

PEGADAS DE MAMÍFEROS EM PARCELAS DE AREIA EM FRAGMENTOS DE VEGETAÇÃO
DA BACIA DO RIBEIRÃO ANHUMAS, CAMPINAS, SÃO PAULO¹

MAMMAL TRACKS IN SAND PLOTS IN VEGETATION FRAGMENTS
OF THE ANHUMAS CREEK BASIN, CAMPINAS, SÃO PAULO

Maria Carolina Brunini SIVIERO²; Eleonore Zulnara Freire SETZ³

RESUMO – A urbanização agrava a perda e a fragmentação do habitat e representa uma ameaça à diversidade biológica. As espécies de mamíferos e sua abundância foram determinadas em três fragmentos de mata da bacia do ribeirão Anhumas: riacho da UNICAMP, Mata Santa Genebra e Parque Ecológico Hermógenes F. Leitão Filho, em Campinas, SP. Foram montadas dez parcelas de areia para registrar pegadas de mamíferos distanciadas 250 metros entre si nos dois primeiros locais e sete parcelas no Parque, limitadas pelo perímetro de um açude. De agosto de 2005 a agosto de 2006 foram realizadas quatro amostragens trimestrais de pegadas em cada local, iscando e examinando as parcelas por quatro dias. Foram registradas 15 espécies. O cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*), o cachorro-doméstico (*Canis familiaris*), o pequeno felídeo, o tatu (*Dasybus novemcinctus*) e o gambá (*Didelphis albiventris*) foram os mais abundantes. As cercas/alambrados ao redor dos fragmentos não impediram a entrada dos animais domésticos. A abundância do cachorro-doméstico e do gambá evidencia os efeitos prejudiciais da fragmentação e da urbanização na conservação da fauna em ambiente urbano.

Palavras-chave: fragmentação; parcelas de areia; pegadas; animais domésticos; cercas.

ABSTRACT – Urbanization increases the loss and fragmentation of habitat and represents a threat to biological diversity. Mammal species and their abundance were determined in three forest fragments of the Anhumas river basin: UNICAMP, Mata Santa Genebra Forest Reserve and Hermógenes F. Leitão Filho Ecological Park, Campinas, SP. Ten sand plots to register mammal tracks were constructed 250 meters apart in the first two places and seven and seven plots in the park, bounded by the perimeter of a pond. From August 2005 to August 2006 we conducted four quarterly track samplings in each location by baiting and examining the sand plots over four days. Fifteen mammal species were recorded. The crab-eating fox (*Cerdocyon thous*), domestic dog (*Canis familiaris*), small felid, nine-banded-armadillo (*Dasybus novemcinctus*) and white-eared-opossum (*Didelphis albiventris*) were most abundant. Fences around the fragments did not prevent the entrance of domestic animals. The great abundance of domestic dog and the opossum illustrates the harmful effects of fragmentation and urbanization on fauna conservation in urban environments.

Keywords: fragmentation; sand plots; tracks; domestic animals; fences.

¹Recebido para análise em 09.06.10. Aceito para publicação em 23.03.11. Publicado *online* em 16.06.11.

²Bach. e Lic. em Ciências Biológicas pela Pontifícia Universidade Católica de Campinas, SP, Brasil. marolbs@uol.com

³Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Animal, Laboratório de Ecologia e Comportamento de Mamíferos, Caixa Postal 6109; Rua Bertrand Russell 1505, Cidade Universitária, 13083-970 Campinas, SP, Brasil. setz@unicamp.br

1 INTRODUÇÃO

A fragmentação do hábitat em pequenos remanescentes, às vezes insuficientes em tamanho para manter populações viáveis, representa uma grande ameaça às espécies silvestres (Soulé et al., 1988; Crooks, 2002). A idade e o isolamento do fragmento também são fatores que podem atuar negativamente sobre as espécies (Soulé et al., 1988; Crooks e Soulé, 1999). Quanto maior a idade do fragmento e o grau de isolamento, mais expostos ficam os animais a outros efeitos da fragmentação, tais como o desequilíbrio na cadeia alimentar, maior competição por recursos, redução populacional e da variação genética e a invasão de animais domésticos, no caso de fragmentos próximos aos centros urbanos (Soulé et al., 1988; Crooks e Soulé, 1999; Crooks, 2002).

Em fragmentos com áreas muito reduzidas, o equilíbrio na relação de interdependência das espécies não é mantido (Soulé et al., 1988; Crooks e Soulé, 1999; Crooks, 2002). A redução da área no processo de fragmentação pode deixar mamíferos carnívoros de topo de cadeia vulneráveis a extinção local, ocasionando aumento na abundância de carnívoros menores, os mesopredadores (Crooks e Soulé, 1999). Em grandes quantidades, os mesopredadores aumentam a pressão de predação sobre aves e outras espécies de pequeno porte, ocasionando o declínio e a possível extinção destas populações, também prejudicadas pela presença dos animais domésticos que vivem nas proximidades dos fragmentos. Esse fenômeno é a base da hipótese de *liberação de predadores intermediários* (Soulé et al., 1988; Rogers e Caro, 1998; Crooks e Soulé, 1999).

Locais com maior tempo de urbanização pressupõem mais animais domésticos invadindo os fragmentos, atuando como predadores e transmitindo doenças (Wilcove, 1985; Churcher e Lawton, 1987; Monteiro Filho, 1995; Crooks e Soulé, 1999; Crooks, 2002; Gillies e Clout, 2003; Woods et al., 2003; Butler et al., 2004; Galetti e Sazima, 2006).

Os fragmentos menores oferecem maior acesso aos animais domésticos, pois apresentam, proporcionalmente, mais bordas urbanas (Crooks e Soulé, 1999; Crooks, 2002).

O isolamento promovido pela fragmentação pode ser amenizado por corredores de vegetação conectando os fragmentos (Kageyama e Gandara, 2001). Nesse caso, as matas ciliares funcionam como corredores naturais permitindo a movimentação de algumas espécies de um fragmento para outro próximo (Kageyama e Gandara, 2001). Através da conexão de áreas fragmentadas é possível aumentar o hábitat de animais grandes como, por exemplo, a onça-parda (*Puma concolor*; Beier, 1993).

Entretanto, por serem as matas ciliares sistemas cada vez mais ameaçados, as intervenções antrópicas podem promover a perda da conectividade entre fragmentos (Brown Jr, 2001; Bassi, 2003). Assim, é de extrema importância a manutenção ou recuperação das Áreas de Proteção Permanente – APPs e de reserva legal, pois podem diminuir o isolamento entre fragmentos, auxiliando na dispersão da fauna entre as regiões conectadas (Torres et al., 2003; Gaspar, 2005).

A Reserva Municipal da Mata Santa Genebra (250 ha) é o maior fragmento florestal no município de Campinas. Ela se encontra em um divisor de águas, entre a bacia do ribeirão Quilombo e a do ribeirão Anhumas, com apenas a borda urbana nesta última (Torres et al., 2003). Sendo uma reserva urbana, sofre forte interferência de duas espécies domésticas, o cachorro (*Canis familiaris*) e o gato (*Felis catus*) (Monteiro Filho, 1995; Galetti e Sazima, 2006). Grandes predadores, como a onça-parda e a onça-pintada (*Panthera onca*) não habitam mais a Reserva (Monteiro Filho, 1995), embora a onça-parda continue ocorrendo na região (Eleonore Zulnara Freire Setz, comunicação pessoal). É cada vez mais evidente que a diminuição no tamanho das unidades de conservação leva ao declínio da diversidade biológica de suas comunidades. Assim, estudos de redução de área e de perda de carnívoros de topo nos fragmentos são de grande importância para a conservação. Contudo, é cada vez mais rara a existência de áreas suficientemente grandes capazes de se manterem ecologicamente equilibradas (Fonseca, 1991).

SIVIERO, M.C.B.; SETZ, E.Z.F. Pegadas de mamíferos em parcelas de areia em fragmentos de vegetação da bacia do ribeirão Anhumas, Campinas, São Paulo.

Estimativas de abundância são imprescindíveis para avaliar a situação das populações de espécies em programas de conservação, principalmente aquelas ameaçadas (Wilson e Delahay, 2001). A estimativa da abundância de mamíferos florestais geralmente é de difícil obtenção, pois a maior parte das espécies tem hábitos noturnos e silenciosos, é solitária e ocorre em baixa densidade populacional (Emmons e Feer, 1997; Wemmer et al., 1996). Através de sinais indiretos desses mamíferos é possível obter informações sobre distribuição, abundância e aspectos da ecologia das espécies (Wemmer et al., 1996). Assim, a análise de pegadas é um método não invasivo, muito utilizado em levantamentos de fauna, fornecendo dados de abundância e, deste modo, servindo como importante instrumento para o manejo e a pesquisa de carnívoros (Roughton e Sweeny, 1982; Sargeant et al., 1998; Crooks e Soulé, 1999; Bassi, 2003; Pardini et al., 2003).

Dentro desse contexto, o presente estudo teve como objetivo determinar, através de pegadas em parcelas de areia, as espécies de mamíferos mesopredadores e sua abundância em fragmentos de vegetação na bacia do ribeirão Anhumas, no município de Campinas, São Paulo.

2 MATERIAL E MÉTODOS

A bacia hidrográfica do ribeirão Anhumas corresponde a uma superfície aproximada de 150 km², onde restam menos de 3% da vegetação nativa (Torres et al., 2003). Tem sua maior parte inserida no município de Campinas e uma pequena parte no município de Paulínia, a noroeste da bacia, onde o ribeirão desemboca no rio Atibaia (Torres et al., 2003).

As formações vegetais arbóreas remanescentes na bacia do ribeirão Anhumas são constituídas de fragmentos pequenos, a maioria (25) com área menor do que 10 ha, e apenas oito com área entre 10 e 20 ha (Torres et al., 2003).

Desses 33 fragmentos, 30 são compostos por remanescentes de matas, dois são de cerrado e um constitui-se numa área de transição entre mata e cerrado (Torres et al., 2003). Apenas dois fragmentos apresentam trechos de matas ciliares margeando cursos d'água na bacia.

Para este estudo foram escolhidos três fragmentos no baixo Anhumas: Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP (11,4 ha) (22°49' 06''S e 47°03' 53''W), Parque Ecológico Hermógenes F. Leitão Filho (13,4 ha) (22°48' 44''S e 47°04' 19''W) e Mata Santa Genebra (22°49' 20'' S e 47°06' 39''W) (Figura 1). Dado que parte dos fragmentos dessa região está em áreas particulares, a seleção desses fragmentos seguiu critérios de autorização e de segurança para pesquisa.

Para a coleta de dados foram dispostas parcelas de areia, e para aumentar a probabilidade de visitas, essas parcelas foram iscadas no centro, utilizando-se um conta-gotas de vidro, com três gotas de cada um dos odores atrativos: Canine Call® e Pro's Choice® de Russ Carman® (Roughton e Sweeny, 1982; Crooks e Soulé, 1999) específicos para Carnívora, e que têm se mostrado atrativos para espécies de outras ordens, como gambás, tatu-galinha, veado e paca (Gaspar, 2005; Penteadó, 2006). Ao inspecionar a isca, o animal deixa suas pegadas impressas na areia, o que possibilita o reconhecimento da espécie (Gaspar, 2005). Embora seletiva, essa metodologia possibilita obter informações num curto período de tempo sobre as espécies de mamíferos mesopredadores presentes nos remanescentes florestais (Bassi, 2003; Pardini et al., 2003; Penteadó, 2006).

As parcelas de areia foram montadas em locais com solo o mais plano possível, sobre uma folha de plástico resistente para minimizar, desta forma, a perda da areia ao longo do estudo. A área da parcela de areia era quadrada com 0,6 m de lado, coberta de areia média, para obter pegadas de boa qualidade. Na montagem do experimento, a areia era nivelada antes de ser iscada. Nos meses mais secos a areia era umedecida antes de ser afogada.

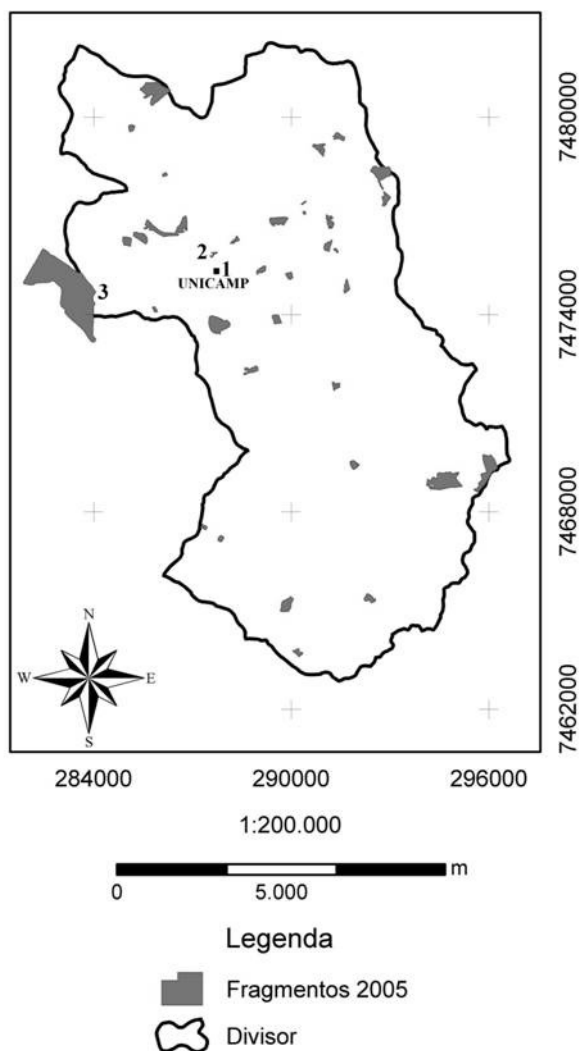


Figura 1. Mapa dos remanescentes de vegetação na bacia do ribeirão Anhumas com a localização dos três fragmentos estudados: 1-UNICAMP, 2-Parque Ecológico Hermógenes F. L. Filho, 3-Mata Santa Genebra (borda urbana). Fonte: <http://www.iac.sp.gov.br/ProjetoAnhumas/mapas.htm>. Modificado de Adami et al. (2003).

Figure 1. Map of the vegetation remnants of the Anhumas river basin showing the three fragments studied: 1-UNICAMP, 2-Hermógenes F. Leitão Filho Ecological Park and 3-Mata Santa Genebra Forest Reserve (urban edge). Source: <http://www.iac.sp.gov.br/ProjetoAnhumas/mapas.htm>. Modified from Adami et al. (2003).

SIVIERO, M.C.B.; SETZ, E.Z.F. Pegadas de mamíferos em parcelas de areia em fragmentos de vegetação da bacia do ribeirão Anhumas, Campinas, São Paulo.

As vistorias das parcelas foram realizadas nas manhãs seguintes à montagem e em cada parcela foi registrada a ocorrência ou não de pegadas, e a espécie responsável. Nas ocasiões em que, embora fossem registradas marcas na areia da parcela não foi possível a identificação, registrou-se como espécie indeterminada. Após a vistoria, as pegadas eram apagadas e a areia afogada e nivelada. Se a areia estava muito ressecada, era umedecida com um borrifador de água. O delineamento experimental consistiu em uma linha com dez armadilhas de pegadas, espaçadas 250 m entre si, em cada trecho de mata considerado. Na UNICAMP, a linha foi disposta ao longo de um córrego, e na Mata Santa Genebra, na porção que pertence à bacia do ribeirão Anhumas, a borda urbana. A linha do Parque Ecológico teve sete armadilhas, pois o perímetro do açude tinha apenas 1.720 metros. As parcelas de areia foram monitoradas em dois finais de semana por estação do ano, durante um ano, por trecho de mata ciliar.

Em cada estação foram evitados períodos de chuva, como recomendado por Roughton e Sweeny (1982). A identificação das pegadas foi realizada com o auxílio do manual de rastros de mamíferos silvestres de Becker e Dalponte (1991). Pegadas com identificações ambíguas foram omitidas da análise (Crooks, 2002).

A suficiência amostral foi deduzida de curvas de coletor e a riqueza total de espécies foi calculada pelo método Jackknife com o software EstimateS 7.5 (Colwell, 2005). O estimador de Jackknife é recomendado para um número pequeno de amostras e apresenta um viés positivo, ou seja, tende a superestimar o número de espécies numa comunidade. Esse viés é menor do que o viés negativo do número observado de espécies que, como regra, é sempre menor do que o número real de espécies da comunidade (em Krebs, 2000).

Para comparar a co-ocorrência de espécies, foi calculada a similaridade entre as linhas através do índice quantitativo de Morisita, com o uso do “Programs for Ecological Methodology”, (Krebs, 2000). Foi calculado também o X^2 de contingência. Para avaliar o índice de abundância relativa de cada espécie (IAR) em cada linha, foi utilizada a fórmula proposta por Crooks e Soulé (1999) e Crooks (2002):

$$IAR = \ln \{ [ne_i / (na_j \times nn)] + 1 \}$$

em que:

ne_i = número de armadilhas de areia visitadas pela espécie i ;

na_j = número de armadilhas de areia operantes na área j , e

nn = número de noites em que as armadilhas permaneceram operantes.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

De agosto de 2005 a agosto de 2006, o esforço amostral total foi de 392 armadilhas-noite, com uma eficiência de captura de pegadas de 35%. Tanto na UNICAMP como na Mata Santa Genebra, as chuvas impediram a identificação das pegadas em um final de semana, reduzindo as amostragens da estação verão. Pelo menos quinze espécies de mamíferos mesopredadores ou não, de cinco ordens e onze famílias, visitaram as armadilhas (Tabela 1; Figura 2).

Das espécies de mamíferos registradas, pelo menos sete podem ser mesopredadoras (Tabela 1). Pelo menos duas espécies são domésticas: o cachorro (*Canis familiaris*) e o coelho (*Oryctolagus cuniculus*). Os registros “indeterminado” compreenderam 6% (Tabela 2).

Além da análise das medidas das pegadas, os avistamentos de algumas espécies tais como cachorro-doméstico, capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*), coelho-doméstico e tatu-galinha (*Dasyus novemcinctus*) e um atropelamento de uma cuíca d'água pequena próximo ao Parque confirmaram os resultados da Tabela 2. Apesar dos avistamentos de gato-doméstico, a sobreposição no formato e tamanho das pegadas não permitiu a separação entre pequenos felídeos, que compreende tanto o gato doméstico (*Felis catus*) como as espécies pequenas de *Leopardus* sp. e *Puma yaguaroundi*. No caso dos Lagomorpha, embora o formato seja semelhante, as pegadas do tapiti são menores (1,3 cm dianteira a 1,6 cm traseira) do que as da lebre (2,0 e 2,6 cm respectivamente) e do coelho doméstico (comprimento de 3,5 a 5,0 cm e largura 3,5 a 4,5 cm, no presente trabalho).

Tabela 1. Distribuição em ordens e famílias das espécies registradas considerando os três locais de estudo: UNICAMP, Parque Ecológico e Mata Santa Genebra*.

Table 1. Distribution of orders and families of the recorded species considering the three study sites: UNICAMP, Ecological Park and Mata Santa Genebra Forest Reserve*.

Ordem	Família	Espécie
Marsupialia	Didelphidae	<i>Chironectes minimus</i>
		<i>Lutreolina crassicaudata</i>
		<i>Didelphis albiventris</i> **
		<i>Monodelphis</i> sp.**
Cingulata	Dasyopodidae	<i>Dasypus novemcinctus</i>
Carnivora	Canidae	<i>Canis familiaris</i> ** <i>Cerdocyon thous</i> **
	Felidae	Undetermined small felids**
	Mustelidae	<i>Lontra longicaudis</i> **
	Procyonidae	<i>Procyon cancrivorus</i> **
	Rodentia	Erethizontidae
Hydrochaeridae		<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>
Caviidae		<i>Cavia</i> sp.
Muridae		<i>Nectomys squamipes</i>
Lagomorpha	Leporidae	<i>Oryctolagus cuniculus</i>

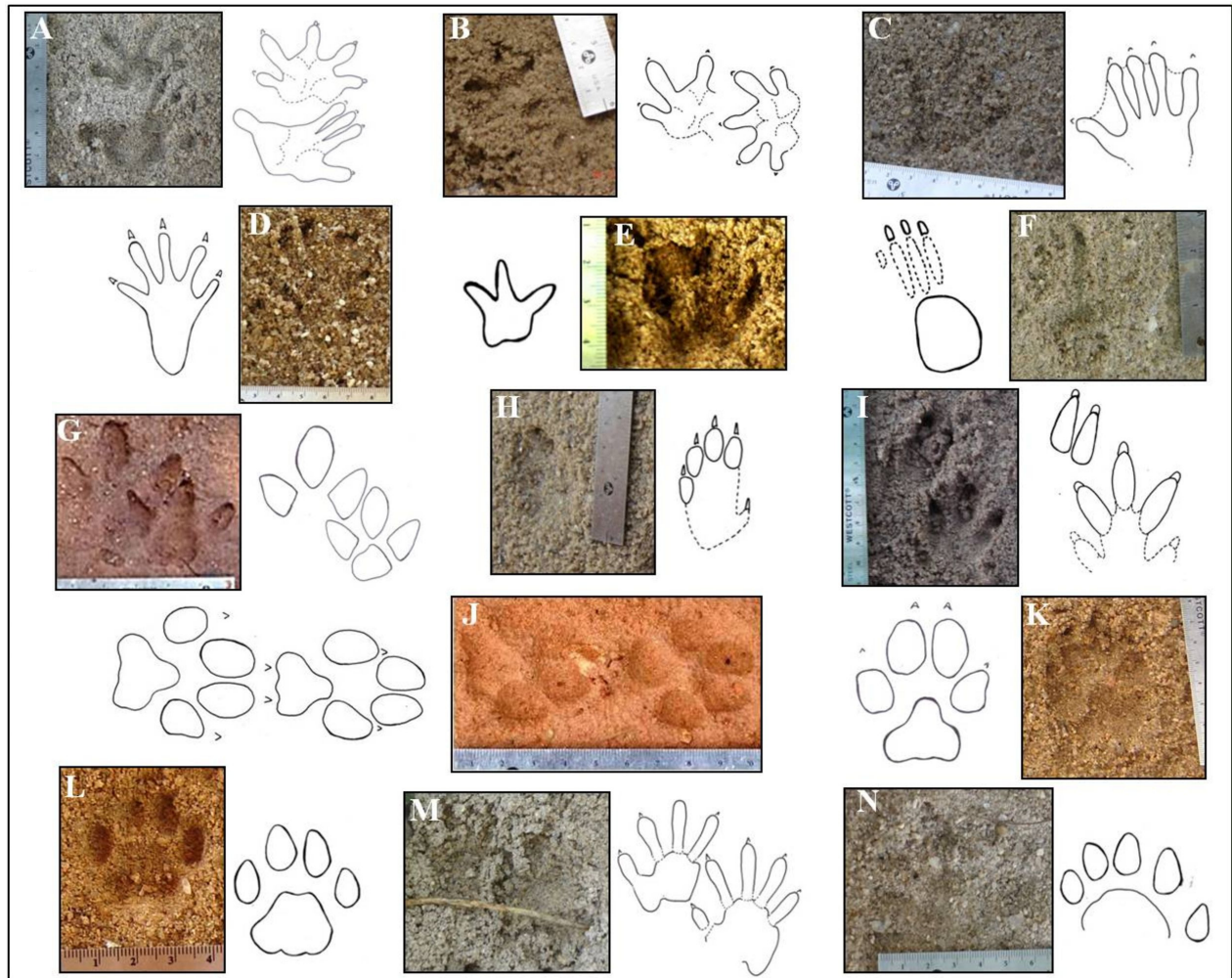
*Nomenclatura segundo Wilson e Reeder (2005).

*Nomenclature according to Wilson and Reeder (2005).

**Potencialmente mesopredadores.

**Potentially mesopredators.

SIVIERO, M.C.B.; SETZ, E.Z.F. Pegadas de mamíferos em parcelas de areia em fragmentos de vegetação da bacia do ribeirão Anhumas, Campinas, São Paulo.



Fotos: Setz, S. Desenhos modificados de DeAngelo e col. (2008) e redeseenhados por Silva, S.

Figura 2. Pegadas das diferentes espécies registradas nas parcelas de areia nos três locais estudados (A - gambá, B - cuíca-d'água-pequena, C - cuíca-d'água, D - rato-d'água, E - preá, F - ouriço-cacheiro, G - capivara, H - coelho-doméstico, I - tatu-galinha, J - cachorro-do-mato, K - cachorro-doméstico, L - pequeno felídeo, M - guaxinim e N - lontra).

Figure 2. Tracks of different species recorded in sand plots in the three study sites (A - white-eared-opossum, B - thick-tailed opossum, C - water-opossum, D - water rat, E - cavy, F - orange-spined hairy dwarf porcupine, G - capybara, H - domestic rabbit, I - nine-banded-armadillo, J - crab-eating fox, K - domestic dog, L - small felid, M - crab-eating raccoon and N - southern river otter).

Tabela 2. Frequência absoluta de registros das espécies nas armadilhas de areia para UNICAMP (u), Parque Ecológico (pe) e Mata Santa Genebra (msg) para o inverno (i), primavera (p), verão (v) e outono (o). * também avistado; ** pegadas fora das parcelas de areia.

Table 2. Absolute frequency of records of species in sand traps to UNICAMP (u), Ecological Park (pe) and Mata Santa Genebra Forest Reserve (msg) for winter (i), spring (p), summer (v) and autumn (o). * also sighted; ** tracks off the sand plots.

Espécie	Frequência absoluta												total
	ui	up	uv	uo	pei	pev	peo	msgi	msgp	msgv	msgo	total	
1 <i>Chironectes minimus</i>	40	40	20	40	28	28	28	40	40	20	40	392	
2 <i>Lutreolina crassicaudata</i>		2	1							1		4	
3 <i>Didelphis albiventris</i>	3	1		3	15	4	5	12	2		1	46	
4 <i>Monodelphis sp.</i>												1	
5 <i>Dasylops novemcinctus</i>								2	3*/**	4	4	13	
6 Pequenos felídeos	1	*			6*	4	4*	3*	1	1		20	
7 <i>Canis familiaris</i>	2*	6*		13		**		2	**	2	5*	30	
8 <i>Cerdocyon thous</i>								7**	**	2**	3**	12	
9 <i>Procyon cancrivorus</i>									**			1	
10 <i>Lontra longicaudis</i>						2	4	3	1			10	
11 <i>Sphiggurus villosus</i>												1	
12 <i>Nectomys squamipes</i>						2		**	**			2	

continua
to be continued

SIVIERO, M.C.B.; SETZ, E.Z.F. Pegadas de mamíferos em parcelas de areia em fragmentos de vegetação da bacia do ribeirão Anhumas, Campinas, São Paulo.

continuação – Tabela 2
continuation – Table 2

Espécie	Frequência absoluta													total
	ui	up	uv	uo	pei	pep	pev	peo	msgi	msgp	msgv	msgo	total	
Armadilhas =	40	40	20	40	28	28	28	28	40	40	20	40	392	
Nome comum														
13 <i>Cavia</i> sp.		*		*		1							1	
14 <i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	**	1*/**			1*/**	**					**		2	
15 <i>Oryctolagus cuniculus</i>					2	1*	*						3	
16 indeterminado	1	1	1	3		1	2	1	1	1			10	
Total/local/linha	11	10	2	19	26	14	15	20	15	6	9	13	160	
Total/linha	45 - 5 indet.													
	75 - 3 indet.													
	43 - 2 indet.													

Nove espécies foram registradas na UNICAMP, oito no Parque Ecológico e sete na Mata Santa Genebra. As curvas de coletor da amostragem da UNICAMP e da Mata revelam um platô de suficiência amostral, sugerindo que a riqueza de espécies destes locais foi atingida (Figura 3). Contudo, no Parque, na última estação de amostragem uma nova espécie foi registrada, indicando que a riqueza pode não ter sido alcançada para este local. Como esperado, as estimativas de Jackknife indicam riquezas maiores para os três locais (UNICAMP = $14,6 \pm 2,6$; Parque Ecológico = $10,8 \pm 1,5$ e Mata Santa Genebra = $8,9 \pm 1,3$).

O Índice de Similaridade de Morisita [0,49 (UNICAMP/Mata), 0,31 (UNICAMP/Parque),

0,19 (Parque/Mata)] mostra baixa similaridade das espécies entre os locais. Em paisagens onde o processo de fragmentação se encontra em estágio avançado, espera-se que as populações animais dos fragmentos estejam isoladas. O isolamento das populações remanescentes deixa-as mais suscetíveis à extinção local por processos aleatórios podendo resultar numa baixa similaridade na composição de espécies dos fragmentos (Vieira et al., 2003).

A variação sazonal de armadilhas com e sem registro, considerando os três locais de amostragem juntos, mostrou-se significativa ($X^2 = 10,06$; $p < 0,05$; $gl = 3$), representando uma abundância de fauna menor do que a esperada na primavera (Tabela 3).

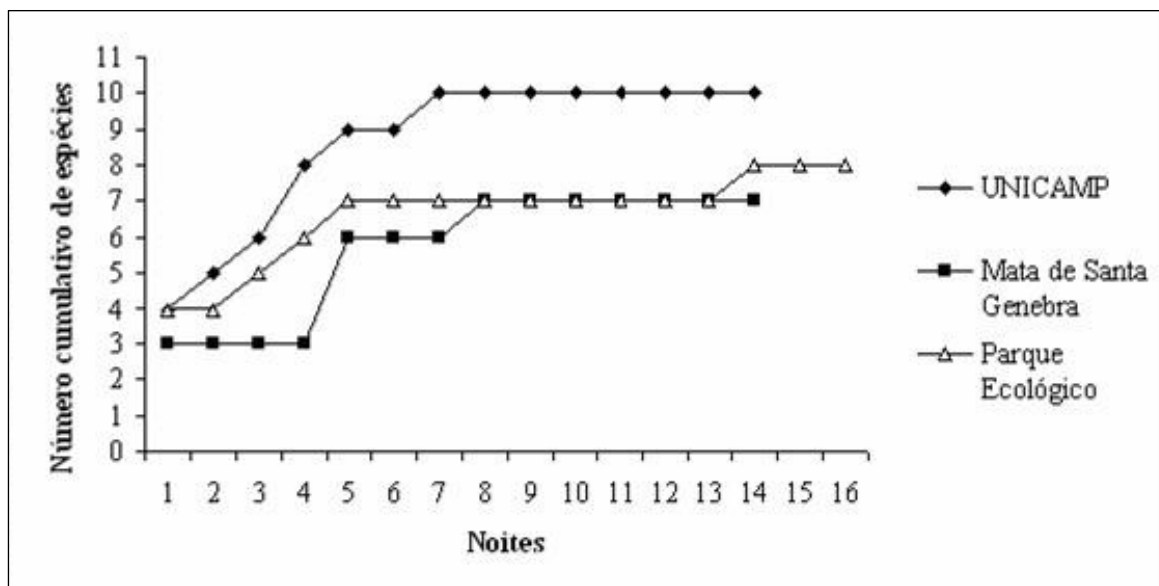


Figura 3. Número cumulativo de espécies identificadas através de armadilhas de areia, de agosto de 2005 a agosto de 2006 para os três locais na bacia do ribeirão Anhumas, Campinas, SP.

Figure 3. Cumulative number of species identified through sand traps, from August 2005 to August 2006 for three sites in the Anhumas river basin, Campinas, SP.

SIVIERO, M.C.B.; SETZ, E.Z.F. Pegadas de mamíferos em parcelas de areia em fragmentos de vegetação da bacia do ribeirão Anhumas, Campinas, São Paulo.

Tabela 3. Variação sazonal de armadilhas com e sem registro considerando os três locais juntos: UNICAMP, Parque Ecológico e Mata Santa Genebra.

Table 3. Seasonal variation of traps with and without records considering the three sites together: UNICAMP, Ecological Park and Mata Santa Genebra Forest Reserve.

Estação	Armadilhas com registro	Armadilhas sem registro	Total
Primavera	26	82	108
Verão	22	46	68
Outono	45	63	108
Inverno	45	63	108
Total	138	254	392

Como o cachorro-do-mato foi registrado antes e depois da primavera, sua ausência nas armadilhas pode estar associada à variação no seu uso do espaço, relacionada à dieta ou reprodução. Facure (1996) registrou três espécies de frutos predominantes na dieta do cachorro-do-mato: o jerivá (*Syagrus romanzoffiana*, Arecaceae), a uva-japonesa (*Hovenia dulcis*, Rhamnaceae) e a goiaba (*Psidium guajava*, Myrtaceae). O jerivá frutifica o ano inteiro e ocorre na Mata Santa Genebra, enquanto os outros dois apresentam picos fora da primavera, e, portanto não influenciariam estes resultados. Na estação chuvosa o cachorro-do-mato alimenta-se principalmente de insetos e frutos, enquanto na estação seca, de vertebrados, mostrando que a composição da dieta varia sazonalmente com a abundância dos itens (Brady, 1979; Facure, 1996). Mudanças sazonais na utilização do espaço domiciliar do cachorro-do-mato, de áreas altas na estação chuvosa para áreas baixas na estação seca, foram observadas em função das variações na disponibilidade de presas (Brady, 1979). O cachorro-do-mato foi registrado nas armadilhas 1 e 2, em uma área de brejo, e nas armadilhas 9 e 10, em área de platô seco. Talvez a ausência de registro para a espécie na primavera seja devida à utilização de outras áreas altas da Reserva durante esta estação.

Agrupando as três linhas foi calculado um índice de abundância relativa para cada espécie (IAR), sendo o gambá (0,429), o cachorro-doméstico (0,281) e os pequenos felídeos (0,194) os animais mais abundantes.

A abundância do gambá foi muito superior à registrada por Gaspar (2005; IAR 0,141 para *Didelphis aurita*) na Mata Ribeirão Cachoeira, em Campinas, e à maior registrada (IAR até 0,159 para *Didelphis* spp.) por Penteado (2006) no Parque Estadual da Cantareira, em São Paulo. No Parque Ecológico, essa abundância (confirmada por estudo específico, Cantor et al., 2010) pode refletir a ausência de predadores no local. Espécies que, segundo Facure e Giaretta (1996), poderiam preda os gambás, tais como o cachorro-do-mato e o gato-maracajá (*Leopardus wiedii*) não habitam o Parque. O gambá-de-orelha-branca ocorre também em áreas próximas a habitações humanas, onde encontram recursos alimentares (Cáceres, 2002) e persistem em fragmentos menores do que 10 ha, onde *D. aurita* não mais é capturado (Cáceres e Monteiro-Filho, 1999). Os gambás são onívoros, o que aumenta em muito sua capacidade de sobrevivência (Fonseca e Robinson, 1990; Fonseca, 1991; Monteiro Filho, 1995). Como eles se multiplicam facilmente, monopolizam recursos indispensáveis a outras espécies da comunidade de mamíferos, a ponto de eliminá-las (Fonseca e Robinson, 1990; Fonseca, 1991).

Além da competição direta por recursos alimentares, os gambás podem também diminuir a densidade de muitas espécies de pequenos mamíferos e outros vertebrados através da predação (Fonseca e Robinson, 1990; Fonseca, 1991). Embora os gambás oportunisticamente ataquem vertebrados vivos, eles os consomem mais como carniça (Fonseca e Robinson, 1990).

Outra hipótese para explicar o alto número de registros de gambás no Parque pode estar relacionada à época reprodutiva de *D. albiventris*. Segundo Monteiro Filho (1987), ela se estende de maio a fevereiro com dois picos relativos a duas ninhadas (fim de julho e novembro). Pegadas de tamanhos diferentes na mesma parcela sugerindo a presença de mãe e filhotes foram encontradas para quase todas as parcelas no Parque no mês de agosto.

A abundância do cachorro doméstico foi muito superior à registrada por Gaspar (2005; IAR 0,016) na Mata Ribeirão Cachoeira, e semelhante à máxima registrada (IAR até 0,297) por Penteadó (2006) no Parque Municipal da Grota Funda em Atibaia, SP. As ocorrências dos cachorros domésticos, bem como suas abundâncias, evidenciam um aspecto negativo da exposição das bordas dos fragmentos às áreas urbanizadas. A proximidade das moradias favorece a entrada de animais domésticos que, predando espécies silvestres, podem ter um papel direto na sua extinção local, e indireto através da transmissão de doenças, tais como hidatidose, síndrome da larva *migrans* visceral e raiva (Wilcove, 1985; Churcher e Lawton, 1987; Monteiro Filho, 1995; Artois, 1997; Gillies e Clout, 2003; Woods et al., 2003; Butler et al., 2004). A análise das medidas das pegadas (até 9,0 cm de comprimento e 8,8 de largura) dos cachorros-domésticos na Mata Santa Genebra sugere que eles podem atacar animais do porte do gambá e do tatu. Porém a identificação de quarenta e seis carcaças de 12 espécies mortas por cães durante um estudo do impacto de cães ferais na Mata Santa Genebra incluiu apenas um tatu (2%) e três gambás (7%; Galetti e Sazima, 2006).

Por outro lado, segundo Galetti e Sazima (2006), os cães ferais foram provavelmente a causa principal da extinção de espécies como a paca (*Cuniculus paca*), o veado-catingueiro (*Mazama guazoubira*) e a cutia (*Dasyprocta azarae*) na Mata Santa Genebra.

O avistamento de gato doméstico no Parque Ecológico mostra a ineficiência do alambrado ao redor do Parque em impedir a passagem de animais domésticos. No Parque, pegadas de cachorro-doméstico foram encontradas fora das armadilhas, apesar da proibição da entrada de cachorros no local. Os coelhos domésticos registrados e avistados na área foram abandonados por seus donos.

Considerando os três locais separadamente houve um maior registro de espécies domésticas na UNICAMP ($X^2 = 32,28$; $p < 0,01$; $gl = 2$). A metade dos registros de cachorro-doméstico ocorreu na última coleta, no outono, o que pode sugerir o abandono de cachorros no *campus*.

Na UNICAMP, o cachorro-doméstico foi a espécie mais registrada. No momento da vistoria das pegadas nas armadilhas, durante as primeiras coletas, cachorros foram avistados passeando com seus donos. É provável que alguns desses cachorros tenham deixado a marca das suas pegadas nas armadilhas ao serem atraídos pelas iscas. Um filhote de gato doméstico também foi encontrado no local.

Os marsupiais cuíca-d'água, cuíca-d'água-pequena, catita e gambá-de-orelha-branca foram registrados nas armadilhas da UNICAMP, sendo o gambá registrado também para o Parque Ecológico e para Mata Santa Genebra, a cuíca-d'água para o Parque e a cuíca-d'água pequena para a Mata. Embora com pegada característica (membranas interdigitais, menor pegada e calcanhar menos afilado, do que o rato-do-banhado), o registro da cuíca-d'água é inesperado para uma área urbanizada. Seria importante confirmar a sua presença, porém é um animal de difícil captura (1,5 indivíduos/100 armadilhas-noite; Galliez et al., 2009) ou mesmo registro fotográfico, e necessitaria de um projeto de pesquisa com metodologia específica (Bressiani e Graipel, 2008).

A cuíca-d'água-pequena já foi registrada entre 1984 e 1985 no município de Campinas (Monteiro Filho e Dias, 1990), e sua presença no *campus* da UNICAMP e na Mata Santa Genebra mostra sua resistência, apesar da crescente fragmentação e urbanização no baixo Anhumas.

As pegadas de ouriço-cacheiro (identificado como *Sphiggurus* apesar do grande comprimento da pegada: 6,5 cm, Becker e Dalponte, 1991) e guaxinim foram registradas apenas na UNICAMP. Essa espécie de ouriço de dorso peludo e espinhos marrom alaranjados já foi observada no *campus* (Eleonore Zulnara Freire Setz, comunicação pessoal). Embora não registrado nas armadilhas, a presença de guaxinim era esperada no Parque Ecológico, pois já foram encontradas pegadas desta espécie em anos recentes (Eleonore Zulnara Freire Setz, comunicação pessoal). Talvez o guaxinim se limite à UNICAMP pela construção do alambrado que separa o *campus* do Parque. Da mesma forma, a abundância do tatu-galinha na Mata Santa Genebra sugere a eficiência da cerca (arame farpado a intervalos de 20 cm) em manter predadores, como a onça-parda (já encontrada na região), fora da Reserva (Eleonore Zulnara Freire Setz, comunicação pessoal). Na Mata Ribeirão Cachoeira, com área semelhante, a onça-parda registrada em diferentes meses evidenciou o uso periódico desse fragmento florestal (Gaspar, 2005). A fotografia de um indivíduo adulto e outro jovem confirmou também sua reprodução na região (Gaspar, 2005). Talvez a presença da espécie tenha sido possibilitada pela mata ciliar do rio Atibaia, reforçando a importância e o papel dos corredores ecológicos ligando as matas que sobraram na cidade (Gaspar, 2005).

O registro do rato-d'água evidencia a presença de ratos silvestres no Parque Ecológico. Apesar do encontro de pegadas dessa espécie no brejo da Mata Santa Genebra, não foram registradas pegadas nas armadilhas.

Na maioria dos registros de lontra constatou-se a impressão de um “redemoinho” na areia, sugerindo que o animal “se enrodilhou” no centro da armadilha, onde foi pingada a isca. A lontra apresentou um alto número de registros devido a um ou mais indivíduos que frequentam

o açude do Parque Ecológico, onde já ocorreu avistamento de um indivíduo. Embora a saída de água do açude não pareça permitir a passagem de lontras (há um alambrado no vertedouro), ela possivelmente passa pelos tubulões da entrada de água. Na Mata Santa Genebra o registro ocorreu em uma armadilha de pegadas localizada em um brejo, local favorável ao animal, devido à presença de água. Esses foram os primeiros registros para a espécie em armadilhas com essas iscas odoríferas (Eleonore Zulnara Freire Setz, comunicação pessoal). No açude do Parque Ecológico, as tilápias talvez não signifiquem um importante recurso alimentar para a lontra. Embora abundante, a tilápia (*Tilapia rendalli*) apareceu pouco na dieta da lontra na represa de “Duas Bocas” (Helder-José e Andrade, 1997).

A abundância do tatu-galinha foi muito superior à registrada por Gaspar (2005; IAR 0,005) na Mata Ribeirão Cachoeira. O tatu-galinha, animal mais abundante na Mata Santa Genebra, faz parte da dieta do cachorro-do-mato, da jaguatirica (*Leopardus pardalis*) e da onça parda (Facure e Giaretta, 1996; Wang, 2002; Vidolin, 2004, respectivamente). Sua considerável quantidade pode já ser um resultado da redução ou mesmo ausência de algumas espécies predadoras na Mata. Segundo Facure e Monteiro-Filho (1996), o cachorro-do-mato, segunda espécie mais abundante para o local, é um animal de hábito alimentar primariamente frugívoro (43,5% em volume; 26,5% em frequência) na região suburbana de Campinas, consumindo também insetos (1,9% em volume e 26,5% em frequência) e pequenos vertebrados (tais como aves e pequenos mamíferos; 28,4% em volume e 37% em frequência), não se mostrando, desta forma, um predador ativo para o tatu-galinha.

Pegadas do guaxinim e da capivara foram observadas no aceiro, confirmando sua presença na Mata. Segundo Monteiro Filho (1995), a capivara frequente a porção mais baixa e inundada mesmo não sendo residente na Mata Santa Genebra.

Comparando os mamíferos silvestres encontrados neste estudo com o levantamento por censo de pegadas da Mata Ribeirão Cachoeira (vide Gaspar, 2005), não foram registrados, além da onça-parda, outros carnívoros como os gatos-do-mato (*Leopardus* spp., *Puma yagouaroundi*),

a jaguatirica (*Leopardus pardalis*), o quati (*Nasua nasua*) e a irara (*Eira barbara*); e também o veado (*Mazama* sp.), a paca (*Cuniculus paca*) e o tapiti (*Sylvilagus brasiliensis*). Pelo pequeno tamanho dos fragmentos e vizinhanças urbanas não eram esperados predadores de topo como a onça-parda e a jaguatirica (Gaspar, 2005). Se houvesse corredores de vegetação que ligassem os fragmentos, animais já registrados para o município poderiam ter aparecido nos locais do presente estudo.

Através de corredores de vegetação as espécies de mamíferos que são presas potenciais para predadores reduzem sua vulnerabilidade deslocando-se entre os fragmentos, até descobrirem habitat favorável. Os processos de colonização poderiam compensar a redução e o isolamento, e diminuir a probabilidade de extinção por ação de processos aleatórios. Dessa forma, mantém-se uma dinâmica de metapopulações. Essa dispersão será ainda mais fácil quanto mais numerosos e favoráveis aos deslocamentos dos animais forem os corredores (Dajoz, 2005).

Por outro lado, as cercas e os alambrados no contorno dos fragmentos dificultam a dispersão da fauna, principalmente dos animais de grande porte. Apesar da necessidade da cerca ao redor da Mata Santa Genebra para evitar a entrada de pessoas e a caça dentro da Reserva, ela deve, por outro lado, estar excluindo a onça-parda, uma predadora do tatu-galinha.

Pesquisas sobre o comportamento dos animais em relação às cercas limitam-se à proteção de espécies domésticas (Hoare, 1992). Mesmo assim, há poucas investigações sistemáticas para determinar se as cercas alcançaram seus objetivos e até que ponto elas causam problemas sobre a dinâmica de população dos animais silvestres (Hoare, 1992).

Assim, além da necessidade evidente da conservação dos fragmentos e do estabelecimento de corredores de vegetação entre eles para aumentar as probabilidades de sobrevivência da fauna regional, é urgente uma avaliação do impacto das cercas no trânsito de animais silvestres.

4 CONCLUSÕES

1. As altas abundâncias para cachorro doméstico na UNICAMP e gambá no Parque corroboram o efeito do contato com áreas urbanizadas, ampliando os prejuízos da fragmentação do ambiente.
2. Na Mata, a alta frequência de tatu-galinha sugere a ausência de predadores, já que o cachorro-do-mato, segundo animal mais abundante neste local e potencial predador de Cingulata aparentemente alimenta-se principalmente de frutos e não é seu principal consumidor.
3. Priorizar as pesquisas e a discussão da instalação de cercas que, se por um lado tendem a proteger o fragmento de ações antrópicas, por outro, limitam o deslocamento da fauna.

5 AGRADECIMENTOS

À Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, Parque Ecológico Hermógenes F. Leitão Filho e Fundação José Pedro de Oliveira, pela autorização para execução do trabalho de campo, à FAPESP, pela bolsa de iniciação científica (Proc. 05/55425-0), à Roseli Buzanelli Torres do Projeto Anhumas (Proc. 01/02952-1) pelo apoio, à Simone Aparecida Dena da Silva pelos desenhos da Figura 2 e aos dois revisores anônimos por suas valiosas sugestões ao manuscrito.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARTOIS, M. Managing problem wildlife in the “Old World”: a veterinary perspective. **Reproduction, Fertility and Development**, v. 9, p. 17-25, 1997.
- BASSI, C. **O efeito da fragmentação sobre a comunidade de mamíferos nas matas do Planalto Ocidental, São Paulo, Brasil**. 2003. 89 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Departamento de Ecologia, Universidade de São Paulo, São Paulo.

SIVIERO, M.C.B.; SETZ, E.Z.F. Pegadas de mamíferos em parcelas de areia em fragmentos de vegetação da bacia do ribeirão Anhumas, Campinas, São Paulo.

BECKER, M.; DALPONTE, J.C. **Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: um guia de campo**. Brasília, DF: Editora Universidade de Brasília, 1991. 180 p.

BEIER, P. Determining minimum habitat areas and habitat corridors for cougars. **Conservation Biology**, v. 7, n. 1, p. 94-108, 1993.

BRADY, C.A. Observations on the behaviour and ecology of the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*). In: EISENBERG, J.F. (Ed.). **Vertebrate ecology in the Northern Neotropics**. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press, 1979. p. 161-171.

BRESSIANI, V.B.; GRAIPEL, M.E. Comparação de métodos para captura da suçua d'água, *Chironectes minimus* (Zimmerman, 1780) (Mammalia, Didelphidae) no sul do Brasil. **Mastozoologia Tropical**, v. 15, p. 33-39, 2008.

BROWN Jr., K. Insetos indicadores da história, composição, diversidade e integridade de matas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares – conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP: FAPESP, 2001. p. 223-232.

BUTLER, J.R.A.; DU TOIT, J.T.; BINGHAM, J. Free-ranging domestic dogs (*Canis familiaris*) as predators and prey in rural Zimbabwe: threats of competition and disease to large wild carnivores. **Biological Conservation**, n. 115, p. 369-378, 2004.

CÁCERES, N.C. Food habits and seed dispersal by the white-eared opossum, *Didelphis albiventris*, in Southern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 37, n. 2, p. 97-104, 2002.

_____.; MONTEIRO-FILHO, E.L.A. Tamanho corporal em populações naturais de *Didelphis* sp. (Mammalia: Marsupialia) no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, n. 59, p. 461-469, 1999.

CANTOR, M. et al. Potential seed dispersal by *Didelphis albiventris* (Marsupialia, Didelphidae) in highly disturbed environment. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 2, 2010.

CHURCHER, P.B.; LAWTON, J.H. Predation by domestic cats in an English village. **Journal of Zoology**, v. 212, p. 439-455, 1987.

COLWELL, R.K. **EstimateS**: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. Disponível em: <purl.oclc.org/estimates>. Acesso em: 2005.

CROOKS, K.R. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 2, p. 488-502, 2002.

_____.; SOULÉ, M.E. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. **Nature**, v. 400, n. 6744, p. 563-566, 1999.

DAJOZ, R. **Princípios de ecologia**. 7. ed. Porto Alegre: Artmed, 2005. 519 p.

DE ANGELO, C. et al. **Guía de huellas de los mamíferos de Misiones y otras áreas del subtropico de Argentina**. Tucumán: Ediciones del Subtrópico, Yerba Buena, 2008. 120 p.

EMMONS, L.H.; FEER, F. **Neotropical Rainforest mammals**. 2. ed. Chicago: University of Chicago Press, 1997. 307 p.

FACURE, K.G. **Ecologia alimentar do cachorro-do-mato, *Cerdocyon thous* (Carnivora – Canidae), no Parque Florestal do Itapetinga, Município de Atibaia, Sudeste do Brasil**. 1996. 52 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biologia, Departamento de Zoologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

_____.; GIARETTA, A.A. Food habits of carnivores in a coastal Atlantic Forest of southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 60, n. 3, p. 499-502, 1996.

_____.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Feeding habits of the crab-eating fox, *Cerdocyon thous*, in a suburban area of southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 60, n. 1, p. 147-149, 1996.

SIVIERO, M.C.B.; SETZ, E.Z.F. Pegadas de mamíferos em parcelas de areia em fragmentos de vegetação da bacia do ribeirão Anhumas, Campinas, São Paulo.

FONSECA, G.A.B. Muitas reservas pequenas: uma solução? **Ciência Hoje**, v. 13, n. 76, p. 18-19, 1991.

_____.; ROBINSON, J.G. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. **Biological Conservation**, v. 53, p. 265-294, 1990.

GALETTI, M; SAZIMA, I. Impacto de cães ferais em um fragmento urbano de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil. **Natureza & Conservação**, v. 1, p. 58-63, 2006.

GALLIEZ, M. et al. Ecology of the water opossum *Chironectes minimus* in Atlantic Forest streams. **Journal of Mammalogy**, v. 90, p. 93-103, 2009.

GASPAR, D.A. **Comunidade de mamíferos não-voadores de um fragmento de Floresta Atlântica semidecídua do município de Campinas/S.P.** 2005. 161 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas – Ecologia) – Instituto de Biologia, Departamento de Zoologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

GILLIES, C.; CLOUT, M. The prey of domestic cats (*Felis catus*) in to suburbs of Auckland City, New Zealand. **Journal Zoology**, v. 259, p. 309-315, 2003.

HELDER-JOSÉ; ANDRADE, H.K. Food and feeding habits of the neotropical river otter *Lontra longicaudis* (Carnivora, Mustelidae). **Mammalia**, v. 61, n. 2, p. 193-203, 1997.

HOARE, R.E. Present and future use of fencing in the management of larger African mammals. **Environmental Conservation**, v. 19, n. 2, p. 160-164, 1992.

KAGEYAMA, P; GANDARA, F.B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares – conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP: FAPESP, 2001. p. 249-269.

KREBS, C. **Programs for ecological methodology. Version 5.2.** 2nd ed. Vancouver: University of British Columbia, 2000.

MONTEIRO FILHO, E.L.A. **Biologia reprodutiva e espaço domiciliar de *Didelphis albiventris* em uma área perturbada na região de Campinas, Estado de São Paulo. (Mammalia, Marsupialia).** 1987. 89 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas – Ecologia) – Instituto de Biologia, Departamento de Zoologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

_____. Os mamíferos da Santa Genebra. In: MORELLATO, P.C.; LEITÃO FILHO, H. (Org.). **Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana.** Campinas: Editora da Unicamp, 1995. p. 86-92.

_____.; DIAS, V.S. Observações sobre a biologia de *Lutreolina crassicaudata* (Mammalia: Marsupialia). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 50, n. 2, p. 393-399, 1990.

PARDINI, R. et al. Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte. In: CULLEN Jr., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PÁDUA, C. **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre.** Curitiba: Editora da Universidade Federal do Paraná, 2003. p. 181-201.

PENTEADO, M.J.F. **As onças e as abundâncias de predadores intermediários em fragmentos de Mata Atlântica do Estado de São Paulo.** 2006. 110 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

ROGERS, C.M.; CARO, M.J. Song sparrows, top carnivores and nest predation: a test of the mesopredator release hypothesis. **Oecologia**, v. 116, p. 227-233, 1998.

ROUGHTON, R.D.; SWEENEY, M.W. Refinements in scent-station methodology for assessing trends in carnivore populations. **Journal Wildlife Management**, v. 46, n. 1, p. 217-229, 1982.

SARGEANT, G.A.; JOHNSON, D.H.; BERG, W.E. Interpreting carnivore scent-station surveys. **Journal Wildlife Management**, v. 62, n. 4, p. 1235-1245, 1998.

SIVIERO, M.C.B.; SETZ, E.Z.F. Pegadas de mamíferos em parcelas de areia em fragmentos de vegetação da bacia do ribeirão Anhumas, Campinas, São Paulo.

SOULÉ, M.E. et al. Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. **Conservation Biology**, v. 2, n. 1, p. 75-92, 1988.

TORRES, R.B. et al. (Coord.). **Recuperação ambiental, participação e poder público: uma experiência em Campinas**. 2003. Relatório de pesquisa. Fapesp. Processo nº 01/02952-1. Disponível em: <<http://www.iac.sp.gov.br/projetoanhumas>>. Acesso em: 2005.

VIDOLIN, G.P. **Aspectos bioecológicos de *Puma concolor* (Linnaeus, 1771), *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758) e *Leopardus tigrinus* (Schreber, 1775) na reserva natural Salto Morato, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil**. 2004. 89 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

VIEIRA, M.V. et al. Mamíferos. In: RAMBALDI, D.M.; OLIVEIRA, D.A.S. (Org.). **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília, DF: MMA/SBF, 2003. p. 125-151.

WANG, E. Diets of Ocelots (*Leopardus pardalis*), Margays (*L. wiedii*), and Oncilas (*L. tigrinus*) in the Atlantic Rainforest in Southeast Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 37, n. 3, p. 207-212, 2002.

WEMMER, C. et al. Mammalian sign. In: WILSON, D.E. et al. (Ed.). **Measuring and monitoring biological diversity, standard methods for mammals**. Washington and London: Smithsonian Institution Press, 1996. p. 157-176.

WILCOVE, D.S. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. **Ecology**, v. 66, n. 4, p. 1211-1214, 1985.

WILSON, D.E.; REEDER, D.M. **Mammal species of the world, a taxonomic and geographic reference**. 3. ed. Baltimore: Johns Hopkins, 2005. 2.142 p.

WILSON, G.J.; DELAHAY, R.J. A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observations. **Wildlife Research**, v. 28, p. 151-164, 2001.

WOODS, M.; MCDONALD, R.A.; HARRIS, S. Predation of wildlife by domestic cats *Felis catus* in Great Britain. **Mammal Review**, v. 33, n. 2, p. 174-188, 2003.