



UFAM Universidade Federal do Amazonas - UFAM



Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA TROPICAL
E RECURSOS NATURAIS**

**Efeitos a longo prazo da perda do habitat e da
caça sobre mamíferos de médio e grande porte
na Amazônia Central.**

RICARDO SAMPAIO

Manaus, Amazonas

2007



UFAM Universidade Federal do Amazonas - UFAM



Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA TROPICAL
E RECURSOS NATURAIS

RICARDO SAMPAIO

**Efeitos a longo prazo da perda de habitat e da caça sobre
mamíferos de médio e grande porte na Amazônia Central**

ORIENTADOR: ALBERTINA P. LIMA

Co-Orientador: Carlos A. Peres

Dissertação apresentada ao
PIPG-BTRN, como parte dos requisitos
Para obtenção do título de Mestre em
Ciências Biológicas, área de concentração:
Ecologia

Manaus – Amazonas
2007

S192 Sampaio, Ricardo

Efeitos a longo prazo da perda de habitat e da caça sobre mamíferos de médio e grande porte na Amazônia Central, Amazonas / Ricardo Sampaio – Manaus: INPA/UFAM, 2007.
39f. : il.

Dissertação (mestrado) - INPA/UFAM, Manaus, 2006.

Orientador (a): Albertina P. Lima.
Co-Orientador (a): Carlos A. Peres
Área de concentração: Ecologia

1. Fragmentação florestal 2. Pressão de caça.
3. Mastofauna. 4. Mamíferos - ecologia. I. Título

1

CDD 599.05

Sinopse:

Com o objetivo de se avaliar o papel que fragmentos florestais tem como unidades conectoras entre paisagens, estudou-se a distribuição de médios e grandes mamíferos utilizando duas abordagens, (1) análise dos efeitos da perda do habitat e caça sobre a mastofauna em três paisagens, (2) análise dos efeitos do isolamento do habitat a longo prazo e a caça sobre a mastofauna em fragmentos florestais isolados por savana, em uma região na margem direita do Rio Tapajós, na região de Santarém, Pará. O número de espécies registradas e a incidência das espécies caçadas e não caçadas foram testadas contra a perda de habitat e a características locais dos fragmentos florestais.

Palavras-chave:

1. Fragmentação florestal, 2. Perda de habitat, 3. Pressão de caça, 4. Mastofauna, 5. Mamíferos - ecologia.

Em memória de Jorge Sampaio Filho (meu pai)
Falecido em 19/07/2004

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço a Dra. Albertina P. Lima, que sempre se intitulou uma “não mamáloga”, e me orientou no curso de mestrado em Ecologia no INPA, acreditando e incentivando em todas as etapas do curso. Agradeço as inúmeras discussões, as enriquecedoras conversas, sua grande prestatividade e vontade de produzir conhecimento científico.

Ao Dr. Bill Magnusson pelo auxílio no desenho experimental, análises estatísticas e principalmente acreditou neste projeto mostrando novas direções e caminhos.

Ao Dr. Carlos Peres que foi meu co-orientador neste mestrado, e pelas poucas conversas pessoais e inúmeros e-mails, auxiliou e acrescentou novos “insights” durante o mestrado.

Ao Dr. Gonçalo Ferraz por toda prestatividade, auxiliando durante a fase final deste projeto.

Aos examinadores do Plano de pesquisa Dr. Rossano, Dr. Wilson Spironello e Dr. Paco (Francisco Palomares Fernández) pelas sugestões.

A toda a banca da aula de qualificação ao Dr. Dadão (Eduardo Venticinque), Dra. Tânia Sanaiotti e Dr. Rossano Mendes-Pontes, pelos valiosos comentários e discussões.

A toda a banca de defesa da dissertação Dr. Helena Bergallo, Dr. Gonçalo Ferraz, Dra. Renata Pardini, Dra. Cláudia Azevedo Ramos e Dr. Stephen Ferrari que fizeram sugestões valiosíssimas e contribuíram e muito para o produto final desta dissertação.

Ao INPA, Divisão dos Cursos de Pós-Graduação, Coordenações de Pesquisas em Ecologia pela infra-estrutura, incluindo a Toyota em Alter do Chão, e a Beverly pelas valiosas contribuições aos alunos da Pós-Graduação.

A Agência de Desenvolvimento do Amazônia (ADA) por fornecer a moradia em Alter do Chão.

Ao apoio financeiro do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq pela bolsa de estudos, a Bolsa de produtividade em pesquisa

cedida à Dra. Albertina P. Lima. Agradeço a bolsa de pós-graduação concedida pelo Programa BECA – IEB/Fundação Moore (B/2006/01/BMP/11).

Ao Dr. Bruce Nelson que auxiliou fornecendo as imagens de satélite.

Agradeço a Felipe, a paciência e atenção do Ralph e as aulas de Arc-Map da Juliana (Juju), todos estes integrantes do SIGLab/INPA que auxiliaram na construção das figuras.

Aos amigos que fiz em Alter do Chão, que aqui eu poderia escrever outro capítulo só para agradecer a família de Deco, Juci, Williams, Welton, Leila, Jaci e especialmente a Larissa pelo carinho, companhia e alegria, que tornaram a estadia naquele paraíso muito mais agradável.

Aos meus ajudantes e doutores em campo, que ensinaram muito sobre as coisas da “Floresta”. Ao Ed (Ediwaldo Vasconcelos) pela sua amizade e competência, que auxiliou em Alter do Chão. Aos meus ajudantes na Flona Tapajós, Pelado (Herisson), Bode (Jevenal) e Dido (Donildo) e as suas respectivas famílias, pela amizade ensinamentos e alojamento.

Aos colegas Vivi (Viviane Layme) e Fadini (Rodrigo Fadini) que compartilharam comigo, em algum momento, a estadia em Alter.

Aos meus camaradas da turma do mestrado, as duas casas que morei em Manaus e aos colegas que fiz na ecologia e de outros cursos do INPA, a galera do futebol na colina, agradeço a todos que ajudaram a tornar estes dois anos muito mais prazerosos.

A minha “Santa Mãezinha” Rosa Maria Piccolo Sampaio e meu irmão Rodrigo Sampaio que sempre me apoiaram e me ajudaram nos momentos mais difíceis e solitários nestes dois anos de mestrado em Manaus.

E finalmente a ela, a FLORESTA AMAZÔNICA, por me permitir tentar compreendê-la e realizar tudo isso...

*Era uma vez na Amazônia a mais bonita floresta
mata verde, céu azul, a mais imensa floresta
no fundo d'água as Iaras, caboclo lendas e mágoas
e os rios puxando as águas
Papagaios, periquitos, cuidavam de suas cores
os peixes singrando os rios, curumins cheios de amores
sorria o jurupari, uirapuru, seu porvir
era: fauna, flora, frutos e flores
Toda mata tem caipora para a mata vigiar
veio caipora de fora para a mata definhar
e trouxe dragão-de-ferro, prá comer muita madeira
e trouxe em estilo gigante, prá acabar com a capoeira
Fizeram logo o projeto sem ninguém testemunhar
prá o dragão cortar madeira e toda mata derrubar:
se a floresta meu amigo, tivesse pé prá andar
eu garanto, meu amigo, com o perigo não tinha ficado lá!!!...”*

Saga da Amazônia (Vital Farias)

RESUMO

A fragmentação florestal é uma das mais penetrantes ameaças para florestas tropicais, principalmente na floresta Amazônica. Apesar de efeitos negativos, algumas espécies de mamíferos podem persistir em remanescentes florestais. Em adição à redução e à subdivisão de populações, a persistência de mamíferos é afetada pela pressão de caça em fragmentos florestais, agravada pelo crescimento populacional humano nestas áreas. Este estudo avaliou, por meio de duas abordagens, o papel de fragmentos florestais como unidades conectoras entre paisagens para médios e grandes mamíferos. Por meio de levantamentos diurnos, noturnos e procura por rastros em três áreas (Floresta contínua, Floresta em fragmentação e Fragmentos florestais isolados a longo prazo por savana) no oeste do estado do Pará, próximo à rodovia BR-163 na Amazônia Central, comparei os efeitos da perda do habitat e da caça tanto distribuição de espécies nestas três áreas, como em 16 fragmentos florestais isolados por savana. Na primeira abordagem, os resultados indicam que, baseado em entrevistas, algumas espécies se extinguíram antes mesmo dos efeitos da perda do habitat, exceto em fragmentos florestais, provavelmente devido ao histórico de caça e perturbação da área. Constatei que a diversidade diminui com a perda do habitat, e o conjunto de espécies em fragmentos florestais foi uma subamostra das áreas mais íntegras. Entretanto, entre as nove espécies mais registradas nas três áreas, seis delas são tão incidentes em fragmentos florestais quanto nas áreas menos alteradas, incluindo quatro espécies (veado cinza, catitu, tatu galinha e guariba) consumidas por moradores locais. Contudo, as características de fragmentos florestais isolados por savana (tamanho, a densidade de árvores e a intensidade de caça) não afetam a distribuição de espécies, incluindo aquelas consumidas por moradores locais. Apesar do efeito negativo da perda do habitat, estes resultados mostram que estas manchas têm seu papel para abrigar um subconjunto de espécies, mesmo que temporariamente, da diversidade total de uma região, e que até os menores fragmentos florestais podem constituir unidades conectoras entre extensas unidades de conservação. Além disso, com um plano de manejo adequado, parte desta fauna pode complementar a subsistência de moradores locais. Esta situação é possivelmente um cenário futuro para a Amazônia, principalmente nas áreas sob influência da BR-163 e outras rodovias que estão sofrendo severos desflorestamentos e aumento da ocupação humana.

ABSTRACT

Forest fragmentation has become one of the most pervasive threats to tropical forest, mainly in the Amazonian forest. Despite its detrimental effects, some mid-sized to large-bodied mammals' species can persist in forest remnants. In addition to population reduction and subdivision, mammal persistence in tropical forest fragments is affected by hunting pressure, which is aggravated by the growing human population density in fragmented forest landscapes. This study utilized two approaches to evaluate the value of forest fragments have as units of connectivity among landscapes for mid and large-bodied mammals' species in the central Amazon. Using diurnal and nocturnal line-transect censuses, track surveys and other indirect evidence in three areas (continuous forest, fragmented forest and forest fragments isolated by savanna vegetation) in western of Para state (Brazil), next to BR-163 highway in the Central Amazonia, I compared the effects of habitat loss and hunting pressure on the distributions of species in these three areas and in 16 forest fragments isolated by savanna. In the first approach results, based on interviews, indicated that some species were extinct prior to habitat loss except in the fragment forest, caused by the perturbation and hunting in the area. I found that diversity decreases with habitat loss, and the set of species in fragments isolated by savanna was a subset of species in the less disturbed areas. However, among the nine species most frequently recorded, six species were as abundant in the fragments as the other areas, including four locally-hunted species (red brocket deer, colored pecary, nine banded armadillo, and howler monkeys). However the characteristics of forest fragments isolated by savanna (fragment size, tree density and hunting intensity) did not influence species distributions, including species that are hunted. Despite the negative effects of habitat loss, results indicate that these patches have a value as they shelter a subset of the species. Even if only temporarily, they support the region's biodiversity, and even the smallest forest fragments can constitute a unity connecting extant conservation unities. Moreover, a good adequate management plan for part of this fauna can complement the local people's subsistence. This scenario is likely to be realized in the Amazon, mainly in areas around highways such as BR-163 that are experiencing severe deforestation and rise in the local human population.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	iv
RESUMO.....	vii
ABSTRACT	viii
1) INTRODUÇÃO	1
2) MÉTODOS	5
2.1. Área de estudo	5
2.2. Desenho amostral	7
2.2.1. Efeitos da perda de habitat e caça sobre mamíferos.....	8
2.2.2. Efeitos do isolamento de habitat a longo prazo e caça sobre mamíferos	9
2.3. Espécies estudadas.....	10
2.4. Coleta de dados.....	11
2.5. Análises estatísticas	13
2.5.1. Efeitos da perda de habitat e caça sobre mamíferos.....	13
2.5.2. Efeitos do isolamento de habitat a longo prazo e da caça sobre mamíferos	14
3) RESULTADOS.....	15
3.1. Efeitos da perda de habitat e caça sobre mamíferos.....	19
3.2. Efeitos do isolamento de habitat no longo prazo e caça sobre mamíferos	24
4) DISCUSSÃO	26
4.1. A importância de fragmentos florestais e os efeitos da perda de habitat e caça sobre mamíferos generalistas de médio e grande porte.....	27
4.2. Efeitos do isolamento de habitat no longo prazo e caça sobre os mamíferos generalistas	29
4.3. Considerações finais.....	30
5) BIBLIOGRAFIA.....	32

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** – Representação da área de estudo baseada nos dados obtidos do projeto PRODES-INPE, mostrando as áreas não desmatadas em cor cinza. O quadrante mais abaixo representa o habitat em Floresta contínua (FC); o quadrante mais acima representa a área florestada em processo de fragmentação (FF); e o polígono de forma irregular representa a região onde estão inseridos os fragmentos florestais em uma matriz de savana..... 7
- Figura 2** – Imagem TM Landsat 5 (2005) mostrando em vermelho os 4 sítios onde foram estabelecidas as transecções lineares em Floresta contínua (FC); em verde os 4 sítios em Floresta em fragmentação (FF) e em azul os 4 sítios em Fragmentos florestais isolados por savana (FR)..... 9
- Figura 3** – A figura a esquerda representa a área caracterizada como Fragmentos florestais isolados por savana, contendo 31% de habitat não desmatado. As setas com os pontos destacam os 16 fragmentos florestais selecionados para a parte do estudo que aborda o efeito do isolamento do habitat e caça sobre mamíferos. Os fragmentos indicados com o símbolo vermelho foram utilizados para as comparações do efeito da perda do habitat e caça em mamíferos. A tabela a direita indica o tamanho dos 16 fragmentos florestais e os respectivos comprimentos das transecções lineares, em negrito são os dados referentes aos maiores fragmentos florestais. 10
- Figura 4** – Gráficos mostrando as curvas de acumulação das estimativas de espécies calculadas pelo índice Mao Tao, baseado em nove repetições diurnas nas três áreas (ver métodos para detalhes). Cada linha representa uma transecção linear. 19
- Figura 5** – Ordenação direta da ocorrência das espécies em relação à perda de habitat. O primeiro degrau representa os sítios em Floresta contínua (FC); o segundo degrau representa os sítios em Floresta em processo de fragmentação (FF); e o terceiro degrau representa os sítios em Fragmentos florestais isolados por savana (FR)..... 20
- Figura 6** – Variação da intensidade de caça registrada em cada transecção linear nas três áreas estudadas (FC – Floresta contínua; FF – Floresta em processo de fragmentação; FR – Fragmentos florestais isolados por savana). 21
- Figura 7** – Variações nos registros das espécies caçadas e não caçadas em cada transecção linear nas três áreas estudadas. Floresta contínua (FC); Floresta em processo de fragmentação (FF); Fragmentos florestais isolados por savana (FR). O asterisco indica as espécies não caçadas..... 23
- Figura 8** – Relação entre número de espécies registradas com a área logaritimizada (LogA), intensidade de caça (IC), e densidade de árvores (DA), baseado nos valores parciais gerados por meio de uma análise de regressão múltipla. 24
- Figura 9** – Relação entre o registro de guaribas/km com a intensidade de caça, baseado nos valores parciais gerados por meio de uma análise de regressão múltipla (Guariba = $1,73 + 0,18\text{LogA} - 0,15\text{IC} - 0,99\text{DA}$)..... 25

1) INTRODUÇÃO

As florestas tropicais da Amazônia constituem um dos ecossistemas mais ameaçados no mundo (Laurance e Peres, 2006), e o desmatamento é uma das atividades humanas que mais contribuem para esta condição.

Na Amazônia brasileira as altas taxas de desmatamento têm sido agravadas pelo aumento da criação de gado e o cultivo de soja, direcionando a ocupação humana das regiões de fronteira para as regiões mais centrais (Nepstad 2006; Soares Filho et al., 2006).

O desmatamento e outras alterações no uso da terra geralmente levam a um processo que subdivide extensas áreas de habitats contínuos em pequenas manchas de remanescentes florestais isolados por uma matriz de habitat diferente do original.

Vários estudos sobre a fragmentação florestal, na escala das manchas de habitat, mostram seus efeitos negativos sobre a biodiversidade, freqüentemente associados ao tamanho dos fragmentos (Laurance e Bierregaard, 1996), o efeito de borda (Bierregaard et al., 1992, Didham, R., 1997), grau de isolamento (Diffendorfer et al., 1995) e o tempo de isolamento (Turner e Corllet, 1996, Vasconcelos et al., 2006). No entanto, uma revisão de experimentos com fragmentação indica uma falta de consistência entre alguns estudos (Debinski e Holt, 2000), e isto tem sido atribuído, em parte, a um período de tempo relativamente curto desde o isolamento.

Andrén (1994) sugere que os efeitos da fragmentação na escala das manchas de habitat sobre a perda de indivíduos ou espécies, são exponenciais em paisagens com menos de 30% de habitats remanescentes. Mas esta “regra dos 30%” não se aplica a todas as espécies e a todos os ecossistemas (Parker e Mac Nally, 2002), e segundo a síntese de Fisher e Lindenmayer (2007) talvez a conclusão mais útil sobre a perda do habitat é que extinções de espécies são particularmente prováveis em paisagens com baixos níveis de cobertura de vegetação nativa.

Apesar de estudos na escala das manchas de habitat mostrarem efeitos negativos da área e/ou isolamento dos remanescentes florestais sobre a riqueza de espécies de médios e grandes mamíferos na Floresta Atlântica (Chiarello 1999; Martins, 2005) e na Amazônia (Laurance et al., 2002b; Lopes e Ferrari 2002; Ferrari et al., 2003; Michalski e Peres 2005), algumas espécies são menos sensíveis, persistindo em manchas relativamente pequenas.

A persistência destas espécies está relacionada à suas características biológicas (Henle, 2004), como o tamanho corporal (Robinson e Redford, 1989), densidade populacional, taxa reprodutiva, área de uso, especificidade no uso do habitat (Arita et al., 1990; Cardilho e Bromham, 2001; O'Grady et al., 2004), e a habilidade de cruzar grandes áreas de habitats hostis (Dale et al., 1994).

Além disso, médios e grandes mamíferos podem responder de forma diferenciada à perda do habitat, pois algumas espécies podem apresentar populações realmente isoladas nas manchas, dependendo da escala da fragmentação. Outras espécies possuem indivíduos com áreas de uso extensas, habitando uma ou mais manchas, e a matriz representaria apenas um ruído na paisagem (Haila et al., 1993 *apud* Andrén, 1994; Andrén et al., 1997), ou então espécies de hábitos generalistas que podem utilizar as áreas ao redor das manchas, como já observado para algumas espécies de aves no estudo de Ferraz (2007).

Contudo, o desmatamento está correlacionado com o aumento da densidade populacional humana (Laurance et al., 2002a), e, conseqüentemente, a pressão de caça sobre a mastofauna é maior em remanescentes de vegetação onde, na maioria dos casos, o acesso dos caçadores é facilitado (Peres, 2001).

Muitos estudos apontaram os efeitos negativos que a atividade de caça tem sobre as espécies em florestas contínuas (ver Bodmer et al., 1997; Peres, 2000; Bodmer e Robinson, 2004; Peres e Barlow, 2004), e mamíferos de maior porte são os mais sensíveis, dentre eles, as antas (*Tapirus terrestris*), os queixadas (*Tayassu pecari*), os macacos-barrigudos (*Lagothrix* spp.) e os macacos-aranha (*Ateles* spp.), pois além de serem os animais mais procurados (Bodmer, 1995; Bodmer et al., 1997; Peres 2000; Peres e Lake 2003), apresentam densidades populacionais relativamente baixas e estratégias reprodutivas mais lentas (Bodmer 1995; Bodmer et al., 1997; Bodmer e Robinson, 2004).

A caça, entretanto, é uma atividade importante para o complemento protéico na alimentação de comunidades rurais e com baixa renda nos trópicos (Bennet, 2002; Bodmer e Robinson, 2004), e alternativas devem ser encontradas para assegurar a sobrevivência das espécies exploradas (Rosser e Mainka, 2002).

A presença de fragmentos florestais e de sua fauna associada podem promover, além da manutenção de algumas espécies e funções no ecossistema, grandes benefícios a longo prazo em relação à subsistência de comunidades humanas, à conscientização

ambiental e a valorização destas manchas de habitats pelas pessoas que dependem destes recursos. Além disso, a conservação dos remanescentes de vegetação pode assegurar importantes bancos de sementes para reflorestamentos (Turner e Corlett 1996), aumentando a quantidade de floresta na paisagem, quebrando grandes áreas de matriz inóspita, servindo como refúgios, mesmo que temporários, para mamíferos e outros organismos em dispersão (Baum et al, 2004; Watling e Donnelly, 2006).

A maioria dos trabalhos científicos que abordam os efeitos da fragmentação florestal em médios e grandes mamíferos analisa o tema na escala das manchas de habitat, desconsiderando o contexto em que estas manchas estão inseridas (Watling e Donnelly, 2006), e o papel de fragmentos florestais como corredores ecológicos, pois estas áreas são importantes para padrões de movimentação e a dispersão de indivíduos (Chetkiewicz et al., 2006).

Além disso, a maioria dos estudos foi realizada em fragmentos florestais de isolamento recente (menos de 50 anos) (ver Chiarello 1999, 2000, Lopes e Ferrari, 2000; Crooks, 2002, Laurance et al., 2002b, Cullen Jr et al., 2000, Peres 2001, Michalski e Peres, 2005), sendo desconhecido como a pressão de caça a longo prazo e o processo de “relaxamento” atuam na distribuição das espécies de mamíferos de médio e grande porte nos remanescentes de habitat.

Este estudo tem como objetivo avaliar a importância que fragmentos florestais têm como conectores de paisagens para médios e grandes mamíferos. Para tanto foram estabelecidas duas abordagens:

1) Entender os efeitos do processo de perda de habitat aliado aos efeitos da atividade de caça sobre a mastofauna. Para isto, foram selecionadas três áreas com diferentes proporções de perda do habitat. A primeira é uma floresta dentro de uma unidade de conservação, que considerarei uma área controle, pois apresenta, relativamente, menor intensidade de atividades antrópicas. A segunda área de floresta apresenta sinais evidentes de perda do habitat, embora manchas ainda não estejam totalmente isoladas, e a terceira área é constituída por fragmentos florestais isolados por uma matriz de savana a mais de 150 anos e está inserida em uma paisagem com 31% de habitat remanescente.

2) Avaliar os efeitos do isolamento a longo prazo e da atividade de caça sobre a mastofauna existente em áreas remanescentes de floresta sobre a mastofauna na área constituída por fragmentos florestais isolados por savana.

A área de estudo localiza-se à margem direita do Rio Tapajós, próxima à sua confluência com o Rio Amazonas, a mais de 60 km do Município de Santarém (2°31'S, 55°00'W), oeste do estado do Pará na região central da Amazônia brasileira. Acredita-se que a região tenha sido habitada por humanos há pelo menos 11.000 anos (Roosevelt, 1996). A região é caracterizada por uma pronunciada estação seca e elevada incidência de fogo (Capobianco et al., 2001). Conseqüentemente, florestas semidecíduas e manchas de savana ocorrem na região (Miranda, 1993). Além disso, a região sofre alta pressão de desmatamento, influenciada pela crescente demanda de áreas para o plantio de soja e pressão, por parte deste setor produtivo, para a reconstrução e pavimentação da Rodovia BR-163, que liga a cidade de Cuiabá-MT a Santarém-PA (Fearnside, 2007).

Efeitos negativos da fragmentação florestal ao longo da BR-163 sobre primatas já foram detectados por Ferrari e colaboradores (2003) em estudos realizados antes desta grande pressão que a região vem sofrendo nos últimos anos, e para estes autores os fragmentos isolados há menos de 30 anos e menores que 100 ha apresentam menor diversidade de primatas.

Para o contexto da região, entender a viabilidade de fragmentos florestais como possíveis conectores entre paisagens é importante, pois ao longo desta rodovia existem inúmeras unidades de conservação (ver Fearnside, 2007), que poderão ser isoladas futuramente por ambientes inóspitos.

Com a finalidade de avaliar o papel que fragmentos florestais têm como conectores entre paisagens para a mastofauna de médio e grande porte, testei as seguintes questões para a primeira abordagem: (i) A percentagem de perda do habitat afeta a diversidade de mamíferos? (ii) O conjunto de espécies registradas em fragmentos florestais constitui uma subamostra dos conjuntos de espécies das outras duas áreas mais intactas? (iii) As espécies que são caçadas por moradores locais são mais afetadas pela perda do habitat que as espécies não caçadas?

Para a segunda abordagem testei as seguintes questões: (i) As características do fragmento (tamanho, intensidade de caça e densidade de árvores) afetam o número de espécies registradas? (ii) Estes efeitos são mais acentuados para as espécies utilizadas na alimentação de moradores locais?

2) MÉTODOS

2.1. Área de estudo

As três áreas escolhidas localizam-se em uma região de Floresta Estacional Semidecídua sobre solo arenoso, apresentando diferentes porcentagens de cobertura florestal, ocupação humana e integridade ambiental.

A primeira área foi considerada uma área controle, e faz parte da Unidade de Conservação de Uso Sustentável da Floresta Nacional do Tapajós (Flona Tapajós). Entretanto, populações caboclas habitam a área há mais de 100 anos e indígenas há muito mais tempo que isso (Brasil, 2004), e apesar deste histórico de perturbação, esta área apresenta, relativamente, o menor grau de distúrbio entre as três áreas de estudo. A segunda área florestada apresenta sinais evidentes de fragmentação em imagem de satélite, e vem sendo alterada há mais de 100 anos, entretanto as maiores alterações ocorreram nos últimos 60 anos, propiciadas pelo aumento da população humana devido ao incentivo da extração de borracha e, recentemente, as áreas florestadas estão sendo convertidas em pastagens, apresentando impacto humano maior que a primeira área.

A terceira área é constituída por 31% fragmentos florestais isolados por savana. A origem destes fragmentos florestais é incerta. Sanaiotti et al., (2002) argumentam que toda a área foi coberta por floresta há pelo menos 2.000 anos, e o registro mais antigo sobre estes fragmentos florestais foi feito por H. Bates (1982) que visitou a área há 150 anos. Seu isolamento pode ser muito mais antigo que isso, pois ameríndios habitam a área há um período extenso de tempo (Roosevelt et al., 1996), o que pode ter elevado a incidência de fogo na área, influenciando a formação e manutenção destas áreas savanizadas, como observado em outras áreas de florestas tropicais (Serena, 1984).

Para categorizar a porcentagem de perda de habitat nas três áreas estudadas, foram usados dados de séries históricas de desmatamento até o ano de 2005, baseado em imagens TM *Landsat 5*, obtidos no site do projeto PRODES-INPE (<http://www.obt.inpe.br/prodes/>). Defini um quadrante com 16.800 ha na primeira e outro na segunda área, incorporando todos os pontos amostrados, e um polígono irregular com 6.000 ha na terceira área, contendo os fragmentos florestais e a matriz de

savana. Para cada uma destas áreas, estimei a porcentagem de habitat ainda não desmatado.

A primeira área apresentou 79% de seu quadrante constituído por habitat não desmatado, e foi denominada de Floresta contínua (FC). A segunda área apresentou 68% de seu quadrante constituído por habitat não desmatado, sendo categorizada como Floresta em fragmentação (FF). A alta porcentagem de cobertura florestal nesta área deve-se em grande parte à existência de capoeiras altas, definidas na imagem de satélite como “áreas não desmatadas”. Porém, menos que 50% das áreas definidas como “não desmatadas” em imagem de satélite em FF são constituídas por florestas possuindo árvores consideradas maduras (obs. pess.). A terceira área apresentou 31% de seu polígono constituído por habitat não desmatado e foi categorizado como Fragmentos florestais (FR) (Figura 1).

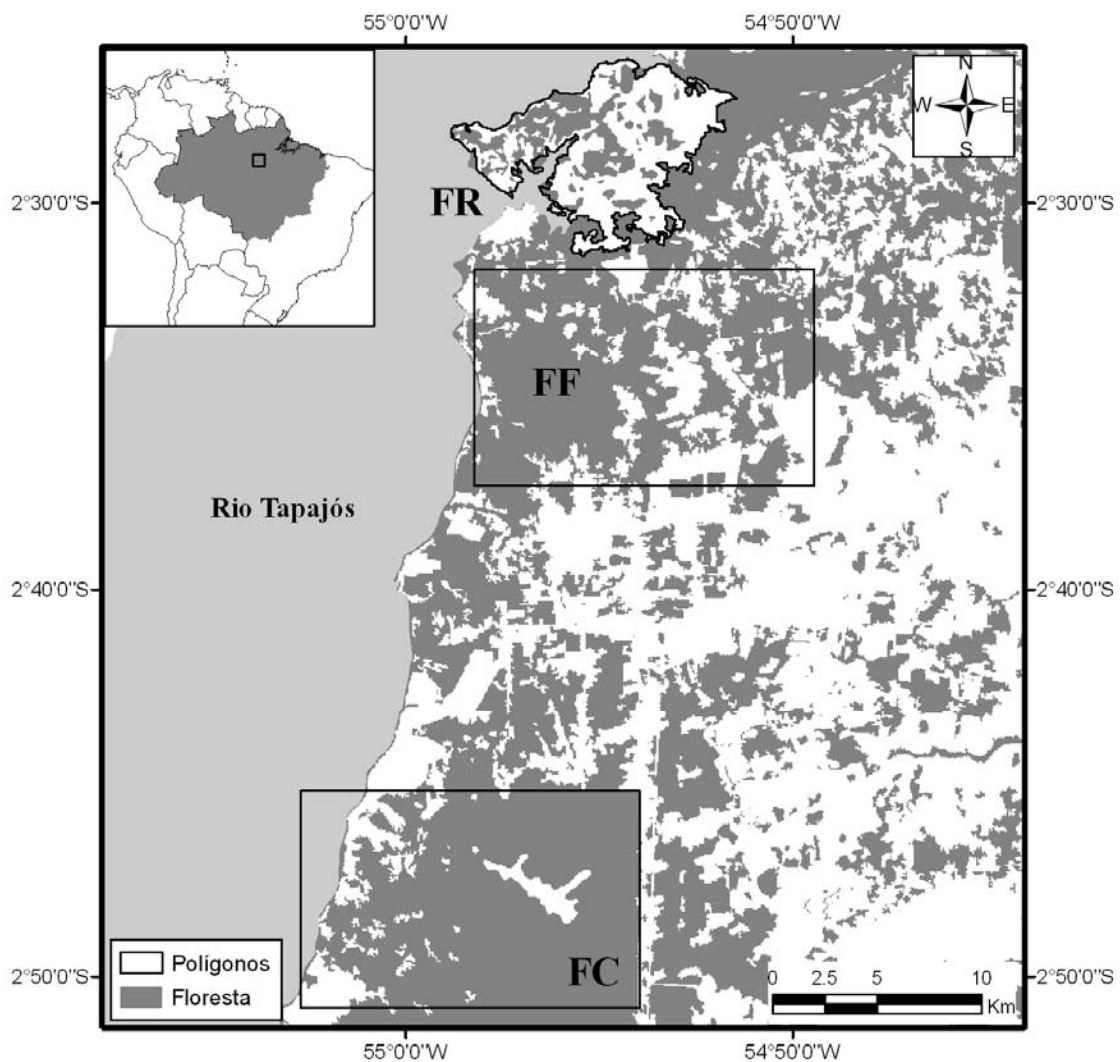


Figura 1 – Representação da área de estudo baseada nos dados obtidos do projeto PRODES-INPE, mostrando as áreas não desmatadas em cor cinza. O quadrante mais abaixo representa o habitat em Floresta contínua (FC); o quadrante mais acima representa a área florestada em processo de fragmentação (FF); e o polígono de forma irregular representa a região onde estão inseridos os fragmentos florestais em uma matriz de savana.

2.2. Desenho amostral

Como o estudo pretende avaliar a importância dos fragmentos florestais como conectores para a mastofauna de médio e grande porte em duas abordagens (1 – Analisar os efeitos da perda de habitat e a caça e, 2 – analisar os efeitos do isolamento de habitat e a caça sobre espécies de mamíferos), o desenho amostral foi subdividido para um melhor entendimento.

2.2.1. Efeitos da perda de habitat e caça sobre mamíferos

Para avaliar o efeito da proporção de perda de habitat sobre mamíferos de médio e grande porte foram utilizadas transecções lineares nas três áreas com diferentes graus de desmatamento indicadas na figura 1.

Para que comparações entre áreas possam ser realizadas é necessário padronizar o tamanho da unidade amostral. Como a maioria dos fragmentos isolados era pequena e transecções adequadas deveriam ser de pelo menos 5 km (Peres, 1999), optei por utilizar os quatro maiores fragmentos para esta abordagem (Figura 3). As transecções destes quatro fragmentos variaram entre 1 e 1,4 km de extensão, por esta razão as transecções nas outras duas áreas de floresta também foram de aproximadamente 1 km. O comprimento total das transecções em Floresta contínua foi de 4,4 km, em Floresta em fragmentação foi de 4,5 e Fragmentos florestais isolados por savana foi de 4,45 km, a distância mínima entre quaisquer duas transecções foi de 2,4 km (Figura 2).

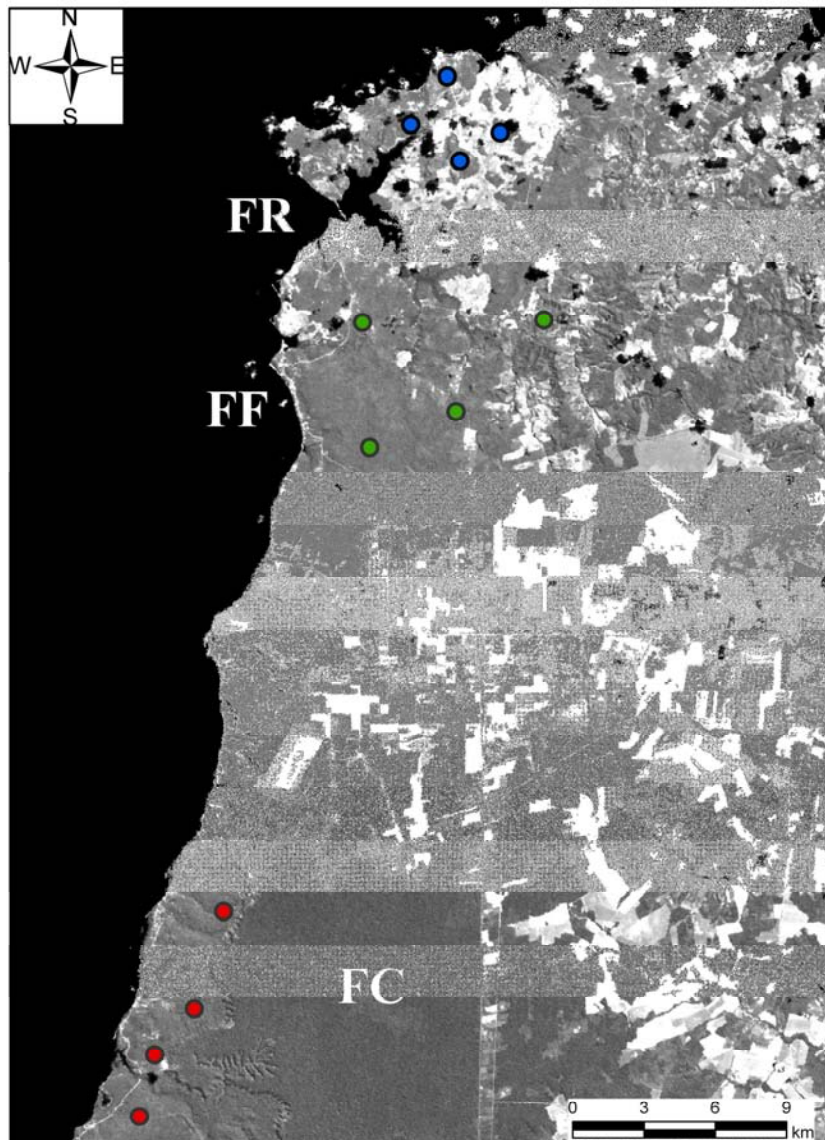


Figura 2 – Imagem TM *Landsat 5* (2005) mostrando em vermelho os 4 sítios onde foram estabelecidas as transecções lineares em Floresta contínua (FC); em verde os 4 sítios em Floresta em fragmentação (FF) e em azul os 4 sítios em Fragmentos florestais isolados por savana (FR).

2.2.2. Efeitos do isolamento de habitat a longo prazo e caça sobre mamíferos

Foram utilizados 16 fragmentos florestais de diferentes tamanhos (8 a 361 ha) para avaliar os efeitos do isolamento do habitat a longo prazo e da caça sobre mamíferos. Em cada fragmento foi estabelecida uma transecção linear atravessando-o na maior extensão. As transecções lineares variaram entre 0,3 e 1,4 km de extensão. A distância mínima entre dois fragmentos foi superior a 0,3 km (Figura 3).

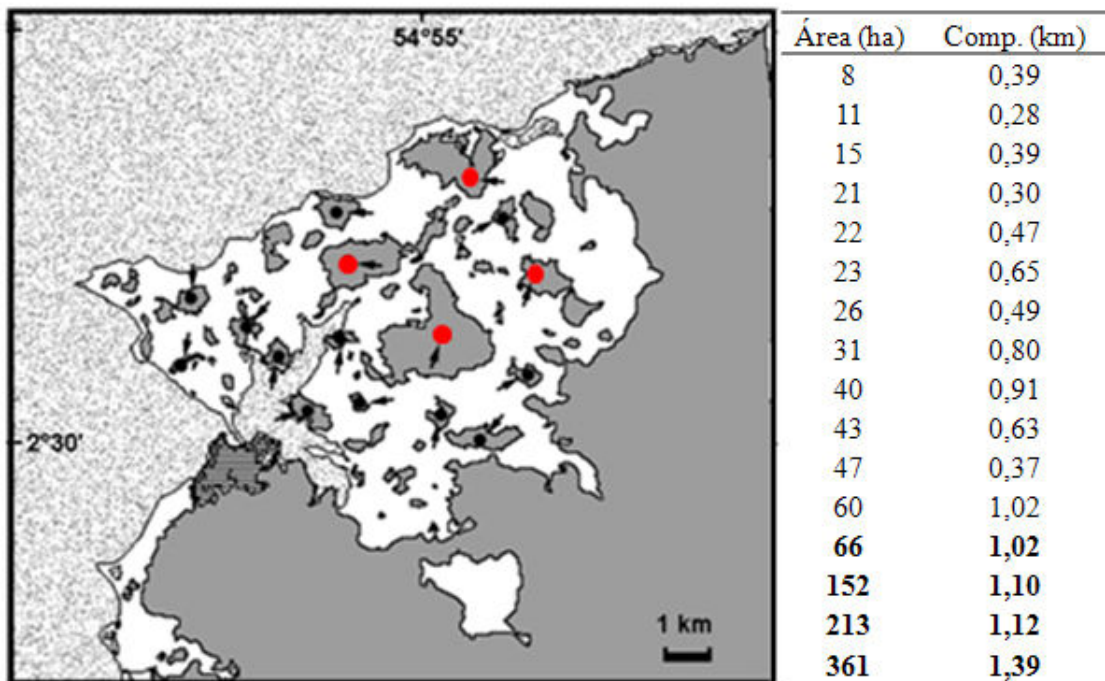


Figura 3 – A figura a esquerda representa a área caracterizada como Fragmentos florestais isolados por savana, contendo 31% de habitat não desmatado. As setas com os pontos destacam os 16 fragmentos florestais selecionados para a parte do estudo que aborda o efeito do isolamento do habitat e caça sobre mamíferos. Os fragmentos indicados com o símbolo vermelho foram utilizados para as comparações do efeito da perda do habitat e caça em mamíferos. A tabela a direita indica o tamanho dos 16 fragmentos florestais e os respectivos comprimentos das transecções lineares, em negrito são os dados referentes aos maiores fragmentos florestais.

2.3. Espécies estudadas

Baseado em dados sobre distribuições geográficas (Emmons, 1999; Eisenberg e Redford, 1999) e confirmações por entrevistas com moradores locais, foi selecionada uma lista com 38 espécies de mamíferos de médio e grande porte (Anexo I), que em sua maioria tem peso corpóreo superior a 0,5 kg, e podem ser avistados em transecções lineares e identificados por rastros de maneira confiável.

Não foi possível a distinção em campo dos dados de avistamentos e rastros, entre as duas espécies de gatos maracajás *Leopardus wiedii* e *Leopardus tigrinus*. Desta forma os dados para estas duas espécies foram agrupados.

2.4. Coleta de dados

Para a confirmação das espécies que ocorrem nas áreas, obtenção de dados sobre possíveis extinções locais e identificação das espécies que são caçadas por moradores locais, foram aplicados questionários semi-estruturados (Anexo I) a 10 moradores na Floresta contínua, 25 moradores na Floresta em fragmentação e 30 moradores próximos aos Fragmentos florestais isolados por savana, entre outubro a dezembro de 2005. Os moradores foram selecionados pelo seu conhecimento da fauna local e da região próxima às áreas de estudo.

Para as comparações sobre a perda do habitat e da caça sobre mamíferos (primeira abordagem), foram utilizados os dados coletados em quatro transecções lineares com aproximadamente 1 quilometro de extensão nas três áreas de estudo. Optei utilizar o comprimento das transecções que coubessem nos quatro maiores fragmentos escolhidos para esta comparação.

Devido a esta limitação logística, não foram possíveis transecções lineares com 5 km de extensão como recomendado por Peres (1999). No entanto, a redução no tamanho das transecções pode diminuir ainda mais as taxas de avistamentos das espécies de mamíferos, e para compensar este problema logístico, foram aplicados quatro diferentes métodos e um grande número de repetições em todas as unidades amostrais.

Para as comparações sobre o efeito do isolamento e da caça sobre mamíferos (segunda abordagem), foram utilizados os dados coletados em cada um das transecções lineares nos 16 fragmentos florestais isolados por savana. Optei utilizar o comprimento das transecções que coubessem nos 16 fragmentos florestais, e devido às suas pequenas extensões das transecções (0,3 a 1,4), foram aplicados quatro diferentes métodos de amostragem e um grande número de repetições em todas as unidades amostrais.

Entre junho e novembro de 2006, foram coletados dados de avistamentos diurnos e noturnos, rastros e outras evidências da ocorrência de espécies da mastofauna para os dois desenhos amostrais. O registro de avistamentos foi feito utilizando a metodologia da transecção linear, seguindo algumas diretrizes descritas por Peres (1999). Para os registros de rastros foram estabelecidas parcelas de areia com 1 m² a cada 50 metros ao longo de cada transecção linear. Além disso, também foram

utilizadas identificações de rastros fora destas parcelas, fezes, vocalizações e outros ruídos.

Todas as transecções lineares foram percorridas entre as 5:45 h e 10:00 h. Os avistamentos noturnos foram realizados entre as 19:00 h e as 22:00 h. Não foram feitos levantamentos noturnos três dias antes ou três dias após a fase de lua cheia. Foram realizadas nove repetições diurnas e cinco noturnas em cada transecção. Em cada repetição a transecção foi varrida para diminuir o barulho do observador e aumentar a detectabilidade dos animais. Rastros nas parcelas de areia foram amostrados somente em repetições diurnas e imediatamente apagados para evitar acúmulo dos mesmos. Mesmo que as repetições entre levantamentos diurnos e noturnos, não sejam semelhantes, eles podem ser usados nas comparações entre áreas, pois o mesmo procedimento foi aplicado em todas as unidades amostrais. O esforço amostral consistiu em 14 repetições em dias diferentes em cada transecção, e o total de quilômetros percorridos é descrito na tabela abaixo.

Tabela 1 – Total de quilômetros percorridos em cada desenho amostral.

Desenho amostral	Esforço amostral (km)		
	Diurno	Noturno	Total
Efeito da perda de habitat (escala regional)			
Quatro transecções em FC	39,6	22	61,6
Quatro transecções em FF	40,5	22,5	63
Quatro transecções em FR	40,0	22,2	62,2
Total	120,1	66,7	186,8
Efeito da fragmentação a longo prazo (escala local)			
16 transecções	101,6	56,4	158
Total em todas as transecções	181,7	100,9	282,6

A intensidade de caça foi estimada pela soma de registros de presença ou ausência de vestígios de atividade de caça a cada uma das 14 visitas a cada transecção linear. Foram considerados como vestígios de atividade de caça a presença de pessoas caçando, sons de tiros ou o encontro de algum novo artefato e/ou vestígio de caça em relação à última visita.

O tamanho dos fragmentos foi calculado como a área dos polígonos das manchas de floresta por meio de imagem de satélite *Landsat TM5* (Albernaz, 2001). A densidade de árvores em cada fragmento foi determinada pelo número total de árvores

com diâmetro à altura do peito (DAP) superior a 40 centímetros, encontrados em 5 metros de largura pelo mesmo comprimento das transecções lineares das amostragens de mamíferos.

2.5. Análises estatísticas

2.5.1. Efeitos da perda de habitat e caça sobre mamíferos

Para avaliar se o número de espécies foi afetado pela proporção da perda de habitat, foram comparados os padrões de acúmulo de espécies com o aumento do esforço amostral, em cada transecção linear, por meio de curvas de rarefação usando o índice *Mao Tao* gerado no programa *EstimateS* (Colwell, 2000). Foram usados somente os dados de levantamentos diurnos, pois esta análise requer que as repetições sejam equivalentes e padronizadas.

Para avaliar se o conjunto de espécies de mamíferos registradas em áreas com maior perda de habitat (FR) constituiu um subconjunto das espécies das áreas com maior porcentagem de habitat, utilizei o Programa de Cálculo da Temperatura de Hierarquização (*Nestedness Temperature Calculate Program*) (Atmar & Patterson, 1995). O teste estima o máximo de hierarquização de uma matriz observada de espécies por sítio, reorganizando espécies e sítios minimizando ocorrências inesperadas de espécies (Atmar & Patterson, 1993). Este grau de hierarquização é estimado por uma medida de calor de desordem (0° a 100°). Matrizes mais “quentes” são mais aleatórias. A probabilidade de encontrar um valor tão extremo para a temperatura observada, quando a hipótese nula (nenhuma estrutura hierárquica nos dados) é verdadeira, foi calculada pela comparação com 1000 permutações aleatorizando os dados da matriz observada.

Para testar se a intensidade de caça foi diferente nas três áreas, utilizei a somatória dos registros de presença-ausência da atividade de caça em todas as transecções lineares. As variações do número de registros entre as três áreas de estudo foram testadas por meio de Análise de Variância (ANOVA), no Programa SYSTAT 10.0.

Para testar se as incidências das sete espécies caçadas por moradores locais e duas espécies de primatas, que apresentaram número de registros suficientes para testes,

são afetadas pela perda de habitat, utilizei a somatória dos registros da presença/ausência destas espécies em 9 levantamentos diurnos (avistamentos, rastros nas parcelas e outros indícios) e 5 levantamentos noturnos (avistamentos e outros indícios) em cada sítio, pois a quilometragem amostrada a cada repetição é semelhante entre as áreas (FC – 4,4 km, FF – 4,5 km, FR – 4,45 km). A existência de diferenças significativas na incidência destas espécies entre as três áreas foi testada por meio de ANOVA, no programa SYSTAT 10.0.

2.5.2. Efeitos do isolamento de habitat a longo prazo e da caça sobre mamíferos

Para testar se tamanho do fragmento, a intensidade de caça e a densidade de árvores nos fragmentos florestais isolados por savana afetam o número absoluto de espécies registradas utilizei uma análise de regressão múltipla no Programa SYSTAT 10.0. Para esta análise, inclui avistamentos diurnos, noturnos, rastros em parcelas de areia e outras evidências indiretas. Devido ao comprimento das transecções lineares, e conseqüentemente, a quilometragem amostrada variarem consideravelmente entre fragmentos florestais, realizei uma estimativa de registros por quilômetro (registros/km) de cada espécie estudada. Utilizei as somas das quilometragens diurnas e noturnas para contabilizar esta estimativa, pois, apesar de diferenças comportamentais (hábitos diurnos e noturnos) entre as espécies, em pelo menos uma das amostragens (diurnas e noturnas) qualquer uma das espécies teve a mesma chance de ser registrada. Portanto para as análises de regressão múltipla, utilizei como variável dependente a estimativa de registros/km das espécies caçadas na região.

3) RESULTADOS

Baseado em literatura, entre as 38 espécies que poderiam ocorrer em toda a área e passíveis de registros pelas diferentes metodologias do estudo, as entrevistas com os moradores apontaram que três espécies (macacos-aranha, cuxius, cachorro-do-mato) não ocorrem na floresta contínua, sete espécies (macacos-aranha, cuxius, queixadas, antas, tatu-15-quilos, tatus-canastras e cachorro-do-mato) não ocorrem na floresta em fragmentação e sete espécies (macacos-aranhas, queixadas, antas, tatus-15-quilos, tatus canastra, tamanduás-bandeira e cachorros-do-mato) não ocorrem nos fragmentos florestais isolados por savana. Boa parte destas ausências de espécies pode ser atribuída a extinções locais (Tabela 2).

Tabela 2 – Lista das 38 espécies selecionadas para o estudo, seguida por seus nomes comuns. Dados são apresentados em porcentagens, baseados nas entrevistas com 10 moradores em floresta contínua (FC), 25 moradores da floresta em fragmentação (FF) e 30 moradores próximo aos fragmentos florestais isolados por savana (FR). Porcentagem de entrevistas com avistamentos recentes (P), porcentagem de entrevistas com último avistamento a menos de menos de 30 anos (<) e porcentagem de entrevistas com o último avistamento a mais de 30 anos (>) para todas as espécies.

Espécies	Nome comum	FC			FF			FR		
		P	<	>	P	<	>	P	<	>
Primates										
<i>Callicebus moloch</i>	Zogue-zogue	100			100			100		
<i>Mico argentata</i>	Xuim	100			100			100		
<i>Alouatta belzebul</i>	Guariba	100			100			100		
<i>Aotus infulatus</i>	Macaco-da-noite	100			100			100		
<i>Saimiri</i> ssp.	Mico-de-cheiro	100			100			76	10	3
<i>Cebus apella</i>	Macaco-prego	100			80	-		41	23	7
<i>Ateles marginatus</i>	Macaco-aranha	0	-	50	0	-	100	0	30	47
<i>Chiropotes albinasus</i>	Cuxiu	0	-	50	0	20	20	9	-	-
Rodentia										
<i>Cuniculus paca</i>	Paca	100			100			100		
<i>Dasyprocta leporina</i>	Cutia	100			100			100		
<i>Coendu</i> sp.	Porco-espinho	100			100			100		
<i>Sciurus</i> sp.	Esquilo	100			100			83	3,3	-
<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>	Capivara	50	-	-	40	-	-	34	3,3	-
Artiodactyla										
<i>Mazama gouazoubira</i>	Veado-cinza	100			100			100		
<i>Mazama americana</i>	Veado-vermelho	100			60	20	20	59	23,3	6,6
<i>Pecari tajacu</i>	Catitu	100			100			100		
<i>Tayassu pecary</i>	Queixada	100			0	40	40	0	-	46,6
Perrisodactyla										
<i>Tapirus terrestris</i>	Anta	100			0	-	80	0	3,3	36,7
Xenartha										
<i>Dasyopus novencinctus</i>	Tatu-galinha	100			100			100		
<i>Cabassous unicinctus</i>	T. rabo-de-couro	100			100			100		
<i>Dasyopus kappleri</i>	Tatu-15-quilos	100			0	20	40	0	13,3	23,3
<i>Priodontes maximus</i>	Tatu-canastra	100			0	-	80	0	20	26,6
<i>Bradypus</i> ssp.	Preguiça	100			100			100		
<i>Choloepus didactylus</i>	Preguiça-real	100			100			100		
<i>Tamandua tetradactyla</i>	Tamanduá	100			100			100		
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	T. bandeira	50	-	50	60	-	60	0	6,7	23,3
<i>Cyclops didactylus</i>	Tamanduáí	100			80			73	6,7	3,3
Carnivora										
<i>Panthera onça</i>	Onça-pintada	100			60	40	-	57	13,3	3,3
<i>Leopardus wiedii/tigrinus</i>	Maracajá	100			100			93	6,7	-
<i>Leopardus pardalis</i>	Maracajá-açu	100			100			77	16,7	-
<i>Puma concolor</i>	Onça-vermelha	100			40	40	-	43	26,7	6,7
<i>Puma yagouaroundi</i>	Maracajá-preto	100			80			90	3,3	-
<i>Eira barbara</i>	Irara	100			100			100		
<i>Nasua nasua</i>	Coati	100			100			100		
<i>Potos flavus</i>	Jupará	100			80		20	71	-	-
<i>Galictis vittata</i>	Furão	50			88			63	-	-
<i>Speothos venaticus</i>	Cachorro-vinagre	40	-	-	28	20	-	7	-	-
<i>Atelocynus microtis</i>	C. do mato/raposa	0	-	-	0	20	-	0	-	-

As entrevistas com moradores locais indicaram que as espécies mais consumidas nas três áreas foram os tatus, catitu, veados, paca, cutia e guaribas, constituindo 98,4% das citações das espécies caçadas nas áreas próximas às transecções lineares (Tabela 3).

Tabela 3 – Frequência de citação (F), baseados em 65 entrevistas, para as cinco espécies mais consumidas por moradores locais nos sítios de estudo.

Espécie	Nome comum	F
<i>Dasypus novencinctus</i> e <i>Cabassous unicinctus</i>	Tatus	26,70%
<i>Pecary tajacu</i>	Catitu	22,80%
<i>Mazama</i> spp.	Veados	20,90%
<i>Cuniculus paca</i>	Paca	19%
<i>Dasyprocta leporine</i>	Cutia	5%
<i>Alouatta belzebul</i>	Guariba	4%
		98,4%

Foram feitos 612 registros da presença ou ausência de médios e grandes mamíferos para a comparação dos efeitos da perda de habitat e da caça sobre as espécies da mastofauna, sendo que 275 registros foram realizados na floresta contínua, 199 na floresta em fragmentação, 138 nos quatro fragmentos florestais isolados por savana. Foram realizados 427 registros da mastofauna para a comparação dos efeitos do isolamento de habitat e da caça entre os 16 fragmentos florestais isolados por savana.

Das 38 espécies de mamíferos de médio e grande porte que potencialmente podem ocorrer na área e ser registradas pelos métodos empregados neste estudo, apenas 26 foram registradas na floresta contínua (FC), 23 espécies na floresta em fragmentação (FF), 18 espécies nos quatro fragmentos florestais isolados por savana (4FR), e 22 espécies nos 16 fragmentos florestais isolados por savana (16 FR) (Tabela 4).

Tabela 4 – Lista das espécies de mamíferos registrados e o total de registros (presença/ausência em cada repetição) em Floresta contínua (FC); Floresta em fragmentação (FF); nos quatro fragmentos isolados por savana escolhidos (4FR), e nos 16 fragmentos florestais isolados por savana (16FR).

Espécie	FC	FF	4 FR	16 FR
	Registros	Registros	Registros	Registros
Veado-vermelho	10	8	2	10
Veado-cinza	25	19	20	61
Catitu	19	12	11	32
Zogue-zogue	17	23	17	65
Xuim	18	18	11	38
Guariba	18	12	17	59
Paca	23	10	4	15
Cutia	33	24	8	20
Tatu-galinha	35	38	32	73
Mico-de-cheiro	8	4	1	1
Macaco-prego	5	1	0	0
Macaco-da-noite	4	0	2	3
Esquilo	7	6	0	1
Porco-espinho	4	3	2	7
Capivara	1	0	0	4
Preguiça-real	2	1	0	0
Tamanduá	7	6	4	12
Tatu rabo-de-couro	7	1	2	10
Onça-pintada	3	2	1	2
Maracajá	4	1	0	2
Maracajá-açu	10	1	1	3
Onça-vermelha	1	1	0	0
Maracajá-preto	1	0	0	0
Irara	4	3	1	1
Coati	7	3	2	6
Jupará	2	2	0	0
Preguiça	0	0	0	2
Total	275	199	138	427

3.1. Efeitos da perda de habitat e caça sobre mamíferos

Com base no esforço amostral de nove repetições diurnas em cada transecção linear, o número de espécies estimado, foi maior em floresta contínua, seguido por floresta em fragmentação e fragmentos florestais isolados por savana (Figura 4). A variação nos valores estimados para o número de espécies foi significativamente diferente entre as áreas, entretanto esta variação somente é estatisticamente significativa na comparação entre floresta contínua e fragmentos florestais isolados por savana, e marginalmente significativa na comparação entre floresta em fragmentação e fragmentos florestais isolados por savana (ANOVA: $F_{2,9} = 7,97$; $P = 0,01$; Post Hoc: $P_{FC,FF}$: 0,34; $P_{FC,FR}$: 0,01; $P_{FF,FR}$: 0,08).

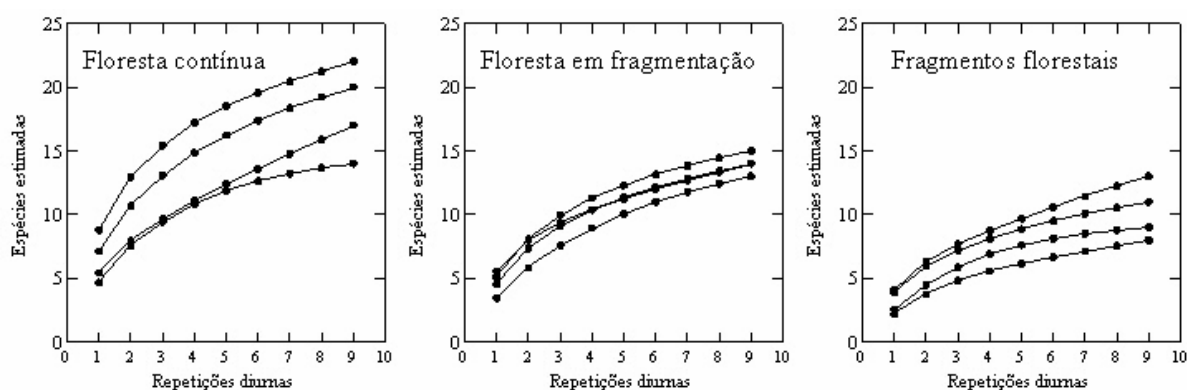


Figura 4 – Gráficos mostrando as curvas de acumulação das estimativas de espécies calculadas pelo índice Mao Tao, baseado em nove repetições diurnas nas três áreas (ver métodos para detalhes). Cada linha representa uma transecção linear.

Uma análise de subconjuntos hierárquicos (*nestedness analysis*) indicou que os conjuntos de espécies encontradas nas áreas de estudo foram significativamente hierárquicos (Figura 5; Temperatura da matriz observada = $13,4^\circ$; Temperatura da matriz randômica = $55,6^\circ \pm 6^\circ$; $P = 1,2 \cdot 10^{-12}$). Em Fragmentos florestais foi registrado o menor número de espécies, que constituíram subamotras dos sítios com menor perda de habitat.

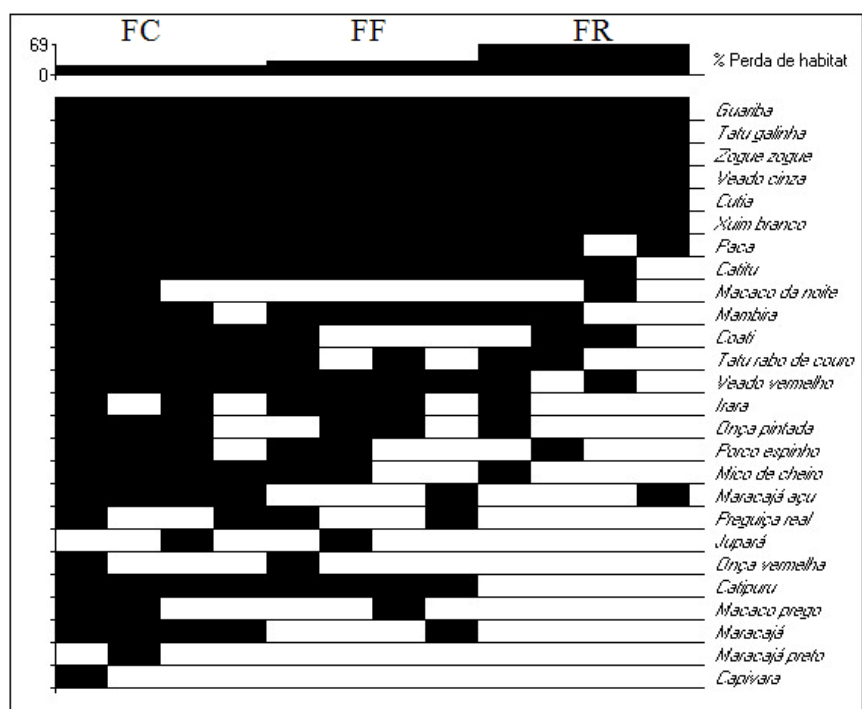


Figura 5 – Ordenação direta da ocorrência das espécies em relação à perda de habitat. O primeiro degrau representa os sítios em Floresta contínua (FC); o segundo degrau representa os sítios em Floresta em processo de fragmentação (FF); e o terceiro degrau representa os sítios em Fragmentos florestais isolados por savana (FR).

A intensidade de caça em cada transecção variou de 3 a 12 (média = $7 \pm 2,76$, $N = 12$), e mais indícios de caça foram registrados em floresta em fragmentação e fragmentos florestais, apesar desta diferença não ter sido estatisticamente significativa (ANOVA: $F_{2,9} = 2,98$, $P = 0,10$; Tukey Post Hoc: $P_{FC,FF} = 0,09$; $P_{FC,FR} = 0,29$; $P_{FF,FR} = 0,74$). Aparentemente existe uma tendência de ter menos caça na floresta contínua (Figura 6).

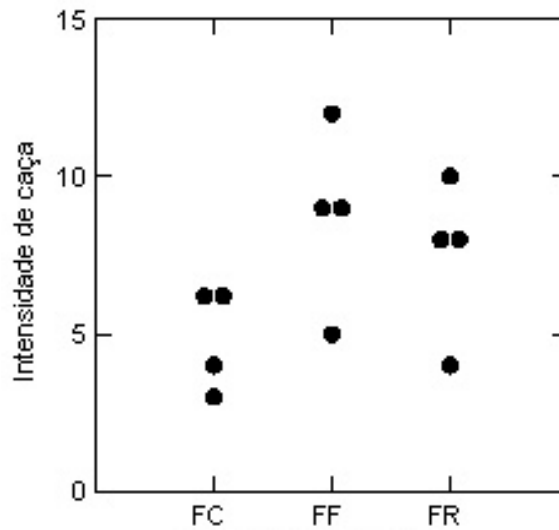


Figura 6 – Variação da intensidade de caça registrada em cada transecção linear nas três áreas estudadas (FC – Floresta contínua; FF – Floresta em processo de fragmentação; FR – Fragmentos florestais isolados por savana).

Exceto pelos tatus rabo-de-couro, as sete espécies caçadas (veados vermelho e cinza, catitus, guaribas, pacas, cutias e tatus galinha) foram freqüentemente registradas nas três áreas (Tabela 5). Não houve diferenças estatisticamente significativas nos registros de veado cinza, catitus, guaribas, pacas e tatus galinha entre as três áreas estudadas (Tabela 5; Figura 7 B, C, D e G). No entanto, o número de registros de pacas (Figura 7 E) pareceu ser afetado pela perda do habitat. A falta de significância, neste caso, pode ser um erro do tipo II (Tabela 5). Os registros de veado vermelho e cutias diminuíram significativamente com a perda de habitat (Tabela 5). Estas diferenças são devidas, principalmente, aos baixos registros destas espécies em fragmentos florestais isolados por savana em comparação a floresta contínua e em um caso (cutia) em relação também a floresta em fragmentação (Figura 7 A e F).

As duas espécies de primatas xuíim e zogue-zogue, que não são caçadas pelos moradores locais, foram freqüentemente registradas no estudo (Tabela 3) e não foram afetados pela perda de habitat (Tabela 4; Figura 7 H e I).

Tabela 5 – Resultados das análises de variância (ANOVA) e testes “Post Hoc” (TUKEY) sobre o registro das sete espécies que são caçadas e duas espécies não caçadas nas três áreas estudadas. As letras subscritas em frente ao “P” representam comparações entre áreas ((FC – Floresta contínua; FF – Floresta em fragmentação; FR – Fragmentos florestais isolados por savana). O asterisco representa as espécies não caçadas. Os valores abaixo de “P” correspondem às probabilidades associadas com a hipótese nula.

Espécies	ANOVA			TUKEY		
	gl	F	P	P _{FC,FF}	P _{FC,FR}	P _{FF,FR}
Veado-vermelho	2,9	4,88	0,04	0,74	0,04	0,12
Veado-cinza	2,9	0,59	0,58	0,59	0,69	0,98
Catitu	2,9	0,90	0,44	0,55	0,47	0,99
Guariba	2,9	0,43	0,66	0,67	0,99	0,76
Paca	2,9	3,44	0,08	0,24	0,07	0,71
Cutia	2,9	13,47	0,00	0,21	0,00	0,02
Tatu galinha	2,9	0,46	0,64	0,88	0,88	0,62
*Macaco xuím	2,9	2,19	0,18	1,00	0,22	0,22
*Zogue-zogue	2,9	1,66	0,24	0,30	1,00	0,30

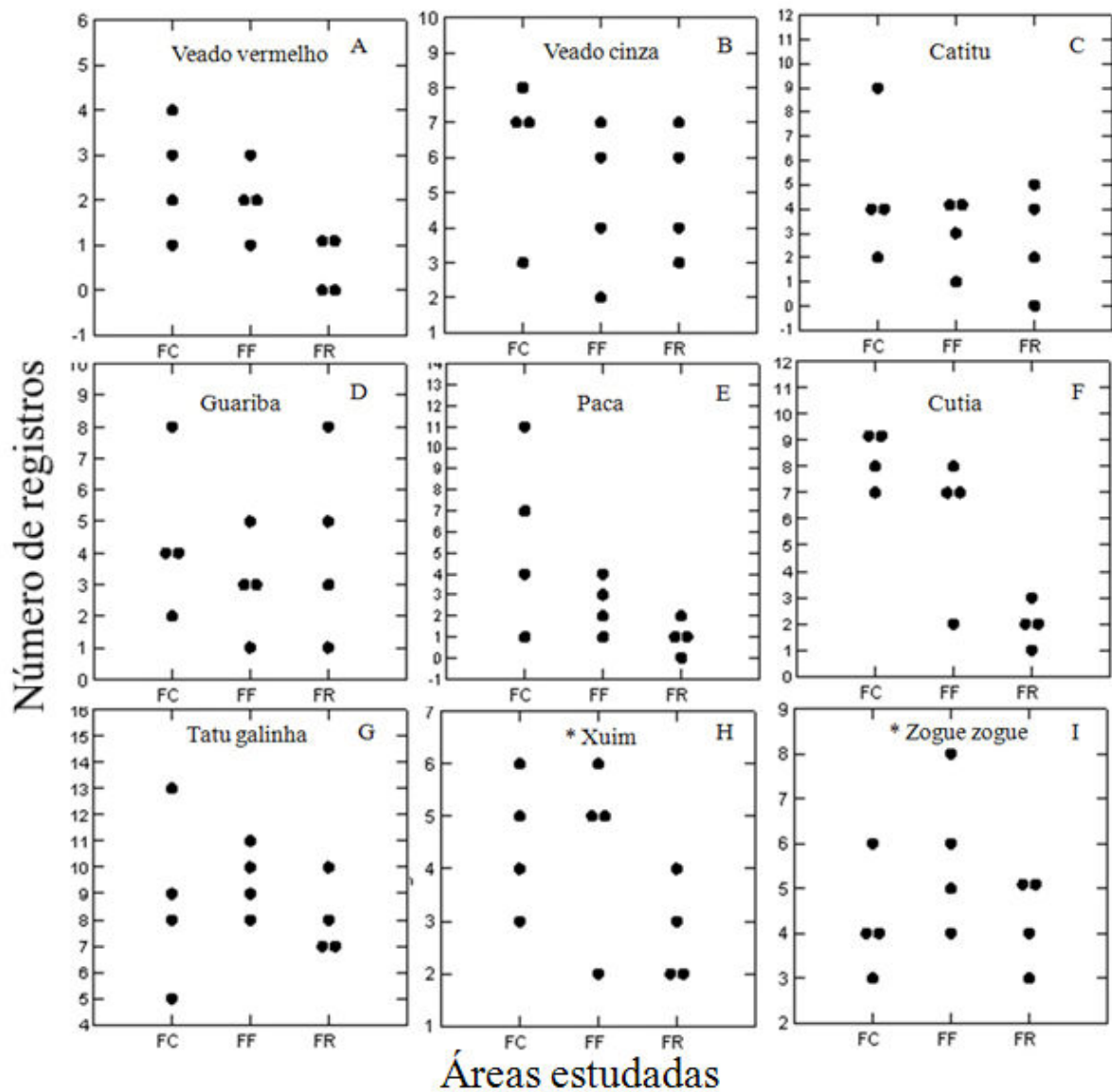


Figura 7 – Variações nos registros das espécies caçadas e não caçadas em cada transecção linear nas três áreas estudadas. Floresta contínua (FC); Floresta em processo de fragmentação (FF); Fragmentos florestais isolados por savana (FR). O asterisco indica as espécies não caçadas.

3.2. Efeitos do isolamento de habitat no longo prazo e caça sobre mamíferos

Foram registradas 22 espécies de mamíferos nos 16 fragmentos florestais isolados por savana (Tabela 4), o total de registros por quilômetro em 14 repetições (diurnas e noturnas) entre todas as espécies variou entre 0 a 4,3 (Média = $1,7 \pm 5,8$, N = 320) (Anexo II).

A análise de regressão múltipla (Número de espécies = $12,33 + 0,1$ tamanho dos fragmentos + $0,09$ intensidade de caça - $6,28$ densidade de árvores) não apresentou relação estatisticamente significativa entre o número de espécies registradas ($R^2 = 0,08$; $F_{3,12} = 0,37$; $P = 0,78$) e o tamanho dos fragmentos ($P = 0,96$), intensidade de caça ($P = 0,78$) e densidade de árvores ($P = 0,43$) (Figura 8).

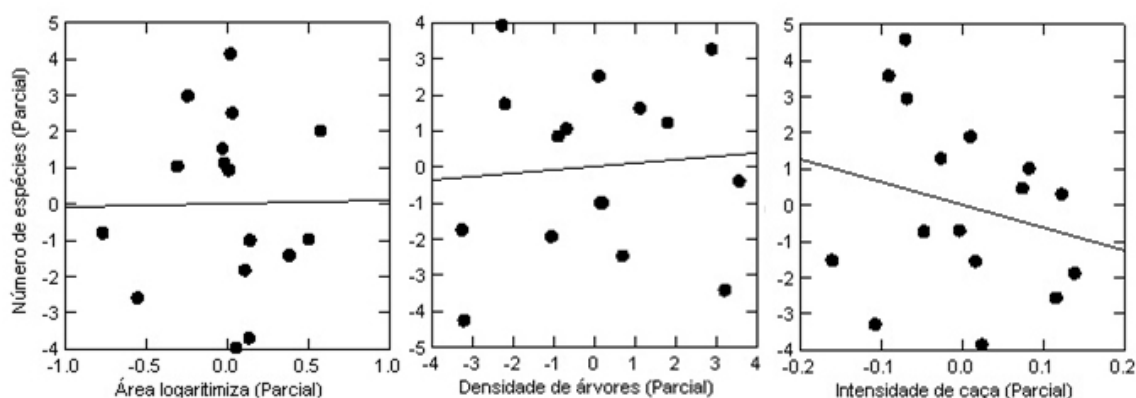


Figura 8 – Relação entre número de espécies registradas com a área logaritimizada (LogA), intensidade de caça (IC), e densidade de árvores (DA), baseado nos valores parciais gerados por meio de uma análise de regressão múltipla.

Entre os animais caçados em fragmentos florestais, sete deles (tatu galinha, catitus, as duas espécies de veados, pacas, cutias e guaribas) foram os mais freqüentemente registrados, em comparação às demais espécies. O valor total de seus registros por quilômetro percorrido em 14 repetições (diurna e noturnas juntas) nos 16 fragmentos florestais variou de 0 e 2,4 (média = $0,46$; DP = $0,53$, N = 112).

Os registros das sete espécies mais caçadas não foram significativamente relacionados à área do fragmento, à intensidade de caça e à densidade de árvores (Tabela 7). Apesar do modelo geral para os macacos guaribas não ter sido estatisticamente significativo ($P_{RM} = 0,16$), a intensidade de caça teve um efeito negativo sobre a variação dos registros por quilômetro da espécie (Figura 9).

Tabela 7 – Relações e probabilidades associadas aos efeitos das variáveis analisadas sobre o total de registros das sete espécies caçadas derivadas por meio de modelos de Regressão Múltipla [Registro da espécie = a + área logaritimizada do fragmento (logA) + intensidade de caça (IC) + densidade de árvores (DA)]. Os valores das probabilidades associados com a hipótese nula, gerada pelas regressões múltiplas, para o modelo geral é representado por P_{RM} , e as três co-variáveis estão representados por $P_{\log A}$; P_{IC} ; P_{DA}).

Modelo	R^2	GI	F	P_{RM}	$P_{\log A}$	P_{IC}	P_{DA}
Tatu-galinha = $1,87 - 0,09LA - 0,03IC - 1,6DA$	0,08	3,12	0,39	0,76	0,84	0,70	0,34
Catitu = $1,94 - 0,15LA - 0,07IC - 1,98DA$	0,18	3,12	0,85	0,49	0,76	0,36	0,30
Veadovermelho = $0,03 - 0,02LA - 0,00IC + 0,18DA$	0,03	3,12	0,14	0,94	0,88	0,94	0,64
Veadocinza = $0,87 + 0,09LA - 0,03IC - 0,56DA$	0,05	3,12	0,22	0,88	0,74	0,52	0,61
Paca = $2,34 - 0,24LA + 0,04IC + 0,36DA$	0,20	3,12	0,99	0,43	0,18	0,20	0,60
Cutia = $-0,044 - 0,06LA + 0,00IC + 0,45DA$	0,20	3,12	0,98	0,43	0,48	0,61	0,20
Guariba = $1,38 + 0,23LA - 0,17IC - 0,38DA$	0,12	3,12	2,37	0,12	0,62	0,03	0,83

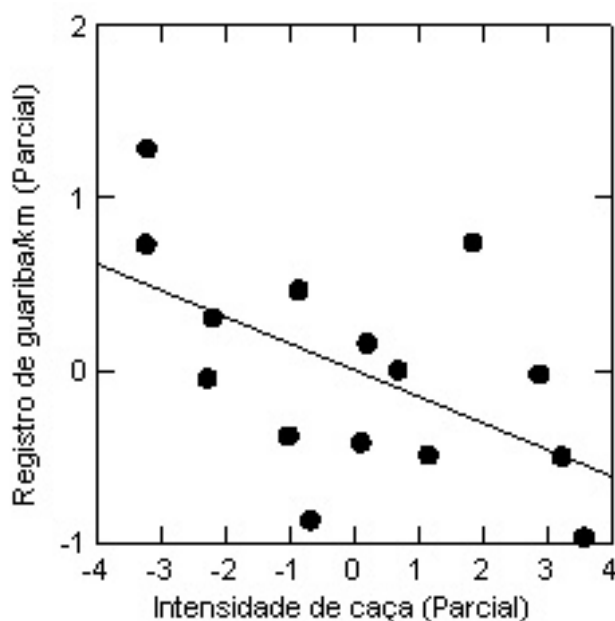


Figura 9 – Relação entre o registro de guaribas/km com a intensidade de caça, baseado nos valores parciais gerados por meio de uma análise de regressão múltipla (Guariba = $1,73 + 0,18\log A - 0,15IC - 0,99DA$).

4) DISCUSSÃO

Apesar de existirem controvérsias sobre os reais efeitos da fragmentação florestal (Debinski e Holt, 2000), alguns estudos abrangendo vários táxons e utilizando principalmente réplicas constituídas por fragmentos florestais isolados, encontraram fortes evidências apontando a redução da riqueza de espécies em fragmentos florestais menores (ver as revisões de Laurance et al., 2002; Fahrig, 2003; Henle, 2004; Ferraz et al., 2007; Fisher e Lindenmayer, 2007). Esta informação indica que fragmentos florestais pequenos possuem importância questionável para a conservação (Turner e Corlett, 1996).

Até o momento, poucos estudos abordaram os efeitos da perda do habitat na escala de paisagens (Fahrig, 2003) e nenhum estudo foi realizado sobre a mastofauna neotropical, talvez por dificuldades logísticas. Embora meu estudo realize uma comparação com somente três réplicas de paisagem com diferentes proporções de habitat remanescente, e a dificuldade logística para uma amostragem mais eficiente para as espécies de mamíferos de médio e grande porte, devido ao tamanho dos fragmentos, alguns padrões podem indicar algumas diretrizes para o papel de fragmentos florestais como unidades conectoras da paisagem, permitindo avaliar o processo de desaparecimento local de espécies sensíveis à perturbação da floresta e a persistência de espécies mais generalistas.

Como já sugerido para outras regiões (Chiarello, 1999, Lopes e Ferrari, 2000, Peres 2001, Michalski e Peres, 2005), e para uma região próxima à área deste estudo (Ferrari et al., 2003), o isolamento de manchas de habitat tem um efeito drástico sobre espécies de médios e grandes mamíferos neotropicais. Na região de meu estudo, a redução na diversidade de mamíferos pode ter ocorrido previamente ao isolamento do hábitat, pelo menos na floresta em fragmentação e floresta contínua, pois espécies como antas, queixadas, tatus-canastra, tatus-15-quilos e tamanduás-bandeira, desapareceram da área de floresta em fragmentação há a mais de 35 anos e foram encontradas raramente por moradores na região de floresta contínua desde então. Suas extinções locais, confirmadas neste estudo, podem ser atribuídas às alterações do habitat e à pressão de caça exercida durante as últimas décadas, uma vez que estas espécies são altamente susceptíveis à pressão de caça em outras regiões (Robinson e Redford, 1989; Bodmer et al., 1997; Peres, 2000).

Cuxius e macacos aranha não foram registrados em nenhuma das três áreas, e podem também ser considerados extintos da região do estudo, pois há mais de 30 anos não foram avistados por moradores da região, mesmo na área de mata contínua. Ferrari e colaboradores (2003) encontraram que estes primatas apesar de sofrerem menor pressão de caça na região de seu estudo, estão ausentes ou foram encontrados em baixas densidades nos fragmentos florestais menores de 100 ha ao longo da BR-163. Indicando que a fragmentação foi o principal fator causador da redução da densidade destas duas espécies.

A ausência de registros de cachorros-do-mato, tamanduáís, e furões podem ser atribuídas às suas baixas densidades naturais, e o histórico de distúrbio da área como um todo pode ter reduzido ainda mais suas populações.

Este estudo somado a outros (Peres, 2001; Lopes e Ferrari, 2000; Ferrari et al., 2003), sugere que antas, queixadas, tatus-canastra, tatus-15-quilos, tamanduás-bandeira, cuxiús e macacos aranha são mais sensíveis e necessitam de áreas protegidas extensas e relativamente intactas ligadas por corredores amplos, para manter o fluxo gênico entre as populações.

4.1. A importância de fragmentos florestais e os efeitos da perda de habitat e caça sobre mamíferos generalistas de médio e grande porte

Estudos envolvendo médios e grandes mamíferos apontaram que boa parte das espécies da mastofauna com tamanho mediano e hábitos generalistas são relativamente freqüentes em fragmentos florestais isolados (Chiarello, 1999, Lopes e Ferrari, 2000, Peres 2001, Michalski e Peres, 2005), e em alguns casos, algumas espécies tornam-se mais abundantes nestas manchas (Ferrari et al., 2003). Entretanto, a compreensão sobre o grau de isolamento e perda do habitat até o qual estas espécies podem persistir é desconhecido.

Os resultados deste estudo sugerem que espécies são perdidas à medida que aumenta o grau de perda de habitat aumenta, como previsto por Fahrig (2003), embora o a pressão de caça tenha contribuído para esta condição. Entre as 26 espécies registradas na área controle (floresta contínua), os mamíferos como macacos-da-noite, capivaras e maracajás-pretos não foram registrados em floresta em fragmentação, embora estas

espécies tenham sido relatadas como ocorrentes nesta área durante as entrevistas. Espécies de mamíferos como macacos-prego, esquilos, capivara, preguiça real, maracajá, onça-vermelha, maracajá-preto e juparás não foram registradas nos quatro fragmentos florestais isolados por savana, e excetuando-se macacos-pregos e onças-vermelhas, todos estes animais foram avistados por moradores nestes fragmentos florestais.

A baixa detectabilidade de felinos, que são animais de comportamento elusivo e de difícil detecção (Wilson et al., 1996; Sargeant et al., 1998), pode indicar que os registros podem ser mais atribuídos ao acaso do que a integridade do habitat.

O registro de capivaras na floresta continua deve ter sido um encontro ocasional durante um movimento de dispersão, pois estes animais são dependentes de grandes cursos d'água. Por fim, a baixa mobilidade de espécies de preguiças torna difícil seu registro em transecções lineares (Peres, 1999), embora estes animais tenham sido avistados por moradores locais em floresta em fragmentação e fragmentos florestais.

Animais como micos-de-cheiro, macacos-da-noite, porcos-espinho, tamanduás, tatu-rabo-de-couro, iraras e coatis foram pouco registrados nas três áreas de estudo, porém estas espécies foram mais incidentes em floresta contínua. Os habitats fragmentados não devem abrigar indivíduos em dispersão para estas sete espécies, pois micos-de-cheiro (Lopes e Ferrari, 2000), iraras e coatis (Chiarello, 1999; Michalski e Peres 2005) foram evidentes e em alguns casos relativamente abundantes em fragmentos florestais isolados.

Macacos-pregos, esquilos e juparás não foram registrados nos fragmentos florestais isolados por savana, porém, excetuando juparás, estas espécies foram frequentes em outros fragmentos de florestas tropicais isolados há pouco tempo (Chiarello 1999; Ferrari et al., 2003; Michalski e Peres, 2005). No entanto, eventualmente os moradores locais encontram estas espécies nos fragmentos, indicando que indivíduos em dispersão aparecem, permanecendo por um curto espaço de tempo.

As espécies mais registradas nas três áreas, como guaribas, zogue-zogues, xuius, veados, catius, cutias, pacas e tatus galinha em geral apresentam taxas reprodutivas relativamente altas (Robinson e Redford, 1991), são tolerantes a alterações do habitat e podem persistir em fragmentos florestais da Amazônia (Lopes e Ferrari 2000; Michalski e Peres, 2005). As três espécies de primatas, em especial, são relativamente abundantes em fragmentos florestais ao longo da BR-163 (Ferrari, et al., 2003).

Exceto pelos xuius e zogue-zogues, todas as espécies foram aparentemente mais caçadas em floresta em fragmentação e fragmentos florestais, e segundo Peres (2001) alguns fragmentos florestais podem ter colheitas sustentáveis de veados, catitus e cutias.

Os fragmentos isolados por savana na região de Santarém além de servirem como manchas para dispersão de indivíduos destas espécies, elas podem suportar em parte a sugestão de colheita sustentável de Peres (2001), pois guaribas, veados-roxo, catitus e tatus-galinha não foram afetados pela perda do habitat, mesmo associadas a uma alta intensidade de caça, indicando que estas espécies podem ser boas alternativas para o complemento protéico na alimentação de moradores locais.

No entanto, é preciso um plano de manejo visando a proteção das espécies afetadas (veados-vermelhos, cutias e pacas), principalmente em áreas com fragmentos florestais isolados, pois não conseguem colonizar estes sítios eficientemente, tornando a dinâmica fonte-sumidouro comprometida.

4.2. Efeitos do isolamento de habitat no longo prazo e caça sobre os mamíferos generalistas

Andrén (1994) e posteriormente Fisher e Lindenmayer (2007) indicam um efeito exponencial da fragmentação florestal na distribuição de espécies em paisagens com menos de 30% de habitat remanescente, porém, a permeabilidade da matriz pode afetar a conectividade entre manchas de habitat (Laurance, 1991). Brown (1971) e Michalski e Peres, (2005) sugerem que a relação entre o número de espécies e área pode ser influenciada pelo tempo de “relaxamento” do habitat, pois as espécies com indivíduos de elevada longevidade, e sensíveis à perda do habitat, podem ter pequenas populações isoladas em manchas, mas virtualmente extintas localmente, tendo maior chance de serem registradas nas maiores manchas de habitat por algumas décadas.

Era esperado que, em meu estudo abrangendo uma paisagem onde fragmentos florestais isolados por savana representam 31% da área total, as 20 espécies registradas (ver tabela 4) tivessem suas distribuições dependentes de fatores locais que caracterizassem cada fragmento. No entanto, o extenso tempo de isolamento destas manchas (mais de 150 anos), somados ao longo histórico de pressão de caça, extração de madeira e incêndios, indica uma estabilização do sistema. Fatores locais como o tamanho do fragmento, a densidade de árvores e a intensidade de caça parecem que não

determinam a distribuição destas 20 espécies, indicando que grande parte delas pode colonizar e/ou habitar todas as manchas de habitat, incluindo as menores manchas de habitat.

No entanto, a alta permeabilidade da matriz de savana pode ter afetado esta relação, pois, de certa forma este ambiente pode ser útil para os animais como, tatus, catitus, veados, tamanduás entre outros. Espécies capazes de cruzar e/ou utilizar a matriz podem, dessa forma, constituir metapopulações nestas manchas, como observado por Debinski e Holt (2000).

Poderíamos também esperar um efeito da intensidade de caça nas incidências das espécies caçadas pelos moradores locais (tatus, veados, catitus, cutias e pacas). Entretanto, estas espécies têm altas taxas reprodutivas (Robinson e Redford, 1991) e aparentemente não são muito sensíveis à pressão de caça em florestas contínuas (Bodmer et al., 1997; Peres, 2000) e em fragmentos florestais (Cullen Jr et al., 2000, Lopes e Ferrari, 2000 e Peres, 2001) e, juntamente com guaribas, são altamente tolerantes a vegetações alteradas e à fragmentação florestal (Chiarello, 1999; Lopes e Ferrari, 2000; Peres, 2001; Ferrari et al., 2003; Michalski e Peres, 2005). Assim, as características da biologia destas espécies somadas ao possível estabelecimento do equilíbrio do sistema, podem explicar o fato de que a área do fragmento, a densidade de árvores e a intensidade de caça, não afetam a incidências das espécies caçadas.

4.3. Considerações finais

Fragmentos florestais isolados não podem sustentar uma parte das espécies e/ou populações de espécies de médios e grandes mamíferos, como observado neste estudo e nos estudos citados nos itens anteriores. Entretanto, o grau de conectividade que estas manchas de habitat terão entre si é o que determinará o sucesso da persistência de metapopulações nestas manchas.

Embora os resultados deste estudo devam ser interpretados com cautela devido à razões logísticas (por e.x o tamanho das transecções), os fragmentos florestais isolados a longo prazo por savana que constituem 31% do habitat remanescente da área, retiveram a maioria das espécies (69%) da diversidade total de médios e grandes mamíferos já documentada. Além disso, há décadas atrás mais espécies estavam presentes na área, e a redução do número de espécies persistentes nestes fragmentos

pode ser atribuída tanto ao histórico de alteração do habitat e como ao histórico da pressão de caça nas florestas adjacentes aos fragmentos.

As espécies presentes nos fragmentos florestais são importantes fontes de complemento protéico na alimentação de comunidades humanas locais. Este estudo sugere que planos de manejo para espécies caçadas devam ser elaborados junto das comunidades rurais para que os fragmentos florestais sejam valorizados por estas populações, contribuindo para sua subsistência e abrigando espécies ou indivíduos em dispersão.

Além disso, estratégias de conservação devem levar em consideração a representatividade de áreas efetivamente protegidas dentro de centros de endemismos na Amazônia (da Silva et al., 2005), e assegurar que elas sejam suficientemente extensas (como descrito em Peres e Terborgh, 1995; Peres, 2005) para abrigar populações viáveis de espécies da mastofauna mais sensíveis à fragmentação florestal e à sobre-caça.

Contudo, políticas públicas deveriam efetivamente assegurar e fiscalizar as áreas de reservas legais previstas por lei (ver MP 2.166-67, Lei nº 4.771 - 1965) fora das unidades de conservação em propriedades privadas na Amazônia, pois estas áreas, que abrigaram subamostras de espécies, são potenciais unidades conectoras entre estas extensas áreas que abrigaram o conjunto total de espécies de centros de endemismo, garantido a troca genética entre populações e metapopulações no longo prazo.

Esta situação é justamente o que está ocorrendo na região próxima à BR-163, onde, entre o centro e sul do estado do Pará e norte do estado do Mato Grosso, existem cerca de 23 milhões de hectares em áreas protegidas (www.br163sustentavel.org.br), que estão sendo isoladas por grandes áreas de desmatamento, (ver Fearnside, 2007), e fragmentos florestais podem servir como unidades conectoras entre todas estas áreas protegidas.

5) BIBLIOGRAFIA

Andrén, H., 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71(3), 355-366.

Andrén, H., Delin, A. & Seiler, A. 1997. Population response to landscape changes depends on specialization to different landscape elements. *Oikos* 80, 193–196.

Arita, H.T., Robinson, J.G. e Redford, K.H., 1990. Rarity in Neotropical Forest Mammals and its Ecological Correlates. *Conservation Biology* 4(2), 181-192.

Atmar, W. & Patterson, B.D., 1993. The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitats. *Oecologia*, 96, 373–382.

Atmar, W. & Patterson, B.D. 1995. The nestedness temperature calculator. AICS Res. Inc., New Mexico at.

Albernaz, A.L.K.M., 2001. Zoneamento da região de Alter do Chão, Pará: um exercício de planejamento para uma Unidade de Conservação de uso indireto. Tese de Doutorado - INPA/UFAM. Manaus – AM. p 116.

Bennett, E.L. 2002. Is There a Link between Wild Meat and Food Security? *Conservation Biology* 16(3), 590-592.

Baum, K.A., Haynes, K.J., Dilleuth, F. P. e Cronin, J. T., 2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology* 85, 2671–2676.

Bates, H.W. 1892. *A naturalist on the river Amazon*. Murray, London.

Bierregaard, R.O., Lovejoy, T.R., Kapos, V., dos Santos, A.A. e Hutchings, R.W. 1992. The biological dynamics of trophic rainforest fragments: a prospective comparison of fragments and continuous Forest. *BioScience*, 42, 859-866.

Bodmer, R.E., 1995. Managing Amazonian Wildlife: Biological Correlates of Game Choice by Detribalized Hunters. *Ecological Applications* 5(4), 872-877.

Bodmer, R.E., Eisenberg, F.F., Redford, K.H., 1997. Hunting and the Likelihood of Extinction of Amazonian Mammals. *Conservation Biology* 11(2), 460-466.

Bodmer, R.E. e Robinson, J.G., 2004. Evaluating the Suitability of Hunting in the Neotropics, in: Silvius, K.M., Bodmer, R.E. and Fragoso, J.M.V. (Eds.), *People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America*. Columbia University Press., New York. pp 299-323.

Brasil, Ministério do Meio Ambiente, 2004., *Plano de Manejo da Floresta Nacional do Tapajós-PA*. Vol. I, II e III. Brasília.

Brown, J. H. 1971. Mammals on mountain tops: nonequilibrium insular biogeography. *The American Naturalist* 105: 467-478.

Capobianco, J.P.R., Verissimo, A., Moreira, A., Sawyer, D., Santos, I. & Pinto, L.P. (Eds), 2001. *Biodiversidade na Amazônia Brasileira: avaliação e ações prioritárias para conservação*. Editora Estação Liberdade/Instituto Socioambiental, São Paulo.

Cardilho M. e Bromham, L., 2001. Body Size and Risk of Extinction in Australian Mammals. *Conservation Biology* 15(5), 1435-1440.

Chetkiewicz, C.B., St. Clair, C.C. e Boyce, M.S. 2006. Corridors for Conservation: Integrating Pattern and Process. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic* 37, 317-342.

Chiarello, A.G., 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89, 71-89.

Chiarello, A.G., 2000. Density and Population Size of Mammals in Remnants of Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology* 14(6), 1649-1657.

Colwell, R.K., 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples, Version 7.5. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS>

Crooks, K.R., 2002. Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation. *Conservation Biology* 16(2), 488-502.

Cullen Junior, L., Bodmer, R.E. e Pádua, C.V., 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation*. 95, 49-56.

Dale, V.H., Pearson, S.M., Offerman, H.L. e O'Neill, R.V., 1994. Relating Patterns of Land-Use Change to Faunal Biodiversity in the Central Amazon. *Conservation Biology* 8(4), 1027-1036.

da Silva, J.M.C., Rylands, A.B., da Fonseca, G.A.B., 2005. The Fate of the Amazonian Areas of Endemism. *Conservation Biology* 19(3): 689-694.

Debinski, D.M. e Holt, R.D., 2000. A Survey and Overview of Habitat Fragmentation Experiments. *Conservation Biology* 14(2): 342-355.

Didham, R. 1997. The influence of edge effects and forest fragmentation on leaf-litter. Pg. 55-70 *em* W.F. Laurance e B.O. Bierregaard (eds). *Tropical Forest remnants: the ecology, conservation, and management of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago.

Diffendorfer, J.E., Gaines, M.S. e Holt, R.D. 1995. The effects of habitat fragmentation on movements of three small mammal species. *Ecology* 76, 827-839.

Eisenberg, J.F. e Reford, K.H., 1999. *Mammals of the Neotropics. The Central Neotropics. Vol. 3*, The University of Chicago Press, Chicago.

Emmons, L H., 1999. *Neotropical Rainforest Mammals: A Field Guide*. The University of Chicago Press, Chicago.

Fahrig, L., 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review Ecology Evolution Systematics* 34, 487-515.

Fearnside, P.F. 2007., Brazil's Cuiabá - Santarém (BR-163) Highway: The Environmental Cost of Paving a Soybean Corridor through the Amazon. *Environmental Management* 39, 601-614.

Ferrari, S.F., Iwanaga, S., Ravetta, A.L., Freitas, F.C., Sousa, B.A., Souza, L.L., Costa, C.G., Coutinho, P.E., 2003. Dynamics of primate communities along the Santarém-Cuiabá highway in south-central Brazilian Amazonia, in: Marsh, L.K. (Ed.), *Primates in Fragments. Ecology and Conservation*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York, pp. 123–144.

Ferraz, G., Nichols, J.D., Hines, J.E., Stouffer, P.C., Bierregaard, R.O. Jr., Lovejoy, T.E., 2007. Experiment: Effects of Patch Area and Isolation on Amazon Birds. *Science* 315, 238-240.

Fischer, J. e Lindenmayer, D.B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 265-280.

Henle, K., Davies, K.F., Kleyer, M., Margules, C. Settele, J. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13, 207-251.

Laurance, W. F. 1991. Ecological Extinction Australian Correlates of Proneness in Tropical Rain Forest Mammals. *Conservation Biology*, 5(1), 79-89.

Laurance, W.F., Albernaz, A.K.M., Schroth, G., Fearnside, P.M., Bergen, S., Venticinque, E.M. e da Costa, C., 2002. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography* 29, 737-748.

Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Bruna, E.M., Didham, R.K., Stouter, P.C., Gascon, C., Bierregaard, R.O., Laurance, S.G., Sampaio, E., 2002. Ecosystem

decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16(3): 605–618.

Laurance, W.F. e Bierregaard, R.O. 1996. Fragmented Tropical Forests. *Bulletin of the Ecological Society of America* 77, 34-36.

Laurance, W.F. e Peres, C.A., 2006. *Emerging Threats to Tropical Forests* University of Chicago Press, University of Chicago Press, Chicago, 520 p.

Lomolino, M.V. e Weiser, O. 2001. Towards a more general species-area relationship: diversity on all islands, great and small. *Journal of Biogeography* 28, 431-445.

Lopes, M.A. e Ferrari, S.F., 2000. Effects of Human Colonization on the Abundance and Diversity of Mammals in Eastern Brazilian Amazonia. *Conservation Biology* 14(6), 1658–1665.

Martins, M. M. 2005. Density of primates in four semi-deciduous forest fragments of São Paulo, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 14, 2321-2329.

Michalski, F. e Peres, C.A., 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation* 124, 383-396.

Miranda, I.S. 1993. Estrutura do estrato arbóreo do cerrado Amazônico em Alter-do-Chão, Pará. *Revista Brasileira de Botânica*, 16, 143–150.

Nepstad, D.C., Stickler, C.M. e Almeida, O.T., 2006. Globalization of the Amazon Soy and Beef Industries: Opportunities for Conservation. *Conservation Biology* 20(6), 1595-1603.

O’Grady, J.J., Reed, D.H., Brook, B.W. e Frankham, R., 2004. What are the best correlates of predicted extinction risk? *Biological Conservation* 118, 513-520.

Parker, M. & Mac Nally, R. 2002. Habitat loss and the habitat fragmentation threshold: an experimental evaluation of impacts on richness and total abundances using grassland invertebrates. *Biological Conservation*, **105**, 217–229.

Peres, C.A. e Terborgh, J.W., 1995. Amazonian nature reserves: an analysis of the defensibility status of existing conservation units and design criteria for the future. *Conservation Biology* 9, 34–46.

Peres, C.A., 1999. General Guidelines for Standardizing Line-Transect surveys of Tropical Forest Primates. *Neotropical Primates* 7(1), 11-16.

Peres, C.A., 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology* 14, 240-253.

Peres, C.A., 2001. Synergistic Effects of Subsistence Hunting and Habitat Fragmentation on Amazonian Forest Vertebrates. *Conservation Biology* 15(6), 1490-1505.

Peres, C.A. & Lake, I.R., 2003. Extent of nontimber resource extraction in tropical forests: accessibility to game vertebrates by hunters in the Amazon basin. *Conservation Biology* 17, 521–535.

Peres, C.A. e Barlow, J., 2004. Human Influences on Tropical Forest Wildlife, in: Burley, J., Evans, J., Youngquist J. (Eds), *Encyclopedia of Forest Science*. Academic Press, London, pp. 1-6.

Peres, C.A., 2005. Porque precisamos de mega reservas na Amazônia. *Megadiversidade* 1(1), 174-180.

Robinson, J.G. and Redford, K.H., 1989. Body Size, and Population Variation in Neotropical Forest Mammals Species: Predictors of Local Extinction? *Advances in Neotropical Mammalogy*, 567-594.

Robinson, J.G., e. Redford, K.H., 1991. Sustainable harvest of Neotropical forest mammals, in: Robinson, J.G. e Redford, K.H. (Eds), *Neotropical Wildlife Use and Conservation*. Chicago University Press, Chicago, pp 415–429.

Rosser, A.M. e Mainka, S.A., 2002. Overexploitation and Species Extinctions. *Conservation Biology* 16(3), 584-586.

Roosevelt, A.C., Lima da Costa, M., Machado, C.L., Michab, M., Mercier, N., Valladas, H., Feathers, J., Barnett, W., da Silveira, M.I., Henderson, A., Sliva, J., Chernoff, B., Reese, D.S., Holman, J.A., Toth, N., Schick, K., 1996. Paleo-Indian Cave Dwellers in the Amazon: The Peopling of the Americas. *Science* 272(5260), 373 – 384.

Rylands, A.B., Keuroghlian, A., 1988. Primate populations in continuous forest and forest fragments in central Amazonia. *Acta Amazonica* 18 (3-4), 291–307.

Sanaïotti, T.M., Martinelli, L.A., Victoria, R.L., Trumbore, S.E. e Camargo, P.B., 2002. Past vegetation changes in Amazon savannas determined using carbon isotopes of soil organic matter. *Biotropica*, 34, 2–16.

Sargeant, G.A., Johnson, D.H. & Berg, W.E. 1998. Interpreting carnivore scent-station surveys. *Journal of Wildlife Management*, 62, 1235–1245.

Serena, 1984. Distribution and Habitats of Parthenogenetic and Sexual *Cnemidophorus lemniscatus* (Sauria: Teiidae) in Surinam. *Copeia*, 3, 713-719.

Soares-Filho, B. S., Nepstad, D. C., Curran, L. M., Cerqueira, G. C., Garcia, R. A., Azevedo-Ramos, C., Voll, E., McDonald, A., Lefebvre, P., Schlesinger, P., 2006. Modeling conservation in the Amazon basin. *Nature* 440, 520-523.

Tuner, I. M. e Corlett, R. T., 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution* 11(8), 330-333.

Vasconcelos, H. L., Vilhena, J. M. S., Magnusson, W. E. & Albernaz, A. L. K. M., 2006. Long-term effects of forest fragmentation on Amazonian ant communities. *Journal of Biogeography* 33, 1348-1356.

Watling J. I. e Donnelly, M. A., 2006. Fragments as Islands: a Synthesis of Faunal Responses to Habitat Patchiness. *Conservation Biology*, 20(4), 1016-1025.

Wilson, D. E. et al. *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals*. Washington: Smithsonian Press, 1996. 409 p.

ANEXO I

QUESTIONÁRIO

Nome: _____

Idade: _____ Comunidade: _____

Área: _____

Qual a atividade que você exerce para sustentar sua família?

- Agricultor Trabalha na cidade Outra _____
 Extrativista Administrador _____

A quanto tempo mora na região?

- 1 ano; 10 anos; mais de 20 anos.
 5 anos; 20 anos e

A quanto tempo conhece a mata?

- 1 ano; 5 anos; 20 anos e
 3 anos; 10 anos; mais de 20 anos.

Qual foi a última vez que você frequentou esta mata?

- menos de 1 semana; menos de 6 meses; 2 a 3 anos;
 menos de 1 mês; 1 ano; mais de 5 anos.

Qual é a frequência que você visita a mata?

- diariamente; 2 vezes por semana; mensalmente;
 semanalmente; quinzenalmente; 1 vez a cada 2 anos.

Com a ajuda desta lista com figuras. Diga quais animais você já viu nesta área?:

PRIMATAS

- Xuim (*Callithrix argentata*)
 Zog-Zog (*Callicebus moloch*)
 Macaco prego (*Cebus apella*)
 Mão amarela (*Saimiri* ssp.)
 Macaco da noite (*Aotus infulatus*)
 Guariba (*Alouatta belzebul*)
 Cuxiú (*Chiropotes albinaseus.*)
 Macaco aranha/Quatá (*Ateles marginatus.*)

Existe algum macaco que já existiu nesta mata e que hoje não existe mais? A quantos anos?

ROEDORES

- Paca (*Agouti paca*)
- Cutia (*Dasyprocta agouti*)
- Capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*)
- Esquilo-Catipuru (*Sciurus aestuans*)
- Ouriço-cacheiro-Porco espinho (*Coendou sp.*)

Existe algum roedor que já existiu nesta mata e que hoje não existe mais? A quantos anos?

UNGULADOS

- Veado vermelho/mateiro (*Mazama americana*)
- Veado roxo/foboca (*Mazama gouazoubira*)
- Catitu (*Tayassu tajacu*)
- Queixada (*Tayassu pecari*)
- Anta (*Tapirus terrestris*)

Existe algum ungulado que já existiu nesta mata e que hoje não existe mais? A quantos anos?

XENARTHRA

- Tatu canastra (*Priodontes maximus*)
- Tatu 15 kilos (*Dasypus kappleri*)
- Tatu galinha (*Dasypus novencinctus*)
- Tatu rabo de couro (*Cabassous unicinctus*)
- Preguiça comum ou pequena (*Bradypus ssp.*)
- Preguiça real (*Choloepus didactylus*)
- Tamanduá bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*)
- Tamanduá de coleite (*Tamandua tetradactyla*)
- Tamanduá-í (*Cyclopes didactylus*)

Existe algum animal que já existiu nesta mata e que hoje não existe mais? A quantos anos?

CARNIVORA

- Jupará/Macaco Cufi (*Potos flavus*) morador fixo? Sim Não
- Coati (*Nasua nasua*) morador fixo? Sim Não
- Irara (*Eira Barbara*) morador fixo? Sim Não
- Furão/Cachorro do mato (*Galictis vittata*) morador fixo? Sim Não
- Mão-pelada (*Procyon cancrivorus*) morador fixo? Sim Não
- Raposa/cachorro de orela pequena (*Atelocynus microtis*) morador fixo? Sim Não
- Cachorro-vinagre (*Speothos venaticus*) morador fixo? Sim Não
- Mourisco/Maracajá Preto (*Herpailurus yaguarondi*) morador fixo? Sim Não
- Maracajá peludo (*Leopardus wiedii*) morador fixo? Sim Não
- Maracajá açu (*Leopardus pardalis*) morador fixo? Sim Não
- Puma/Parda/Vermelha (*Puma concolor*) morador fixo? Sim Não

() Onça pintada (*Panthera onca*) morador fixo? () Sim () Não Existe algum animal que já existiu nesta mata e que hoje não existe mais? A quantos anos?

CAÇA

Você caça nesta área () Não. Há qto. Tempo? () Sim.

Outras pessoas caçam na área () Não. Há qto. Tempo? () Sim.

Tipo de caça () Espera/puleiro () A ponto () Cachorro () Varredura

Frequência de caça () Muito () Pouco () Nada

() Diária () Mais de uma vez por semana () Semanal () Quinzenal () Mensal

SELETIVIDADE DOS CAÇADORES:

Quais as cinco (5) espécies mais caçadas?

.....

Quantidade aproximada de bichos mais caçados/mês:

.....

ANEXO II

Tabela contendo a área, comprimento da transeção linear (Comp.), intensidade de caça (IC), densidade de caça (DC), densidade de árvores (DA), e o número de registros por quilômetro percorrido para as 18 espécies registradas em fragmentos florestais isolados por savana.

Área Comp. (ha)	IC	DA	Riqueza	Xim	Guanha	Zogue		Macaco da		Veados	V. cinza	Catu	Paca	Cutia	Porco		Onça	Maracajá	Maracajá	Coati	Iraira	Preguiça	Tamandá	Tatu	Tatu rabo de
						zoque	noite	vermelho	espinho						Capivara	pintada									
8	0,39	5	0,504	9	0,00	0,19	1,85	0,00	0,19	0,37	0,00	0,19	0,19	0,00	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,37	0,19
11	0,28	3	0,348	8	2,03	1,27	1,02	0,00	0,00	0,76	1,78	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	2,03	0,00	
15	0,39	4	0,62	10	1,83	1,65	1,10	0,00	0,18	0,92	0,00	0,18	0,92	0,00	0,37	0,00	0,18	0,00	0,00	1,47	0,00	0,00	0,55	0,00	
21	0,3	0	0,399	6	2,62	2,38	2,38	0,00	0,00	0,95	0,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,95	0,00	
22	0,47	2	0,572	10	0,15	1,36	2,72	0,00	0,00	0,00	1,82	0,45	0,30	0,15	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15	0,30	
23	0,65	1	0,43	14	1,00	1,00	1,22	0,11	0,00	0,22	0,55	0,11	0,11	0,22	0,00	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00	0,00	0,11	0,89	0,11	
26	0,49	2	0,61	7	0,00	0,44	1,18	0,00	0,00	0,59	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15	0,88	0,00	
31	0,8	3	0,46	11	1,25	0,09	0,27	0,00	0,27	0,36	0,98	0,09	0,00	0,09	0,09	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,71	0,18	
40	0,91	5	0,556	11	0,63	0,31	1,02	0,00	0,16	0,39	0,00	0,08	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,41	0,00	0,00	0,16	0,16	
43	0,63	4	0,614	8	0,57	1,14	0,80	0,00	0,00	0,80	0,23	0,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,93	0,11	
47	0,37	1	0,502	8	0,39	1,57	2,35	0,00	0,39	1,17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,91	0,00	0,00	0,39	0,00	
60	1,02	5	0,396	13	4,32	0,49	1,60	0,00	0,00	0,98	0,28	0,14	0,35	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,05	0,00	0,07	0,14	0,00	
66	1,02	8	0,36	14	1,33	0,91	0,70	0,00	0,07	0,98	0,28	0,07	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,14	0,00	0,07	0,00	
152	1,1	4	0,459	12	0,85	0,98	0,46	0,00	0,00	0,91	1,17	0,13	0,13	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,20	0,07	
213	1,12	10	0,443	7	0,64	0,13	0,45	0,00	0,00	0,38	0,00	0,06	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,64	0,00	
361	1,39	8	0,368	10	0,67	0,77	0,21	0,15	0,10	0,31	0,10	0,00	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,51	0,00	0,00	0,72	0,00	