da marca *Trapa-câmera*. Essas câmeras possuem um sensor de presença infra-vermelho, com um campo de ação de 90° na horizontal e 30° na vertical, e alcance de até 8 m. Dentro desse raio de ação, o sensor é capaz de detectar movimento de fontes de radiação infra-vermelha e disparar automaticamente a câmera. A sensibilidade do sensor é ajustada por foto-célula, aumentando na medida em que o nível de infra-vermelho no ambiente diminui, possuindo assim grande sensibilidade à noite. As câmeras foram dispostas com 700 m de distância entre si (uma vez que 7.000 m foi a distância máxima conseguida de forma contínua, em substrato adequado, dentro da estrada), voltadas para a estrada de terra e defronte a um canteiro de pegadas, formando uma unidade amostral. Foram demarcados 10 canteiros de pegadas, de 3 m X 1,5m, utilizando-se o substrato arenoso das próprias estradas. Durante o mês de julho de 2006 (estação seca), por 10 dias consecutivos, os canteiros de pegadas e as câmeras fotográficas foram conferidos uma vez por dia, onde foram anotadas as pegadas registradas em cada canteiro e o número de fotos tiradas por cada câmera. Em seguida, o canteiro era limpo, a fim de apagar os registros já contabilizados. Registros da mesma espécie no mesmo dia foram contabilizados apenas uma vez, bem como fotografias sequenciais da mesma espécie no mesmo dia.

O custo de cada método foi avaliado conforme duas categorias de despesas: fixas e variáveis. Despesas fixas são gastos que não se alteram ao

---

longo do projeto e despesas variáveis, ao contrário, são gastos que se alteram de acordo com as atividades do projeto (Martins, 2003).

- Armadilhamento fotográfico:

a) despesas fixas: aparelho GPS (Global Positioning System);

b) despesas variáveis: armadilha fotográfica, filme fotográfico, pilha (cinco pilhas por armadilha fotográfica), revelação fotográfica, combustível, diárias de campo do pesquisador, auxiliar de campo.

- Registro em canteiro de pegadas:

a) despesas fixas: aparelho GPS;

b) despesas variáveis: combustível, diárias de campo do pesquisador.

No cálculo dos custos, foram consideradas dez armadilhas fotográficas e dez dias de amostragem. Não foi incluído o valor do veículo utilizado, bem como sua depreciação com o uso. O método do canteiro de pegadas não prevê um auxiliar de campo, já que a presença do pesquisador é imprescindível, conforme será discutido abaixo. Os custos foram convertidos de real para dólar americano, no câmbio de 06/04/2007.

As análises estatísticas consideraram cada ponto/dia uma unidade amostral, totalizando 100 unidades amostrais (10 pontos x 10 dias). Partiu-se da premissa que os mamíferos de médio e grande porte têm a mesma chance de serem fotografados pelas armadilhas ou de terem suas pegadas registradas nos canteiros.

A capacidade de detecção de cada um dos métodos foi obtida pela divisão do número de registros (fotos ou pegadas) pelo número de horas de exposição (240 horas).

Uma vez que a distribuição dos dados não foi normal, o teste de Wilcoxon foi utilizado para comparar todos os registros realizados pelos dois métodos, durante todo experimento, de forma pareada (registro câmera e registro canteiro), em cada ponto de coleta (Zar, 1999).

A dependência entre o número de registros das espécies amostradas para cada um dos métodos foi testada por meio de um teste de qui-quadrado com correção de Yates, usando-se uma tabela de contingência 2X2 (Zar, 1999) para cada espécie. Quando notada a ausência de registros de determinada espécie para algum dos métodos, testou-se a dependência entre a massa corpórea média

da espécie e o número de registros por esse método, por meio de uma correlação de Spearman. O valor da massa corpórea de cada espécie foi baseado em dados de Silveira (1999).

Todas as análises estatísticas foram calculadas por meio do programa BioStat 3.0 (Ayres *et al.*, 2003).

6.4 RESULTADOS:

Foram registrados, pelos dois métodos, seis taxa de médios e grandes mamíferos (Tabela 6).

O teste de Wilcoxon foi altamente significativo atestando diferença no resultado das coletas dos métodos amostrados ($T = 231$; $p < 0,01$), ou seja, os métodos tendem a amostrar de forma diferente a riqueza local.

A capacidade de detecção do método do armadilhamento fotográfico foi de 0,09 registro/hora, enquanto que do método de registro em canteiros de pegadas foi de 0,25 registro/hora. O teste do qui-quadrado sugere dependência entre a massa corpórea das espécies e a detecção por armadilhamento fotográfico (Tabela 6). Essa tendência foi confirmada pela correlação de Spearman ($R^2 = 0,70$ e $p = 0,017$).

Tabela 6: Valor de qui quadrado (X^2) para as espécies amostradas por meio do armadilhamento fotográfico e registro em canteiro de pegadas. Valores de massa corpórea de acordo com Silveira (1999) (** = $p < 0,01$; ns=não significativo). MC=massa corpórea; RAF= número de registros pelo método do armadilhamento fotográfico; RCP= número de registros pelo método do canteiro de pegadas.

Espécies	MC(kg)	X^2	RAF	RCP
<i>Puma concolor</i>	70.0	29.84**	8	6
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	23.0	20.18**	4	6
<i>Mazama</i> sp	30.0	49.49**	1	2
<i>Conepatus semistriatus</i>	3.0	0.13	2	6
<i>Dasyus</i> sp	1.0	0.42	1	4
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	2.0	0.27	1	4

O custo estimado do método do armadilhamento fotográfico foi 1,5 vezes maior que o custo do método do registro em canteiro de pegadas (Tabela 7).

Tabela 7: Comparação dos custos dos diferentes itens dos dois métodos avaliados na amostragem de mamíferos: armadilhamento fotográfico e registro em canteiro de pegadas.

Despesas fixas (US\$)				Despesas variáveis (US\$)		
	item	Valor	Total	Item	Valor	Total
		unitário			unitário	
Armadilhamento fotográfico	GPS	394,00	394,00	camera traps	197,00	1.970,44
				Filmes	4,93	49,30
				Pilhas	1,36	67,80
				Revelação	7,39	73,90
				Diesel	73,90	73,90
				Diária do pesquisador	73,90	73,90
				Assistente de campo	98,53	98,53
Total					2.801,77	
Registro canteiro de pegadas	GPS	394,00	394,00	Diesel	73,90	739,00
				Diária do pesquisador	73,90	739,00
Total					1.872,00	

6.5 DISCUSSÃO:

Os métodos do armadilhamento fotográfico e do registro em canteiro de pegadas tendem a amostrar de formas diferentes as espécies de mamíferos de médio e grande porte. Apesar das unidades amostrais não apresentarem independência espacial, considerou-se a mesma cobertura vegetal e a mesma distribuição para as câmeras fotográficas e para os canteiros de pegadas e a média da massa corpórea, encontradas na literatura, dos indivíduos adultos de cada espécie; neste último, desconsiderou-se as variações individuais de cada espécie. Dessa forma, as variações encontradas nos resultados devem indicar diferenças na detecção das espécies pelos dois métodos amostrados, o que era o objetivo desse trabalho. Portanto, os métodos foram considerados complementares e, juntos, oferecem resultados de melhor qualidade do que isoladamente. Barea-Azeón *et al.*(2007), chegaram à mesma conclusão num estudo de levantamento de carnívoros, numa região típica do Mediterrâneo. Neste estudo, os autores avaliaram a eficiência na identificação de fezes, estações de cheiro, armadilhamento fotográfico e armadilhas de gaiola e concluíram que a combinação de dois ou mais métodos sempre trazem melhor qualidade de

---

resultados, especialmente quando se trata de espécies mais raras e menos conspícuas.

Algumas vantagens e desvantagens puderam ser percebidas em ambos os métodos. O registro em canteiro de pegadas mostrou um melhor desempenho na detecção dos animais, quase três vezes superior ao armadilhamento fotográfico. Porém, esse método depende fortemente do conhecimento prévio do pesquisador para a identificação das pegadas registradas. O substrato de registro das pegadas pode, eventualmente, confundir o pesquisador quanto ao tamanho do indivíduo amostrado, já que substratos mais macios tornam as pegadas maiores (Stander, 1998); além disso, substratos mais duros e secos não registram as pegadas. Existem também problemas quanto à identificação de espécies cujo registro é bastante semelhante, como é o caso dos pequenos felinos (*Leopardus tigrinus*, *L. weidii*, *L. geoffroyi*, *L. colocolo* e *Puma yaguaroundi*) e alguns cervídeos (*Mazama americana* e *M. guazoubira*), por exemplo. Ainda, o método de registro em canteiros de pegadas é dependente das condições climáticas no período de amostragem, uma vez que chuvas e ventos fortes são capazes de apagar alguns registros. Finalmente, este método demanda mais tempo do pesquisador em campo, pois enquanto as câmeras fotográficas podem ser deixadas na área de estudo, os canteiros de pegadas devem ser conferidos diariamente para resultar num esforço amostral semelhante.

O armadilhamento fotográfico, apesar de ter mostrado pior desempenho na detecção dos animais, é certamente um método mais acurado pois, uma vez fotografado, o indivíduo é facilmente identificado até o nível de espécie. Para algumas espécies, principalmente aquelas com padrão de manchas em sua pelagem, é possível a individualização dos integrantes da população (Rudran *et al.*, 1996), o que pode ser útil em métodos de captura-marcação-recaptura; se a marca é visível (e.g. brincos coloridos ou cores marcantes pelo corpo) e pode ser vista na fotografia, foto pode ser considerada uma recaptura; desta forma, diminuem-se os custos e os riscos de ferir ou estressar o animal e o pesquisador numa recaptura verdadeira (Tomas *et al.*, 2007). Outra vantagem do armadilhamento fotográfico é que esse método não necessita da presença constante de um pesquisador monitorá-lo, como é o caso dos canteiros de pegadas. Qualquer pessoa treinada é capaz de trocar o filme e as pilhas do equipamento. Além disso, o armadilhamento fotográfico permite ainda estudos

---

sobre o padrão de atividade das espécies fotografadas, já que as câmeras podem registrar o horário de cada fotografia. Quando o horário é registrado, é possível inclusive avaliar a presença de indivíduos diferentes de uma mesma espécie, registrados em horários distintos no mesmo dia. Canteiros de pegadas não permitem essa diferenciação, pois pegadas de uma mesma espécie, no mesmo canteiro e no mesmo dia, são consideradas do mesmo indivíduo. Contudo, o método do armadilhamento fotográfico mostrou-se fortemente dependente da massa corpórea do animal, já que registrou mais as espécies maiores, em detrimento das menores. Esta tendência também foi verificada por Silveira *et al.* (2003).

Considerando-se os dois métodos, *a priori* eles parecem muito distintos, no entanto, a despeito do armadilhamento fotográfico ser mais caro que o registro em canteiro de pegadas, o primeiro oferece um registro permanente e as câmeras podem ser reutilizadas em outros projetos de pesquisa, amortizando o custo do método. Analogamente, Silveira *et al.* (2003) também concluíram que o armadilhamento fotográfico é o método mais apropriado para realizar um levantamento de mamíferos e que apesar do custo à primeira vista parecer alto, ele se dilui ao longo de vários projetos. Outros pesquisadores que avaliaram os custos e benefícios de métodos para registros de mamíferos concordam que os métodos mais caros, se mais acurados, são os melhores para estudos de longo prazo e/ou quando diferentes grupos de pesquisa compartilham o mesmo equipamento de campo (Stander, 1998; Sadlier *et al.*, 2004; Gaidet-Drapier *et al.*, 2006; Barea-Azeón *et al.*, 2007).

Ainda que levantamento de mamíferos sejam freqüentes na literatura, eles raramente se preocupam em comparar os diferentes métodos de coleta considerando sua eficiência e custo (mas veja: Stander, 1998, Silveira *et al.*, 2003; Gaidet-Drapier *et al.*, 2006; Barea-Azeón *et al.*, 2007). No entanto, algumas informações são essenciais para aqueles que coordenarão projetos de manejo de fauna e que planejarão suas estratégias e orçamentos (Sadlier *et al.*, 2004; Barea-Azeón *et al.*, 2007). Vários autores concordam que a investigação do desempenho de diferentes métodos de amostragem, em diferentes regiões e focando diferentes grupos animais, são extremamente necessários, mas ainda escassos (Gaidet-Drapier *et al.*, 2006; Barea-Azeón *et al.*, 2007).

AGRADECIMENTOS:

Agradecemos ao Msc. Milton Cezar Ribeiro e o Dr. Carlos Piña pelas sugestões a este artigo. Também agradecemos à Neotropical Grassland Conservancy e ao CNPQ pelo apoio financeiro.

6.6 LITERATURA CITADA:

- AYRES, M.; AYRES Jr, M.; AYRES, D.L.; SANTOS, A.S. 2003. BioStat 3.0. Sociedade Civil Mamirauá / MCT- CNPq. Belém, PA. Brasil.
- BAREA-AZEÓN, J.M.; VIRGÓS, E.; BALLESTEROS-DUPERÓN, E.; MOLEÓN, M.; CHIROSA, M. 2007. Surveying carnivores at large spatial scales: a comparison of four broad-applied methods. *Biodiversity and Conservation* 16:1213-1230.
- BIDER, J.R. 1968. Animal activity in uncontrolled terrestrial communities as determined by sand transect technique. *Ecological Monographs* 38:269-308.
- GAIDET-DRAPIER, N.; FRITZ, H. BOUGAREL, M. RENAUD, P.C.; POILECOT, P.; CHARDONNET, P.; COID, C.; POULET, D.; LE BEL, S. 2006. Cost and efficiency of large mammal census techniques: comparison of methods for a participatory approach in a communal area, Zimbabwe. *Biodiversity and Conservation* 15:735-754.
- JONES, C.; McSHEA, W.J.; CONROY, M.; KUNZ, T.H. 1996. Capturing mammals. Pages 115-176. in WILSON, D.E.; COLE, F.R.; NICHOLS, J.D.; RUDRAN, R.; FOSTER, M.S. 1996. *Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for mammals*. Smithsonian Institution Press.
- MARTINS, E. 2003. Contabilidade e custos. Editora Atlas. São Paulo. 390pp.
- RUDRAN, R.; KUNZ, T.H.; SOUTHWELL, C.; JARMAN; SMITH, A.P. 1996. Observational techniques for nonvolant mammals. Pages 81-114 in WILSON, D.E.; COLE, F.R.; NICHOLS, J.D.; RUDRAN, R.; FOSTER, M.S. 1996. *Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for mammals*. Smithsonian Institution Press.
- SADLER, L.M.J.; WEBBON, C.C.; BACKER, P.J.; HARRIS, S. 2004. Methods of monitoring red foxes *Vulpes vulpes* and badgers *Meles meles*: are field signs the answer? *Mammal Review* 34:75-98.
- SHIDA, C.N. 2005. Caracterização física do cerrado Pé-de-Gigante e uso das

-
- terras na região. Evolução do uso das terras na região. Pages: 25-47 in PIVELLO, V.R.& VARANDA, E. *O Cerrado Pé-de-Gigante. Parque Estadual de Vassununga. Ecologia e Conservação*. SEMA, São Paulo.
- SILVEIRA, L. 1999. Ecologia e conservação dos mamíferos carnívoros do Parque Nacional das Emas, Goiás. MsC thesis. Universidade Federal de Goiás. Brazil.
- SILVEIRA, L.; JÁCOMO, A.T.; DINIZ-FILHO, J.A. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114:351-355.
- SMALLWOOD, K.S.; FITZHUGH, E.L. 1995. A track count for estimating mountain lion *Felis concolor californica* population trends. *Biological Conservation* 71:251-259.
- STANDER, P.E. 1998. Spoor counts as indices of large carnivores populations: the relationship between spoor frequency, sampling effort and true density. *Journal of Applied Ecology*. 35:378-385.
- TOMAS, W.M.; MIRANDA, G.H.B. 2003. Uso de armadilhas fotográficas em levantamentos populacionais. Pages 243-268 IN: CULLEN Jr, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PÁDUA, C. 2003. *Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Editora UFPR.
- WEMMER, C.; KUNZ, T.; LUNDIE-JEKINS, G.; McSHEA, W. 1996. Mammalian Sign. Pages 157- 176 in WILSON, D.E.; COLE, F.R.; NICHOLS, J.D.; RUDRAN, R.; FOSTER, M.S. 1996. *Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for mammals*. Smithsonian Institution Press.
- ZAR, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prencinton Hall, New Jersey.

7.1 CONCLUSÕES GERAIS:

Com base nos diferentes estudos que compõem este trabalho, chegou-se às seguintes conclusões:

1) A área de estudo possui um histórico de substituição da cobertura vegetal original por monoculturas, entre elas a de eucaliptos. Dessa forma, os fragmentos de vegetação nativa encontram-se imersos numa matriz de terras antropizadas, constituindo a paisagem que é usada pela fauna da região. A ocorrência dos médios e grandes mamíferos se dá por toda área de estudo, seja ela com cobertura vegetal nativa ou não. A presença destes animais em terras antropizadas indica que mesmo alterados, essas áreas são importantes à conservação do grupo analisado. A monocultura de eucaliptos mostra-se um habitat bastante utilizado pelas espécies registradas, possivelmente por representar um ambiente florestal e mais protegido das inúmeras pressões antrópicas da região e, principalmente, por conectar fragmentos de vegetação nativa. Os fragmentos florestais nativos, apesar de estruturalmente mais complexos, encontram-se mais isolados, imersos na matriz de cana-de-açúcar e, conseqüentemente, com baixa ocorrência das espécies estudadas. O uso mais intenso da matriz de eucaliptos pode ser resultado da diminuição de habitats nativos na região, que causou à extinção de espécies mais especialistas, levando a um empobrecimento da diversidade local de mamíferos e indicando uma possível adaptação das espécies generalistas às novas condições da paisagem.

2) O método do armadilhamento fotográfico é mais dispendioso, porém mais acurado, que o método do registro em canteiros de pegadas. O primeiro método está fortemente correlacionado com a massa corpórea da espécie amostrada, podendo enviesar as análises de frequência de ocorrência de uma espécie numa determinada área. O segundo método apresenta um melhor desempenho, no entanto, carrega consigo uma forte influência do pesquisador responsável pela identificação das pegadas, dependendo muito de sua habilidade e experiência.

7.2 RECOMENDAÇÕES:

Os resultados deste estudo permitem fornecer recomendações de caráter conservacionista e acadêmico:

Quanto ao primeiro aspecto, no estado de São Paulo restam apenas cerca de 5% da cobertura vegetal nativa, conseqüentemente, todos os remanescentes, independentemente de seu tamanho, devem ser meritórios de preservação, pois podem ser importantes para a manutenção de populações de espécies que transitam na paisagem e usam esses remanescentes tanto como habitat como corredores para outras áreas.

As matrizes agrícolas que circundam os remanescentes de vegetação nativa são utilizadas pelas espécies amostradas neste estudo e provavelmente por outras. A incorporação de conceitos conservacionistas pelos processos de produção agrícola seria importante para incrementar o uso dessas áreas pelos animais. Por outro lado, também seria importante que os conservacionistas incorporassem as áreas agrícolas e silviculturais no entendimento de uso de habitats pelos animais.

Com relação às recomendações de caráter acadêmico, ainda são necessários vários estudos que abordem os processos decorrentes da fragmentação da paisagem. Esse trabalho sugere dois pontos que foram primordiais para o entendimento dos problemas nele propostos e que todavia, carecem de informações:

- a influência da permeabilidade das matrizes na fauna de vertebrados terrestres;
- a adaptação das espécies animais às modificações de seus habitats originais e o conseqüente uso de habitats antropizados.

A partir das informações geradas nesse trabalho, surgiram sugestões para trabalhos futuros:

- estudos que considerem a identificação individual dos espécimes amostrados, o que permitiria uma abordagem populacional dos mamíferos na região da área de estudo. Estudos populacionais são de grande valia para a conservação da biodiversidade, especialmente quando são de longo prazo, e geram dados passíveis de serem comparados ao longo do tempo;

- conhecer os fatores que influenciam nos resultados obtido por meio do método do armadilhamento fotográfico de mamíferos de médio e grande porte. Dois desses fatores ficaram bastante evidentes durante a execução deste estudo:

a) temperatura do ambiente – uma vez que as câmeras fotográficas são acionadas por movimentação de calor, em dias muito quentes, quando a temperatura ambiental fica próxima da temperatura corpórea do animal, a sensibilidade do sensor de calor diminui, reduzindo também o sucesso de captura de imagens; b) aprendizagem – em estudos de longo prazo, em que as câmeras fotográficas permanecem no mesmo ponto por muito tempo, os animais terminam por “aprender” a localização da câmera e a evitá-la, já que o flash é um estímulo desagradável. Dessa forma, o sucesso de captura de imagens no início do estudo é maior.

ANEXO 2:

Carnivore mammals in a fragmented landscape in São Paulo State, Brazil

Maria Carolina Lyra-Jorge, Giordano Ciocheti, Vânia Regina Pivello

Laboratory of Conservation and Landscape Ecology

Department of Ecology – University of São Paulo

Rua do Matão, Travessa 14, 321 – CEP 05508-900

Cidade Universitária – São Paulo – Brasil

Contact: carolina_ecologia@hotmail.com

Key Words: agroecosystem, Brazilian savanna, camera trap, carnivore, cerrado, habitat fragmentation, mammals, track plot.

SUMMARY:

São Paulo is the most developed State in Brazil and little of its native vegetation remains. In Luiz Antonio and Santa Rita do Passa-Quatro municipalities, only small fragments of *cerrado* (Brazilian savanna) physiognomies (*cerradão*, *cerrado sensu stricto*) and semideciduous forest have been left, surrounded by eucalyptus silviculture and sugar-cane agriculture. However, that vegetation mosaic still shelters large mammals, including several carnivore species. To detect the carnivores still present in such a mosaic area (50,000 ha), and to find out how they use the landscape, we recorded the animals through 21 camera traps and 21 track plots, during 18 months. Species richness, diversity and relative frequency were evaluated according to the habitat. Ten species were recorded, some of them threatened to extinction (*Puma concolor*, *Leopardus pardalis*, *Chrysocyon brachyurus*). The results showed that carnivores explore the whole area and are not limited to native fragments, which apparently have a better environmental quality. Species diversity was not significantly different among fragments and indicated the use of eucalyptus plantations by the carnivores. Thus, it seems possible to maintain such animals in agricultural landscapes where some large native fragments are left and the cultures are permeable to the native fauna.

INTRODUCTION:

Habitat loss is nowadays the highest threat to terrestrial vertebrates (Crooks, 2002). The loss of the original vegetation cover may change species composition, diversity and behavior of the native fauna, as well as may interfere in the community structure. Some mammal species benefit from agriculture or silviculture expansion (Gehring *et al.*, 2003; Laurance, 1994) whereas others, particularly those with large home ranges and small populations, are vulnerable to habitat fragmentation and may become locally extinct (Crooks, 2002).

Habitat fragmentation may also interfere in the way the species use the modified landscape. Cursorial and generalist species widely explore the environment and are less susceptible to landscape fragmentation (Chiarello, 2000). Habitats more intensely used generally are these which retain enough environmental quality to keep the transit and/or residence of species in the landscape (Garshelis, 2000).

São Paulo is the most densely inhabited and developed state in Brazil; consequently, the natural ecosystems are highly fragmented and the native fauna faces serious pressures. Being aware of the remaining fauna and getting to know how species use the different habitats in the anthropogenic landscape is of a great value to subsidize actions towards the maintenance of the remaining biodiversity.

With the purpose of contributing to the conservation of the carnivore fauna of São Paulo State, this study intends to answer the following questions: a) What are the species of carnivores present in the study area? b) Do carnivores indistinctly use the study area regardless of the vegetation cover?

STUDY AREA:

The study area comprises approximately 50,000 ha, in the Northeast of São Paulo State (Santa Rita do Passa-Quatro and Luiz Antônio municipalities: 21°31'15''S - 47°34'42''W; 21°44'24''S - 47°52'01''W). It is limited at East by Anhangüera highway, and at South by Mogi-Guaçu river (Figure 1).

As several other regions intensely explored by men, the study region is a mosaic formed by native vegetation patches and extensive monocultures, especially of sugar cane, orange and eucalyptus. The native vegetation comprises patches of semideciduous forest and of different savanna physiognomies (Shida, 2005). The Brazilian savanna, named *cerrado*, is characterized by a gradient from the grassland form, *campo limpo*, to a sclerophyllous woodland form, the *cerradão*, in an increasing density of trees. The intermediate ecotonal forms are: *campo sujo*, *campo cerrado* and *cerrado sensu stricto* (Coutinho, 1978) (Figure 2).

Due to agriculture expansion, the region lost 60% of its original vegetation cover between 1962 and 1992 (Kronka *et al.*, 1993); since then, agriculture and forestry are still expanding in the region but in a much lower rate. Despite this, two large fragments of *cerrado* still exist, protected as nature preserves: Cerrado Pé-de-Gigante (1,212.9 ha) (Korman, 2003) and Jataí Ecological Station (9,010.7 ha) (Decree 47.096/SP, from 18/September/2002). Four of the semideciduous forest patches are also protected, being part of the Vassununga State Park (sizes ranging from 12.1 ha to 327.8 ha) (Korman, 2003).

In this study, eight fragments of native vegetation (three of *cerradão*, three of *cerrado sensu stricto*, and two of semideciduous forest) as well as two others with *Eucalyptus* spp. homogeneous plantations were sampled (Figure 1).

METHODS:

To estimate richness and occurrence of medium and large sized carnivore species, data were collected in three-day monthly field trips, during 18 months (August/2004 to January 2006). In the field, two systematic methods were used: camera trapping and track plot recording.

Track plot recording (Lyra-Jorge, 1999; Pardini *et al.*, 2003) is based on the identification of the animal species through footprints in the ground plot, and permits estimating animal occurrence and richness. In this study, we randomly picked 21 sampling points from a bigger group of points which followed the assumptions: i) placed along pre-existing trails or dirt roads ii) with previously recorded footprints in the soil. Twenty-one track plots of 10 m X 2 m were installed in the eucalyptus plantation and native vegetation patches; the number of plots in each patch was proportional to its size, resulting in: nine plots in *cerradão*, six in *cerrado sensu stricto*, two in semideciduous forest and four in the eucalyptus plantation (Figure1). The ground itself, which was sandy, was used to create each track plot. The track plots were visited every day in order to identify the footprints in the soil and to clear the ground for new records. Ambiguous footprints were ignored and footprints of the same species, in the same plot and in the same day were considered of the same individual.

The camera trapping method (Wemmer *et al.*, 1996) is based on the identification of the animal species through photographs taken by an automatic camera activated by the animal body heat and movement. It also permits to estimate animal occurrence and richness. To distribute the camera traps in the study area, we used the same criteria used to place track plots, in addition that the cameras should be protected from direct sunshine (as they would trigger if exposed to intense heat). The sampling points were visited every field trip to change the photographic films and batteries of the cameras, which remained activated in the field over the whole sampling period.

We assumed that all sampling points containing camera traps and track plots were equally able to detect the carnivores.

A species accumulation curve was drawn using data from both methods altogether, to express the regional carnivore richness. The curves were randomized 5,000 times through a rarefaction process (Santos, 2003). Species richness was also estimated through the Bootstrap technique (Smith & Van Belle, 1984; Santos, 2003) with 5,000 randomizations, and using data from both methods.

The relative frequency (FR) of the carnivores recorded by camera traps and track plots was calculated according to the model (Crooks, 2002): i/N , where i = occurrence number of species i ; N = total occurrences.

Species records in each vegetation form was expressed in a scatterplot and compared by Kruskal-Wallis test (Zar, 1999). The carnivore fauna similarity in each vegetation form was tested through a Multi-Response Permutation Procedure (MRPP) analysis (McCune, 2002) using data randomized 1,000 times and the Bray-Curtis index (Beals, 1984). We used the numbers of species records in each sampling point.

Species diversity indicated by the Shannon-Wiener diversity index (Magurran, 1988), calculated from species occurrences, was compared among vegetation forms by Kruskal-Wallis test (Zar, 1999).

We used the softwares EstimateS 7.0 (Colwell, 2004), MVSP 3.1 (Kovach Computing Services, 2006) and Statistica 6.0 (StatSoft Inc, 2001) for statistical analyses.

RESULTS:

In 18 months, ten carnivore species, belonging to four different families, were recorded (table 1). Nine of them were recorded by camera traps (12,960 hours of exposure) and seven species were recorded in the track plots (1,864 hours). *Puma concolor* and *Chrysocyon brachyurus* showed the highest relative frequencies regardless of the sampling method (table 1). Two species of small felines (*Leopardus tigrinus* and

Puma yagouaroundi) could only be distinguished by the camera traps, as their footprints were very much alike. For that reason, they were grouped as “small felines” in the analyses. *Procyon cancrivorus* was not registered by camera traps.

The species accumulation curve (collector curve) with data from both methods approached the asymptote after nine months of sampling, and the “obtained” species richness considered in the analyses (9.0) was very similar to the estimated value by Bootstrap (9.16 ± 0.16).

The distribution of all species in the four vegetation forms, showed in the scatterplot (Figure 3), was not statistically different (Kruskal-Wallis; $p=0.943$). This result was confirmed by the MRPP, which showed similarity in species composition among those different habitats ($p=0.65$; $A=-0.013$; expected $\Delta=0.51$; observed $\Delta=0.52$). Still, species diversity assessed by Shannon-Wiener index ($CDO=2.45$; $SS=2.45$; $SF=2.40$; $EU=2.24$), showed no significant difference among the four habitat types analyzed (Kruskal-Wallis: $p=0.46$).

DISCUSSION:

The species composition of the carnivore fauna in the study area is in accordance with their geographic distributions proposed by Emmons (1997) and Einsenberg & Redford (1999), and also corroborates other surveys carried out in the region (Gargaglioni *et al.*, 1998; Lyra-Jorge, 1999; Talamoni *et al.*, 2000). The sampling methods used here (camera trapping and track plot recording) showed to be adequate to survey medium and large carnivore species, since the value of species richness obtained in the field was very similar to the estimated value, and after nine months of sampling it was possible to know the total species richness in the area.

Some carnivore species expected in the region according to the literature (Emmons, 1997; Gargaglioni *et al.*, 1998; Einsenberg & Redford, 1999; Lyra-Jorge, 1999; Talamoni *et al.*, 2000) could not be detected. Such lack of record probably

indicates that either some of those species are presently rare or even extinct in the region, or that the methods used to sample local richness were not directed to some types of habitats and species niches. For example, *Lycalopex vetulus* and *Leopardus weidii* – not detected – are naturally rare species, and their population densities are usually very low (Azevedo, 1996; Jácomo *et al.*, 2004); *Lontra longicaudis* and *Galictis cuja* are species associated to aquatic habitats and therefore their habitats or territories were not sampled (Emmons, 1997; Pardini, 1998); *Panthera onca* has not been found in the region for more than 50 years, and elderly local inhabitants report several hunting episodes on this species: it must be then extinct in the area.

The biggest carnivores registered in the study area – *Puma concolor* and *Chrysocyon brachyurus* – showed the highest relative frequencies, probably because they move most in search for food, and have large home ranges. Because of that, the camera traps are repeatedly registering the same individuals yet the authors are treating each 'capture' as independent samples. In general, the data may be over-analysed but it was not possible to recognize each individual. In addition, it was observed that camera traps performed better in the detection of large bodied animals; consequently, the frequency of smaller animals may have been underestimated due to the methodology adopted.

Although the sampled species hold peculiar habitat preferences (Chinchila, 1997; Jácomo *et al.*, 2004; Nuñez *et al.*, 2000; Oliveira, 1998), recent studies show that animals may adapt to modifications in their original habitats (Morán-López *et al.*, 2006; McDougall *et al.*, 2006; Sánchez-Hernández *et al.*, 2001; Tabeni *et al.*, 2005). The present study indicates the registered carnivores use the habitats indistinctively in the study area. The scatterplot and the MRPP test showed no significant difference in the composition of carnivore fauna in the different vegetation forms; also, diversity indexes were similar in the four habitats. Such results corroborate the idea that carnivores in fragmented environments explore the region as a whole regardless the vegetation form,

and are not restricted to the native vegetation patches; they are more generalists than populations living in continuous and preserved areas (Azevedo, 1996; Donadio *et al.*, 2001; Emmons, 1987; Franklin, *et al.*, 1999). However, extremely specialist species as *Panthera onca* may not have been able to adapt to habitat modifications in the study region and became locally extinct. Hence, the recovery of the original biological diversity would essentially require landscape restoration.

In such a highly fragmented agricultural landscape, where a few small patches of native vegetation remain, matrix permeability takes on a huge importance for medium and large mammals. Highly permeable matrices connect habitats and permit animal fluxes throughout the landscape, maintaining indispensable processes to the population survival; large home range species are then able to use the native fragments and matrices to forage and to disperse young individuals (Elmhagen & Angerbjörn, 2001; Hensen *et al.*, 2005). We believe that the eucalyptus matrix has an important function in connecting patches of native vegetation in the study area, and this may be the reason for the permanence of a still rich carnivore fauna in such an agricultural landscape (Lyra-Jorge & Pivello, 2005). Consequently, the conservation of the regional biological diversity requires the incorporation of environmental concepts to local agricultural practices.

ACKNOWLEDGEMENTS:

The authors thank Dr. Luciano Martins Verdade, Dr. Sérgio Tadeu Meirelles, Dr. Carlos Piña and MsC Thiago Timo for the suggestions given to the manuscript; they also express their gratitude to the Neotropical Grassland Conservancy and to CNPQ for financial support.

LITERATURE CITED:

AZEVEDO, F.C.C. 1996. Notes on behavior of the margay *Felis wiedii* in the Brazilian Atlantic forest. *Mammalia* 60:325-328.

- BEALS, E.W. 1984. Bray-Curtis ordination: A strategy for analysis of multivariate ecological data. *Advances in Ecological Research* 14:1-56.
- CHIARELLO, A.G. 2000. Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. *Revista Brasileira de Biologia* 60:237-247.
- CHINCHILA, F.A., 1997. La dieta del jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Felis concolor*) y el manigordo (*Felis pardalis*) em el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica. *Ver Biologica Tropical* 459:1223-1229.
- COLWELL, R. K. 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. User's Guide. Available in: <<http://purl.oclc.org/estimates>>. Access: 10/ February/ 2006.
- COUTINHO, L.M. 1978. O conceito de cerrado. *Revista Brasileira de Botânica* 1:115-117.
- CROOKS, K. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16: 488-502.
- DONADIO, E.; DI MARTINO, S.; AUBONE, M.; NOVARO, A.J. 2001. Activity patterns, home range, and habitat selection of the common hog-nosed skunk, *Conepatus chinga* in northwestern Patagonia. *Mammalia* 65: 49-54.
- EISENBERG, J.F.; REDFORD K.H. 1999. *Mammals of the Neotropics*. University of Chicago Press. USA. 609pp.
- ELMHAGEN, B.; ANGERBJÖRN, A. 2001. The applicability of metapopulation theory to large mammals. *Oikos* 94:89-100.
- EMMONS, L. 1997. *Neotropical rainforest mammals: a field guide*. University of Chicago Press. USA. 307pp.
- FRANKLIN, W.; JOHNSON, W.; SARNO, R.; IRIARTE, J.A. 1999. Ecology of the Patagonia puma in southern Chile. *Biological Conservation* 19: 33-40.

GARGAGLIONI, L.H.; BATALHÃO, M.E.; LAPENTA, M.J.; CARVALHO, M.F.; ROSSI, R.V.; VERULI, V.P. 1998. Mamíferos da Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP. *Papéis Avulsos de Zoologia*. 40: 267-287.

GARSHELIS, D.L. 2000. Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection and importance. In: BOITANI, L. & FULLER, T.K. (Eds.). *Research techniques in animal ecology: controversies and consequences*. Columbia University Press. 111-164pp.

HENSEN, A.; KNIGHT, R.L.; MARZLUFF, J.M.; POWELL, S.; BROWN, K.; GUDE, P.; JONES, K. 2005. Effects of exurban development on biodiversity: patterns mechanisms and research needs. *Ecological Application* 15: 1893-1905.

JÁCOMO, A.T.; SILVEIRA, L.; DINIZ-FILHO, A.F. 2004. Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in Central Brazil. *Journal Zoology of London* 262:99-106.

Kovach Computing Services. 2006. Available in: <<http://www.kovcomp.com>>. Access: 30/ May/2006.

KORMAN, V. 2003. *Proposta de interligação das glebas do Parque Estadual de Vassununga (Santa Rita do Passa Quatro, SP)*. MSc Thesis. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP., Brazil.

KRONKA, F.J.N.; MATSUKUMA, C.K.; NALON, M.A.; DEL CALI, I.H.; ROSSI, M.; MATOS, I.F.A.; SHIN-IKE, M.S.; PONTINHAS, A.S. 1993. *Inventário Florestal do estado de São Paulo*. Instituto Florestal. São Paulo. 199p.

LAURANCE, W.F. 1994. Rainforest fragmentation and the structure of small mammal communities in tropical Queensland. *Biological Conservation* 69: 23-32.

LYRA-JORGE, M.C. 1999. *Avaliação do potencial faunístico da A.R.I.E. Cerrado Pé-de-Gigante (Parque Estadual do Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro – SP) com base na análise de habitats*. MsC thesis. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. São Paulo, SP, Brazil.

- LYRA-JORGE, M.C. & PIVELLO, V.R. 2005. Mamíferos. Pp. 135-148 In Pivello, V.R. & Varanda, E.M. (eds.) O Cerrado Pé-de-Gigante (Parque Estadual de Vassununga, São Paulo) - Ecologia e Conservação. São Paulo, Secretaria de Estado do Meio Ambiente.
- MAGURRAN, A.E. 1998. *Ecological diversity and its measurement*. University Press, Cambridge. UK. 178p.
- McCUNE, B.; GRACE, J.B. 2002. *Analyses of ecological communities*. Software design, Gleneden Deach. USA.
- MCDUGAL, P.T.; RÉALE, D.; SOL, D.; READER, S.M. 2006. Wildlife conservation and animal temperament: causes and consequences of evolutionary change for captive reintroduced and wild populations. *Animal Conservation* 9:39-48.
- MORÁN-LÓPEZ, R.; GUZMÁN, J.M.; BORREGO, E.C.; SÁNCHEZ, A.V. 2006. Nest-site selection of endangered cinereous vulture populations affect by anthropogenic disturbance: present and future conservation implications. *Animal Conservation* 9:29-37.
- NUÑEZ, R.; MILLER, B.; LINDZEY, F. 2000. Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, Mexico. *Journal of Zoology of London* 252:373-379.
- OLIVEIRA, T.G. 1998. *Herpailurus yagouaroundi*. *Mammalian Species*. 578:1-6.
- PARDINI, R. 1998. Feeding ecology of the neotropical river otter *Lontra longicaudis* in an Atlantic forest stream, south-eastern Brazil. *Journal of Zoology of London* 245:385-391.
- PARDINI, R.; DITT, E.H.; CULLEN JR., L.; BASSI, C.; RUDRAN, R. 2003. Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte. Pp. 181-202. In Cullen Jr. L.; Rudran, R.; Valladares-Pádua, C. *Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo de vida silvestre*. Editora da UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. Curitiba.

- SÁNCHEZ-HERNANDEZ, C.; ROMERO-ALMARAZ, M.L.; COLÍN-MARTINEZ, H.; GARCÍA-ESTRADA, C. 2001. Mamíferos de cuatro áreas com diferente grado de alteración em el sureste de México. *Acta Zoológica del Mexico* 84:35048.
- SANTOS, J.A. 2003. Estimativa de riqueza em espécies. Pp 19-42. In Cullen Jr, L.; Rudran R.; Valladares-Pádua, C. 2003. *Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Editora da UFPR. Curitiba.
- SHIDA, C.N. 2005. Caracterização física do cerrado Pé-de-Gigante e uso das terras na região. Evolução do uso das terras na região. Pp. 25-47 In Pivello, V.R.& Varanda, E. *O Cerrado Pé-de-Gigante. Parque Estadual de Vassununga. Ecologia e Conservação*. SEMA, São Paulo.
- SMITH, E.P.; VAN BELLE, G. 1984. Non parametric estimation of species richness. *Biometrics* 40: 119-129.
- STATSOFT INC. 2001. STATISTICA V.6.0. Available in: <www.statsoft.com> Access: 20/ January/2006.
- TABENI, S.; OJEDA, R.A. 2005. Ecology of the desert small mammals in disturbed and undisturbed habitats. *Journal of Mammalogy* 70(2):416-420
- TALAMONI, S.A.; MOTTA-JÚNIOR, J.C.; DIAS, M.M. 2000. Fauna de mamíferos da Estação Ecológica de Jataí e Estação Experimental de Luiz Antônio. 317-319pp. In Santos, J.E.; Pires, J.S.R. *Estudos Integrados em Ecossistemas. Estação Ecológica de Jataí*. RiMa Editora. São Carlos. 346p.
- WEMMER, C.; KUNZ, T.; LUNDIE-JEKINS, G.; McSHEA, W. 1996. Mammalian Sign. Pp. 157-176. In Wilson, D.E.; Cole, F.R.; Nichols, J.D.; Rudran, R.; Foster, M.S. 1996. *Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for mammals*. Smithsonian Institution Press.
- ZAR, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prencinton Hall, New Jersey. 409p.

FIGURE LEGENDS:

Figure 1: The study area, in São Paulo State, Brazil. Different vegetation forms with the sampling sites are shown: *cerradão*, in continuous black line; *cerrado sensu stricto*, in continuous white line; eucalyptus plantation, in black line; semideciduous forest, dotted in black.; the 21 points are also indicated (Source LEPAC/USP. Organizer: Maria Carolina Lyra-Jorge.)

Figure 2: Gradient of the Brazilian savanna (*cerrado sensu lato*) physiognomies, from *campo-limpo* to *cerradão* (Modified from Coutinho, 1978).

Figure 3: Scatterplot showing the number of carnivore species recorded in each sampling point of the four analyzed vegetation forms (*cerradão*, *cerrado-sensu-stricto*, semideciduous forest and eucalyptus plantation).

Table 1: Carnivore species registered by camera traps and in track plots. (NR= number of species records in all vegetation forms; CD= *cerradão*, SS= *cerrado sensu stricto*, SF= semideciduous forest, EU= eucalyptus plantation; FA= relative frequency obtained through camera trap data; FC= relative frequency obtained through track plot data; FT= relative frequency obtained through both sampling methods.)

Species	Family	NR	Percentage of NR in the vegetation form				Relative frequency (%)		
			CD	SS	SF	EU	FT	FA	FC
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Felidae	74	49	22	9	20	30,0	31,0	29,0
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Felidae	39	56	33	3	8	15,5	22,0	11,0
Small cat	Felidae	11	0	55	27	18	4,0	4,0	8,0
<i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1811)	Canidae	78	47	18	8	27	31,0	24,0	32,0
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1716)	Canidae	27	37	15	7	41	11,0	3,0	12,0
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Procyonidae	02	50	50	0	0	3,0	6,0	2,0
<i>Procyon cancrivorus</i> (Cuvier, 1798)	Procyonidae	03	0	0	100	0	4,0	7,0	4,0
<i>Conepatus semistriatus</i> (Boddaert, 1784)	Mephitidae	11	64	27	0	9	1,0	0,0	2,0
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Mustelidae	07	29	0	14	57	0,5	3,0	0,0

Figure 1

Figure 2

Figure 3

ANEXO 3:

Departamento de Ecologia - Universidade de São Paulo

Rua do Matão, Travessa 14, 321 – CEP 05508-900

Cidade Universitária – São Paulo – Brasil

carolina_ecologia@hotmail.com

Phone: + 55 11 30917598

Fax: + 55 11 30918096

Comparing methods for sampling large and medium sized mammals: camera traps and track plots

Lyra-Jorge, M.C. *et al.*

Maria Carolina Lyra-Jorge, Giordano Ciocheti, Vânia Regina Pivello, Sérgio Tadeu Meirelles

* Departamento de Ecologia - Universidade de São Paulo

Rua do Matão, Travessa 14, 321 – CEP 05508-900

Cidade Universitária – São Paulo – Brasil

Abstract, Activities involving fauna monitoring are usually limited by the lack of resources, and therefore, the choice of a proper and efficient methodology is fundamental to maximize the cost-benefit ratio. Both direct and indirect methods can be used to monitor mammals, but the last are mostly used due to the difficulty to come in sight of and/or to capture the individuals, besides being cheaper. We compared the performance of two methods in detecting medium and large-sized mammal richness: track plot recording (indirect method) and camera trapping (direct method), and their costs were assessed. The experiment was conducted at Jataí Ecological Station (S21°31'15'' - W47°34'42'' – SP, Brazil). Ten camera traps were installed along a dirt road directly in front of ten track plots, and were monitored for ten days. The plots were cleaned, the cameras adjusted, and the recorded species noted down every day. The track plot method performed better on detecting individuals whereas camera trapping was a more accurate method, and also permits investigating the species biology. However, camera trapping showed a strong bias towards individual body mass ($R^2 = 0.70$; $p = 0.017$) and costs about 1.5 times more. The two methods showed to be complementary as they sampled the local richness in different ways (Wilcoxon: $T = 231$; $p < 0.01$).

Key words, camera trap, cost-benefit, mammal, recording methods, track plot.

INTRODUCTION:

Different methods can be used to monitor fauna populations or communities. Surveys of medium and large mammals often adopt indirect methods such as the identification of dung, footprints and other vestiges, due to the great difficulty to come in sight of, or to capture such animals. Although being practical and objective, indirect methods are not always very accurate (Smallwood & Fitzhugh, 1995). Among them, probably the oldest method used to survey medium and large mammals is the identification of their footprints in the ground (Bider, 1968). More recently, the identification of dung, nests, path trails, and scratches also came to be used later on. Nowadays, more systematic methodologies are also available such as line transects (Rudran *et al.*, 1996), vocal call (Jones *et al.*, 1996) or camera trapping (Wemmer *et al.*, 1996).

Whichever method chosen to study medium and large mammals it will always reveal different levels of accuracy and precision, as well as different cost-benefit ratios (Gaidet-Dapier *et al.*, 2006). A good choice of a survey method demands clear research objectives, and awareness about the method efficiency and limitations towards the desired objectives. Limitations may vary as much as from operational conditions – such as accessibility to the area, or the interaction with local people (Gaidet-Dapier *et al.*, 2006) – to the project execution timing, or the available budget. Activities involving fauna monitoring are frequently limited by the lack of resources, and consequently it is essential to analyze the relation between the method performance and costs.

In this study we aimed at: i) comparing the performance of two mammal recording methods – track plot recording and camera trapping – to evaluate local richness of medium and large mammals; ii) assessing and comparing the cost-benefit ratio of both methods.

STUDY AREA:

The experiment was carried out at the Jataí Ecological Station (EEJ) (São Paulo State, Brazil: 21°31'15''S - 21°44'24''S; 47°34'42''W - 47°52'01''W) in July/ 2006 (dry season). The regional vegetation is composed of remnant fragments of semideciduous forest or savanna forms, dispersed in an agricultural matrix (mainly eucalyptus and sugar cane monocultures). In the EEJ, the predominant vegetation is the woodland savanna (named *cerradão*), on sandy soils. The EEJ represents one of the last few savanna remnants in São Paulo State (Shida, 2005).

METHODS:

Field data were collected inside the EEJ, where ten camera traps (“Trapa-camera Company”) were distributed along a dirt road. Such automatic photographic cameras are provided with infrared movement sensor, have a coverage area of 90° horizontally and 30° vertically, reaching up to 8 m of distance. Movements of infra-red sources within the coverage area are detected by the sensor which automatically triggers the camera. The sensitivity of the sensor is adjusted through a photoelectric cell and becomes higher when infra-red sources in the environment decrease; consequently, the maximum sensitivity occurs at night.

Ten track plots (length = 1,5m X dirt road width $\approx$ 4m) were created along the dirt road, using the road sandy soil, and arranged every 700 m (since 7,000 m was the maximum continuous distance in adequate conditions of soil and topography). Ten camera traps were installed facing each track plot. Each paired camera trap plus track plot formed a “sampling unit”.

Track plots and camera traps were checked once a day during ten following days in July (dry month), when the recorded footprints in each plot and the number of photographs taken by each camera were noted down. After collecting the data, the plots were cleaned to eliminate animal records from that day. Records of the same species in

the same day and in the same track plot were counted only once, and so were the sequential photographs of the same species.

The cost of each method was assessed considering fixed and variable expenses. Fixed expenses did not change throughout the project, and the variable expenses changed according to project activities (Martins, 2003), as follows:

- Camera trap method:

- a) fixed expenses: GPS set (Global Positioning System);
- b) variable expenses: camera traps, photographic films, batteries (5 per camera trap), film development, fuel, researcher's daily allowance, field assistant.

- Track plot method:

- a) fixed expenses: GPS set (Global Positioning System);
- b) variable expenses: fuel, researcher's daily allowance.

In the cost estimation we considered ten camera traps, ten track plots and ten days of sampling, and neither the value of the vehicle used nor its depreciation was included. Costs were converted from the local currency (real) to American dollar (exchange rate of 06/04/2007).

Detection efficiency of each method was assessed by means of dividing the number of records (photos or footprints) by the number of hours of exposure (240 hours).

To the statistical analyses each point/day was considered as one sample, totalizing 100 samples (10 points x 10 days). It was assumed that medium and large mammals had the same probability of being registered by the camera trap or of having their footprints recorded in the plots. Since data distribution was not normal, the Wilcoxon test was used to compare both methods (Zar, 1999).

Dependence between the numbers of species records obtained through each method was assessed through a chi-square test with Yates correction, using a 2 X 2 contingency tables (Zar, 1999) for each species. As some species frequently were not

detected by one of the methods, we tested dependence between the species average body mass and the numbers of records obtained through the method by Spearman correlation. Species body mass values were based on Silveira's data (1999).

We used the program BioStat 3.0 (Ayres *et al.*, 2003) for statistical analyses.

RESULTS:

Six taxa of medium and large sized mammals were registered by two methods used (Table 1).

Wilcoxon test resulted highly significant ($T = 231$; $p < 0.01$) indicating that the methods differ and tend to sample the local richness in different ways. Detection efficiency of the camera trap and the track plot methods were respectively 0.09 record . hour⁻¹ and 0.25 record . hour⁻¹. The chi-square test suggested that the performance of each method depended on the animal body mass; detection through camera trap was dependent on the species body mass (Table 1). Such a tendency was confirmed by the Spearman correlation test ($R^2 = 0.70$; $p = 0.017$).

The estimated cost of the camera trap method was 1.5 times higher than that of the track plot method (Table 2).

DISCUSSION:

The camera trap and track plot methods tend to sample large and medium-sized mammals in different ways. Although sampling units did not have spatial independence in the present survey, different results must relate to the sampling method since all other variables were the same, such as land cover, the distribution of camera traps and track plots, and the average body mass of species adult individuals. Therefore, we can consider both methods complementary, and altogether they enhance field data quality. Barea-Azeón *et al.* (2007), surveying carnivores in a typical Mediterranean area in Sierra Harana, came to the same conclusion.

Some advantages and inconveniences could be perceived in both methods. The track plot method showed better detection efficiency, almost three times higher than that of camera trapping. However, species identification in track plots is strongly dependent on the researcher ability to identify the recorded footprint. Ground characteristics may occasionally bewilder the researcher concerning the animal size, since the same animal footprint gets larger in softer grounds (Stander, 1998); in addition, hard and dry substrata are not able to record footprints. It is also challenging to identify species whose footprints are very similar, as small felids (*Leopardus tigrinus*, *L. weidii*, *L. geoffroyi*, *L. colocolo* and *Puma yaguaroundi*) and some deer (*Mazama americana* and *M. guazoubira*) for example. The track plot method efficiency also depends on weather conditions during the sampling period, since strong rain or wind can eliminate some records. Lastly, such a method demands from the researcher more time in the field, as the plots have to be frequently checked and cleaned.

The camera trap method, even though not performing as well as the track plot method (lower detection efficiency) is certainly more accurate because medium and large mammals once photographed can be easily identified to species level (this is not true for small mammals). For some species, especially those having spotted skin, it is possible to identify individuals (Rudran *et al.*, 1996) what can be very useful when working on capture-mark-recapture methods; if the marker is well visible (e.g., ear rings or bright colors in the body) it will show in the photograph and the photo itself may function as a recapture, saving costs and lowering the risks of wounding and stressing both the animal and the researcher (Tomas *et al.*, 2003), and allows the estimation of population density (Trolle *et al.* 2007). Another advantage of camera trapping is that the researcher is not required to monitor the equipment constantly, as the cameras can be left unaided in the field and any trained person is able to change camera films and batteries.

Besides, the camera trap method offers conditions to analyze activity patterns of the photographed species, since it is possible to record the time when each photo is taken. Time recording also permits to assess the presence of different individuals of the same species at different times in the same day, while records in track plots do not allow such a differentiation, as footprints of the same species in the same plot and in the same day are reckoned as only one register. On the other hand, the camera trap method is strongly dependent on the animal body mass, performing in favor of large species. Such a tendency was also found by Silveira *et al.* (2003).

Considering both methods costs, *a priori* they looked very distinct, however, despite the camera trap method being more expensive than the track plot method, the former gives a permanent record and the cameras can be re-used; this way, the camera trap method cost becomes amortized. Similarly, Silveira *et al.* (2003) also concluded that camera trapping is the most appropriate method to survey mammals, despite its cost being at first sight high, but it would lessen in a long run. Most researchers who evaluate costs and benefits of mammal recording methods agree that more expensive methods, if more accurate, are the best ones for long term studies and/or when different research groups share field equipment (Stander, 1998; Sadlier *et al.*, 2004; Gaidet-Drapier *et al.*, 2006; Barea-Azeón *et al.*, 2007).

In spite of mammal surveys being frequent in the literature, not many of them compare different methods according to efficiency and costs (but see: Stander, 1998; Silveira *et al.*, 2003; Gaidet-Drapier *et al.*, 2006; Barea-Azeón *et al.*, 2007). However, such information is very important to managers, allowing the planning of conservation strategies and of monitoring programmes (Sadlier *et al.*, 2004; Barea-Azeón *et al.*, 2007). A number of authors agree that investigations on the performance of different sampling methods in a variety of regions and focusing on distinct animal groups are extremely necessary but still scarce (Gaidet-Drapier *et al.*, 2006; Barea-Azeón *et al.*, 2007).

MANAGEMENT IMPLICATIONS:

Non-invasive methods that permit the estimation of species presence or abundance – as camera trapping and track plot recording – must be preferred in animal surveys (Wemmer *et al.*, 1996).

This study shows that camera trapping and track plot recording may provide complementary results on registering large and medium mammals, and when used together they allow for better quality data. Benefits and shortcomings of both methods concerning efficiency and costs must be balanced before going for one or another. When the purpose is to assess local species richness through quick surveys and under a limited budget, the track plot method is satisfactory and showed higher detection efficiency. Camera trapping, although being more expensive and biased towards recording larger animals, also permits investigating species activity patterns and assessing population density (through individualized records).

ACKNOWLEDGEMENTS:

We are grateful to Msc. Milton Cezar Ribeiro and to Dr. Carlos Piña for the suggestions and to Dr. Valentine Lance for revising the text. We also thank NGC - Neotropical Grassland Conservancy and CNPQ - Conselho Nacional de Pesquisa e Tecnologia for financial support.

LITERATURE CITED:

AYRES, M.; AYRES Jr, M.; AYRES, D.L.; SANTOS, A.S. 2003. BioStat 3.0. Sociedade Civil Mimirauá / MCT- CNPq. Belém, PA. Brasil.

BAREA-AZEÓN, J.M.; VIRGÓS, E.; BALLESTEROS-DUPERÓN, E.; MOLEÓN, M.; CHIROSA, M. 2007. Surveying carnivores at large spatial scales: a comparison of four broad-applied methods. *Biodiversity and Conservation* 16:1213-1230.

BIDER, J.R. 1968. Animal activity in uncontrolled terrestrial communities as determined by sand transect technique. *Ecological Monographs* 38:269-308.

GAIDET-DRAPIER, N.; FRITZ, H. BOUGAREL, M. RENAUD, P.C.; POILECOT, P.; CHARDONNET, P.; COID, C.; POULET, D.; LE BEL, S. 2006. Cost and efficiency of large mammal census techniques: comparison of methods for a participatory approach in a communal area, Zimbabwe. *Biodiversity and Conservation* 15:735-754.

JONES, C.; McSHEA, W.J.; CONROY, M.; KUNZ, T.H. 1996. Capturing mammals. Pages 115-176. *in* WILSON, D.E.; COLE, F.R.; NICHOLS, J.D.; RUDRAN, R.; FOSTER, M.S. 1996. Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for mammals. Smithsonian Institution Press.

MARTINS, E. 2003. Contabilidade e custos. Editora Atlas. São Paulo. 390pp.

RUDRAN, R.; KUNZ, T.H.; SOUTHWELL, C.; JARMAN; SMITH, A.P. 1996. Observational techniques for nonvolant mammals. Pages 81-114 *in* WILSON, D.E.; COLE, F.R.; NICHOLS, J.D.; RUDRAN, R.; FOSTER, M.S. 1996. Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for mammals. Smithsonian Institution Press.

SADLER, L.M.J.; WEBBON, C.C.; BACKER, P.J.; HARRIS, S. 2004. Methods of monitoring re foxes *Vulpes vulpes* and badgers *Meles meles*: are field signs the answer? *Mammal Review* 34:75-98.

SHIDA, C.N. 2005. Caracterização física do cerrado Pé-de-Gigante e uso das terras na região. Evolução do uso das terras na região. Pages: 25-47 *in* PIVELLO, V.R. & VARANDA, E. O Cerrado Pé-de-Gigante. Parque Estadual de Vassununga. Ecologia e Conservação. SEMA, São Paulo.

SILVEIRA, L. 1999. Ecologia e conservação dos mamíferos carnívoros do Parque Nacional das Emas, Goiás. MsC thesis. Universidade Federal de Goiás. Brazil .

SILVEIRA, L.; JÁCOMO, A.T.; DINIZ-FILHO, J.A. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114:351-355.

SMALLWOOD, K.S.; FITZHUGH, E.L. 1995. A track count for estimating mountain lion *Felis concolor californica* population trends. *Biological Conservation* 71:251-259.

STANDER, P.E. 1998. Spoor counts as indices of large carnivores populations: the relationship between spoor frequency, sampling effort and true density. *Journal of Applied Ecology*. 35:378-385.

TOMAS, W.M.; MIRANDA, G.H.B. 2003. Uso de armadilhas fotográficas em levantamentos populacionais. Pages 243-268 in CULLEN Jr, L.; RUDRAN, R.;

VALLADARES-PÁDUA, C. 2003. Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. Editora UFPR.

WEMMER, C.; KUNZ, T.; LUNDIE-JEKINS, G.; McSHEA, W. 1996. Mammalian Sign. Pages 157- 176 in WILSON, D.E.; COLE, F.R.; NICHOLS, J.D.; RUDRAN, R.;

FOSTER, M.S. 1996. Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for mammals. Smithsonian Institution Press.

ZAR, J.H. 1999. Biostatistical analysis. Prencinton Hall, New Jersey.

Table 1: Chi-square (χ^2) value –observed and expected values for the species sampled through camera traps and recorded in track plots. Species body mass are according to Silveira (1999) (** = $p < 0.01$; ns=non significant). CT=number of register through camera trapping; TPR= number of register through track plot recording.

Species	Body mass (kg)	χ^2	CT	TPR
<i>Puma concolor</i>	70.0	29.84**	8	6
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	23.0	20.18**	4	6
<i>Mazama</i> sp	30.0	49.49**	1	2
<i>Conepatus semistriatus</i>	3.0	0.13	2	6
<i>Dasypus</i> sp	1.0	0.42	1	4
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	2.0	0.27	1	4

Table 2: Comparison of the costs of different items for both methods used to sample mammals (camera trapping and track plot recording).

Fixed expenses (US\$)				Variable expenses (US\$)		
	Item	unit value	total	item	unit value	total
Camera trapping	GPS	394,00	394,00	camera traps	197.00	1,970.44
				films	4.93	49.30
				batteries	1.36	67.80
				film development	7.39	73.90
				diesel	73.90	73.90
				research day	73.90	73.90
				allowance		
				field assistant	98.53	98.53
Total						2,801.77
Track plot recording	GPS	394,00	394,00	diesel	73.90	739.00
				research day	73.90	739.00
				allowance		
Total						1,872.00