



**Programa de Pós-Graduação
em Biologia Tropical e Recursos Naturais**



Comunidade de pequenos mamíferos em um mosaico de plantações de eucalipto, florestas primárias e secundárias na Amazônia Oriental

RAFAEL DO NASCIMENTO LEITE

Manaus – AM
2006



**Programa de Pós-Graduação
em Biologia Tropical e Recursos Naturais**



Comunidade de pequenos mamíferos em um mosaico de plantações de eucalipto, florestas primárias e secundárias na Amazônia Oriental

RAFAEL DO NASCIMENTO LEITE

Orientadora: Maria Nazareth Ferreira da Silva, Ph.D.

Co-orientador: Jay R. Malcolm, Ph.D.

Dissertação apresentada à Coordenação do Programa de Pós-graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais, do convênio INPA/UFAM, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas, área de concentração em Ecologia.

Fontes Financiadoras: Darwin Initiative – DEFRA, UK | CNPq.

Manaus – AM
2006

Ficha catalográfica

Leite, Rafael do Nascimento

Comunidade de pequenos mamíferos em um mosaico de plantações de eucalipto, florestas primárias e secundárias na Amazônia Oriental / Rafael do Nascimento Leite – 2006.

52 p.

Dissertação (Mestrado) – INPA/UFAM, Manaus, 2006.

1-Pequenos mamíferos 2-Plantações de eucalipto 3-Florestas primárias 4- Florestas secundárias 5-Conservação e manejo 6-Amazônia Oriental



Agradecimentos

À minha estimada orientadora, Dra. Maria Nazareth F. da Silva, por todo apoio e dedicação, e por compartilhar seus conhecimentos sobre os pequenos mamíferos da Amazônia e suas experiências de vida sempre em uma harmoniosa convivência.

Ao meu co-orientador, Dr. Jay R. Malcolm, por todas as contribuições feitas nas várias etapas do mestrado, e pelos ensinamentos e amigável convívio no campo.

Ao Dr. Carlos A. Peres pelas sugestões e colaboração durante o trabalho de campo, e pela idealização e obtenção dos subsídios primários necessários para o desenvolvimento do projeto multidisciplinar no qual este mestrado está inserido.

Ao Dr. Jos Barlow pelo fornecimento de dados relevantes sobre as áreas de estudo e pelo apoio logístico durante as etapas de campo.

Ao Toby A. Gardner pelas contribuições e inestimável colaboração no trabalho de campo, através da coleta e auxílio na preparação dos pequenos mamíferos capturados nas armadilhas *pitfalls*.

Aos amigos Marco Antônio Ribeiro Júnior e Sandra Peters por terem auxiliado na coleta de dados, e especialmente por terem tornado a existência no Planeta Monte Dourado mais amena nos momentos de tensão e mais divertida nos momentos de descontração.

Ao meu ajudante de campo, Zé Raimundo, por dividir o peso das armadilhas e compartilhar suas histórias hilariantes e inusitadas sobre as “famosas” do Laranjal do Jari, e ao “Seu” Roberto, pela experiência no volante e nas estradas do Jari.

Ao Eduardo S. Eler pela assistência nos trabalhos de campo, ao Joe Hawes pelo fornecimento do mapa da região do Jari, e a todas as outras pessoas que de alguma forma contribuíram para a troca de experiências através do convívio.

À Jari Celulose S.A. pela colaboração e pelo acesso às áreas de operação da empresa.

À Dra. Vera Maria F. da Silva pelo empréstimo de alguns instrumentos de trabalho e pelo auxílio no traslado do material de campo.

À Ingrid T. Macedo pela colaboração nos trabalhos envolvidos na Coleção de Mamíferos, e à Luciana Sousa pelo auxílio na preparação do material coletado.

Aos revisores do pré-projeto de mestrado e aos membros da banca da aula de qualificação pelas sugestões ao projeto.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia de Comunidades, Victor Pazin, Domingos Rodrigues e Marcelo Menin, pela ajuda com os pacotes estatísticos e sugestões nas análises, e aos demais colegas que de alguma forma contribuíram com este processo.

Ao Dr. Glenn H. Shepard-Jr pela revisão no inglês do Abstract da dissertação.

Às coordenadoras do curso de Ecologia, Albertina P. Lima e Cláudia Keller, e às secretárias, Geise Pacheco e Beverly Franklin, pelos esclarecimentos e auxílios prestados durante as várias etapas do mestrado.

Aos Drs. Guarino R. Colli e Jader S. Marinho-Filho por disponibilizarem o espaço e material de laboratório necessários para as identificações dos pequenos mamíferos na Universidade de Brasília.

Ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), que através da sua infraestrutura de ensino e pesquisa, contribuiu enormemente para minha formação profissional.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo fomento da bolsa de estudos.

Ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) pela licença de transporte e coleta concedida.

À minha querida família pelo apoio e amor incondicional desde os primórdios da minha existência. Aos meus pais José Nilton e Marly, e à minha irmã Amanda.

À minha querida família em Manaus, que sempre me acolheu como filho, em especial às minhas tias Maria de Nazaré (tia Naná) e Mara Cristina, ao meu tio Juarez e aos meus primos Thiago e Jaqueline.

À minha amada, Fernanda de Pinho Werneck, pelo amor e companheirismo irrestritos. Por acreditar e sempre me apoiar a cada passo, não somente no mestrado, mas também nos de outrora, e rumo a uma grande jornada. Por esse amor maior que o mundo, que moldou a pérola Iara Werneck Leite, a menina que me enche de alegria a alma.

A Deus, sempre.

Sumário

Agradecimentos	v
Lista de Tabelas	viii
Lista de Figuras	ix
Resumo	1
Abstract	2
1. Introdução	3
2. Métodos	6
<i>Área de estudo</i>	6
<i>Desenho amostral</i>	6
<i>Coleta de dados</i>	10
<i>Análise de dados</i>	12
3. Resultados	14
<i>Riqueza e abundância de espécies e eficiência de amostragem</i>	14
<i>Efeitos do habitat e da estrutura da vegetação sobre a composição de espécies</i>	18
<i>Efeitos do habitat e da estrutura da vegetação sobre a riqueza</i>	24
<i>Efeitos da configuração da paisagem sobre a riqueza e composição de espécies</i>	25
4. Discussão	27
<i>Riqueza e abundância de espécies e eficiência de amostragem</i>	27
<i>Efeitos do habitat e da estrutura da vegetação sobre a composição de espécies</i>	29
<i>Efeitos do habitat e da estrutura da vegetação sobre a riqueza</i>	38
<i>Efeitos da configuração da paisagem sobre a riqueza e composição de espécies</i>	39
5. Considerações finais	41
Literatura citada	42
Apêndice 1	49
Apêndice 2	50
Apêndice 3	51
Apêndice 4	52

Lista de Tabelas

- Tabela 1.** Esforço de amostragem por sítio (N = noites; B/N = baldes por noite; B-N = baldes-noite; A/N = armadilhas por noite; A-N = armadilhas-noite). 9
- Tabela 2.** Espécies de pequenos mamíferos (média \pm desvio padrão) capturadas nos três tipos de habitat (floresta primária, floresta secundária e plantação de eucalipto) presentes na região do Jari. As espécies estão arranjadas segundo a ordem de ocorrência em floresta primária, floresta secundária e plantação de eucalipto, respectivamente. 15

Lista de Figuras

- Figura 1.** Mapa de localização dos sítios de amostragem da região do médio rio Jari, situada ao norte da Amazônia Brasileira, entre os estados do Pará e do Amapá. Florestas primárias estão representadas pela primeira letra dos seus respectivos nomes, e florestas secundárias (= capoeira) e plantações de eucalipto pelos números das áreas de operação da Jari Celulose S.A., conforme Tabela 1. 7
- Figura 2.** Desenho esquemático da estação de captura de armadilhas de interceptação e queda (*pitfalls*) em formato de “Y” (ângulos de 120°), constituída de segmentos formados por uma cerca de lona plástica de 5 metros de extensão, com um balde em cada extremidade do “Y” e outro na intersecção central. 8
- Figura 3.** Curvas de rarefação padronizadas pelo número de indivíduos capturados nos três tipos de habitat presentes na região do Jari. 17
- Figura 4.** Curvas de rarefação baseadas no número de amostras (conjuntos de 160 armadilhas) obtidas nos três tipos de habitat presentes na região do Jari. 17
- Figura 5.** Ordenação dos sítios de amostragem em termos das abundâncias relativas das espécies de pequenos mamíferos da região do Jari, onde (F): floresta primária; (C): floresta secundária (= capoeira); e (E): plantação de eucalipto. 19
- Figura 6.** Ordenação dos sítios de amostragem em termos da presença ou ausência das espécies de pequenos mamíferos da região do Jari, onde (F): floresta primária; (C): floresta secundária (= capoeira); e (E): plantação de eucalipto. 19
- Figura 7.** Distribuição das abundâncias relativas das espécies de pequenos mamíferos em relação ao gradiente indireto formado pelo primeiro eixo de ordenação das variáveis de estrutura da vegetação, obtido através da Análise de Componentes Principais. O primeiro eixo de ordenação (PCA 1) está positivamente correlacionado com o volume de troncos caídos, a área basal de árvores e a estratificação vertical da folhagem no intervalo de 10 a 40 metros. Os sítios de floresta primária estão à direita do gradiente representado pelo PCA 1, enquanto que os sítios de plantação de eucalipto e floresta secundária estão à esquerda [ver também Apêndices 2 e 3]. 21
- Figura 8.** Distribuição de ocorrências das espécies de pequenos mamíferos em relação ao gradiente indireto formado pelo primeiro eixo de ordenação das variáveis de estrutura da vegetação, obtido através da Análise de Componentes Principais. O primeiro eixo de ordenação (PCA 1) está positivamente correlacionado com o volume de troncos caídos, a área basal de árvores e a estratificação vertical da folhagem no intervalo de 10 a 40 metros. 23

Os sítios de floresta primária estão à direita do gradiente apresentado, enquanto que os sítios de plantação de eucalipto e floresta secundária estão à esquerda [ver também Apêndices 2 e 3].

Figura 9. Riqueza de espécies de pequenos mamíferos entre as categorias de habitat presentes na região do Jari (FP = floresta primária; FS = floresta secundária; PE = plantação de eucalipto). 24

Figura 10. Proporção da cobertura da vegetação composta por plantações de eucalipto de várias idades e por florestas secundárias com menos de 5 anos de regeneração compreendida em círculos, de raios de 3 km, concêntricos aos sítios de amostragem (● = floresta primária; * = floresta secundária; ◇ = plantação de eucalipto). 26

Figura 11. Proporção da cobertura da vegetação composta por plantações de eucalipto de várias idades e por florestas secundárias com menos de 5 anos de regeneração compreendida em círculos, de raios de 5 km, concêntricos aos sítios de amostragem (● = floresta primária; * = floresta secundária; ◇ = plantação de eucalipto). 26

Figura 12. Proporção da cobertura da vegetação composta por plantações de eucalipto de várias idades e por florestas secundárias com menos de 5 anos de regeneração compreendida em círculos, de raios de 10 km, concêntricos aos sítios de amostragem (● = floresta primária; * = floresta secundária; ◇ = plantação de eucalipto). 27

Resumo

A Amazônia Brasileira, palco de um dos mais altos níveis de biodiversidade do planeta, é um forte alvo para a expansão do setor silvicultural no país. Entretanto, a despeito dos incentivos políticos existentes para o Brasil investir neste mercado, o conhecimento sobre os impactos que esse tipo de produção exerce sobre as comunidades animais ainda é incipiente ou mesmo inexistente. No nordeste da Amazônia Brasileira, quinze sítios de florestas primárias, secundárias e plantações de eucalipto foram intensivamente amostrados para avaliar os impactos das alterações na estrutura do habitat sobre a comunidade de pequenos mamíferos. A riqueza não variou significativamente entre os habitats, mas foi observada uma tendência negativa nos habitats com menor complexidade estrutural. Sítios com maior proporção de plantações de eucalipto e florestas secundárias de regeneração recente, dentro de escalas espaciais superiores a três quilômetros, apresentaram uma perda significativa da riqueza. Além disso, houve diferenças significativas na composição de espécies entre os habitats de florestas primárias e os de florestas secundárias e plantações de eucalipto, relacionadas com a proporção de variáveis estruturais como o volume de troncos caídos, a área basal de árvores e a estratificação da folhagem acima de dez metros de altura. Os resultados sugerem que embora tais modificações possam favorecer algumas espécies, a perda de complexidade estrutural, associada a uma menor cobertura de dossel e permeabilidade da matriz, pode acarretar em conseqüências danosas para várias outras espécies, especialmente as arborícolas. A diminuição da extensão das áreas de operação com uma maior interpolação de florestas primárias, além da regeneração natural do sub-bosque em plantações de eucalipto são algumas estratégias que devem ser adotadas para mitigar os efeitos negativos da alteração da paisagem e da estrutura dos habitats. Tais ações virão agregar valor para a conservação da biodiversidade onde o uso da terra está voltado para o setor silvicultural.

Abstract

The Brazilian Amazon, with some of the highest levels of biodiversity in the world, is currently a prime target for expansion by the Brazilian forestry sector. However, in spite of extant political incentives for Brazil to invest in this market, little is known about possible impacts of forestry practices on animal communities. In this study fifteen sites of primary and secondary forests as well as commercial eucalyptus plantations at Jari in the northwestern Brazilian Amazon were intensively sampled to assess the impacts of alterations in habitat structure on the small mammal community. Species richness did not vary significantly among habitat types, however we observed a negative tendency within habitats with lower structural complexity. Sites with higher proportions of eucalyptus and early-stage secondary forest within concentric buffers bigger than three kilometers in radius showed a significant loss in species richness. Moreover, we observed significant differences in species composition between primary forests, and both secondary forests and eucalyptus plantations, related to the proportion of structural variables such as dead woody debris volume, tree basal area and foliage stratification. Our results suggest that although such modifications may favor some species, the loss of overall structural complexity associated with lower canopy cover and matrix permeability may bring up negative consequences for several other species, specially arboreal ones. The reduction of operation area extensions with an increasing intercalation of primary forests, and the promotion of natural understory regeneration in eucalyptus plantations are some strategies that should be adopted for mitigating negative effects of landscape-level and habitat structure changes on small mammal communities. Such actions will aggregate value to biodiversity conservation where land use is turned over to forestry sector.

1. Introdução

Devido ao vasto território nacional e aos muitos incentivos políticos existentes, o Brasil está bem posicionado para investir e dominar o setor da produção silvicultural, que visa futuras negociações num mercado de carbono através do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo previsto no Artigo 12 do Protocolo de Kyoto (Fearnside, 1999b). Na região amazônica, a expansão deste mercado é potencialmente alta, dada sua baixa produção silvicultural quando comparada ao restante do país (MMA, 2003; Uhl *et al.*, 1997). Entretanto, o país poderia lucrar muito mais com a diminuição das taxas de desmatamento do que com o aumento da produção silvicultural (Fearnside, 1999a; Fearnside, 2000). Além disso, a conservação das florestas tropicais é benéfica não somente do ponto de vista econômico, resultante dos esforços mitigadores do aquecimento global, mas também pela manutenção da biodiversidade e dos ciclos hidrológicos (Fearnside, 2000). A Amazônia Brasileira corresponde a aproximadamente 40% das florestas tropicais úmidas existentes e abriga um dos mais altos níveis de biodiversidade do planeta (Laurance *et al.*, 2001), desempenhando importantes funções no ciclo da água e do carbono, assim como na regulação do clima em escalas regional e global (Houghton *et al.*, 2000; Shukla *et al.*, 1990; Skole & Tucker, 1993). Apesar disso, o desmatamento é crescente e extremamente alto, alcançando taxas de 30 mil quilômetros quadrados por ano, sendo que as áreas degradadas geradas pelo desmatamento na Amazônia Brasileira representam hoje uma área equivalente ao território da França (ca. 548.000 km²) (Fearnside, 2005).

A implementação da produção silvicultural insere novos elementos na paisagem, formando um mosaico de florestas primárias, áreas monocultivadas e em regeneração, com diferentes graus de complexidade estrutural. A estrutura da floresta e a disponibilidade de

alimentos estão relacionadas de tal forma que uma maior complexidade do ambiente, observada em florestas com múltiplos estratos, está presumivelmente associada a uma maior disponibilidade de eixos para partição de nichos ecológicos e empacotamento de espécies (August, 1983; Emmons, 1980; Malcolm, 2004). Os processos de perda de habitats e fragmentação da paisagem provocam modificações estruturais que são acompanhadas por alterações nas comunidades vegetal e animal (Malcolm, 1994, 1997), e embora algumas espécies possam se beneficiar das mudanças decorrentes destes processos, outras podem tornar-se extremamente raras ou localmente extintas. Devido ao uso diferenciado do espaço entre as espécies e ao fato de que as interações entre elas são dependentes da heterogeneidade da paisagem, a quantidade e qualidade de cada habitat e a habilidade de cada espécie de usá-lo têm papel crítico na estruturação da comunidade (Danielson, 1991).

O incentivo às práticas silviculturais, objetivando a produção de madeira, celulose ou carvão, como uma alternativa econômica para região amazônica esbarra na falta de conhecimento sobre os impactos que esse tipo de produção apresenta sobre as comunidades vegetal e animal. Desse modo, é extremamente importante que tomadores de decisão em negociações sobre o uso da terra nos trópicos, e em especial na região amazônica, tenham um claro conhecimento sobre os custos e benefícios que as diversas alternativas de uso da terra exercem sobre seus componentes bióticos e abióticos. Alguns aspectos acerca das implicações que tais mudanças na configuração da paisagem exercem sobre as comunidades animais vêm sendo investigados em estudos que utilizaram diversos grupos taxonômicos em outras florestas tropicais do mundo. Entretanto, a despeito dos altos níveis de biodiversidade da Amazônia Brasileira e dos poderosos incentivos políticos às práticas silviculturais, nenhum trabalho que investigue os impactos desse tipo de produção sobre as comunidades animais fora antes realizado na região. Estudos de Ecologia de Comunidades são necessários para

elucidar os efeitos relacionados às mudanças na paisagem e indispensáveis para a elaboração de estratégias de conservação e manejo.

Os pequenos mamíferos, que incluem roedores e marsupiais, constituem o grupo de mamíferos não-voadores mais diverso da região neotropical (Voss & Emmons, 1996). O vasto leque de estratégias reprodutivas, locomotoras e de forrageamento que apresentam, aliado à sensibilidade de suas respostas às modificações no ambiente (Malcolm, 1995; Pardini *et al.*, 2005), fazem dos pequenos mamíferos um excelente objeto de estudo para responder questões relacionadas a mudanças no ambiente. Além disso, os pequenos mamíferos também desempenham importantes funções para a manutenção dos ecossistemas através da predação e dispersão diferenciadas de sementes, plântulas e esporos (Adler, 1995; Hoch & Adler, 1997; Janos *et al.*, 1996; Mangan & Adler, 1999). Dessa forma, alterações na composição das comunidades de pequenos mamíferos originadas por mudanças na complexidade estrutural do ambiente (Lambert *et al.*, 2005a; Malcolm & Ray, 2000), podem comprometer a dinâmica de regeneração da floresta, inclusive levando a uma perda de diversidade das comunidades vegetais (Forget *et al.*, 2001).

Neste contexto, o presente estudo se propôs a usar os pequenos mamíferos como modelo para o entendimento de processos ecológicos que a paisagem formada por um mosaico de florestas primárias, áreas em regeneração e de plantação silvicultural exerce na manutenção da biodiversidade, buscando fornecer subsídios para a conservação e manejo das regiões de florestas tropicais, especialmente a Amazônia Brasileira.

2. Métodos

Área de estudo

O estudo foi conduzido na região do vale do rio Jari, em uma área de 17 mil quilômetros quadrados pertencentes à segunda maior empresa de silvicultura do país, a Jari Celulose S.A.. A propriedade localizada a nordeste da Bacia Amazônica, abrange os estados do Pará (55%) e do Amapá (45%), sendo cortada pelo rio Jari (0° 27' S; 51° 40' W e 1° 30' S; 53° 20' W) (Figura 1). A temperatura e precipitação anual média da região são de 26,4°C e 2115 mm, respectivamente (Corrêa *et al.*, 1989 *apud* Spangenberg *et al.*, 1996). Os solos são derivados de sedimentos do terciário da Bacia Amazônica, correspondente a Formação Barreiras, sendo classificados de acordo com a textura vertical como latossolos amarelo álico e podzólicos vermelho-amarelo (Spangenberg *et al.*, 1996). A empresa possui áreas de plantações em larga escala de *Eucalyptus urograndis* (Myrtaceae) com ciclo de rotação de seis anos, intercaladas e circundadas por áreas de florestas primárias e secundárias. A extensão e o acesso entre as áreas da empresa oferecem um mosaico de ambientes naturais e antropogênicos único para se avaliar os efeitos deste cenário sobre a biodiversidade na região.

Desenho amostral

Nos anos de 2004 e 2005 foram amostrados cinco sítios de cada um dos três diferentes tipos de habitat: florestas primárias, florestas secundárias (14-20 anos) e plantações de *Eucalyptus* (4-5 anos), totalizando 15 sítios amostrais (Figura 1). Em 2004 foram instaladas armadilhas de interceptação e queda (*pitfalls*) formadas por 40 baldes de 35 litros. Estes foram dispostos em 10 estações de captura com formato de “Y” (ângulos de 120°),

sendo cada segmento do “Y” constituído de uma cerca de lona plástica de 5 metros de extensão com um balde em cada extremidade e um no meio (Figura 2). As estações foram instaladas ao longo das trilhas principais a cada 50 m e permaneceram abertas durante 7 ou 8 noites consecutivas (Tabela 1). Em 2005 foram utilizadas armadilhas *pitfalls* e armadilhas metálicas com gatilho (*livetraps*). As *pitfalls* de 2005 permaneceram abertas durante 14 noites consecutivas e seguiram o mesmo desenho realizado em 2004, acrescido de três estações de captura com baldes de 100 L, totalizando 13 estações por noite para cada sitio.

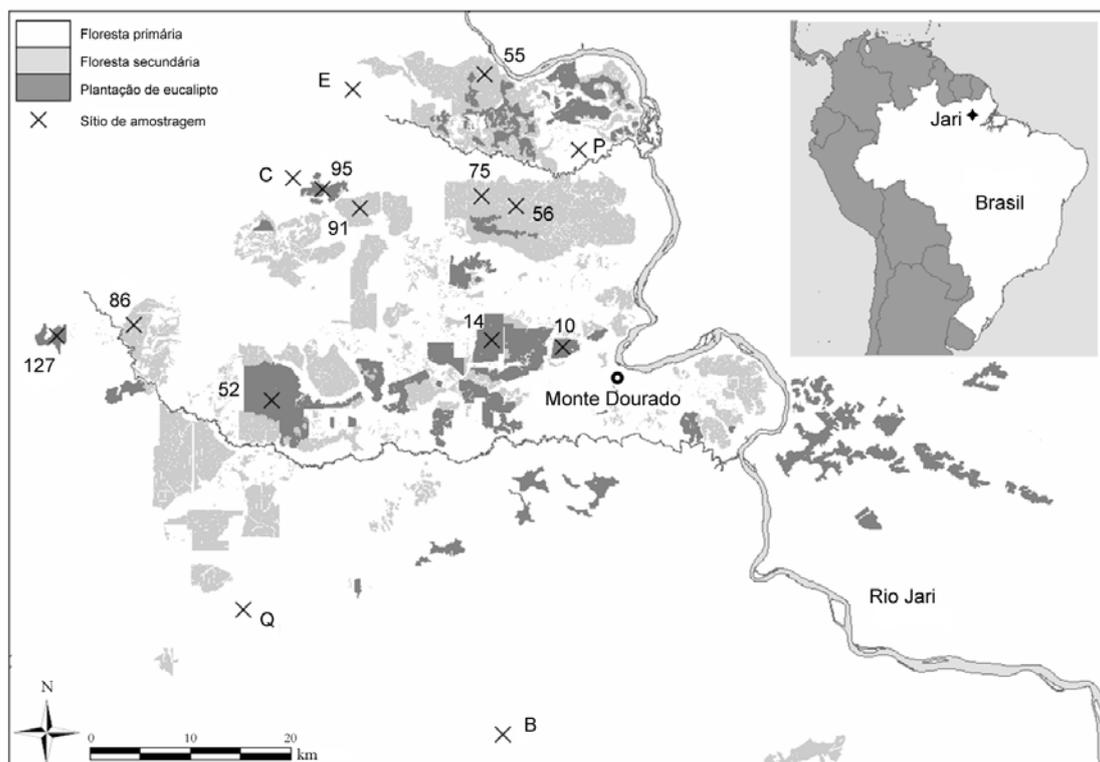


Figura 1. Mapa de localização dos sítios de amostragem na região do médio rio Jari, situada ao norte da Amazônia Brasileira, entre os estados do Pará e do Amapá. Florestas primárias estão representadas pela primeira letra dos seus respectivos nomes, e florestas secundárias (= capoeira) e plantações de eucalipto pelos números das áreas de operação da Jari Celulose S.A., conforme Tabela 1.

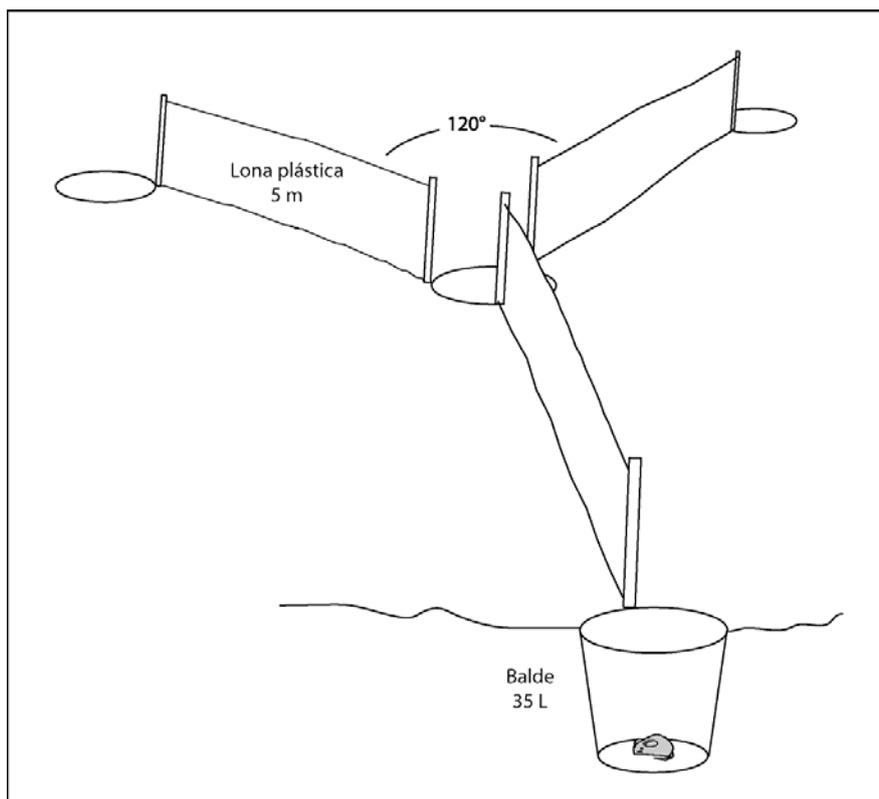


Figura 2. Desenho esquemático da estação de captura de armadilhas de interceptação e queda (*pitfalls*) em formato de “Y” (ângulos de 120°), constituída de segmentos formados por uma cerca de lona plástica de 5 metros de extensão, com um balde em cada extremidade do “Y” e outro na intersecção central.

Os três primeiros sítios amostrados (52, 56 e 127) com armadilhas do tipo *livetrap* seguiram um desenho piloto que dispôs as armadilhas em duas transecções paralelas de 780 m de extensão, distantes 30 m uma da outra e 15 m da trilha principal. Cada transecção continha 40 estações de captura, constituídas de uma armadilha do tipo Tomahawk® (14 x 14 x 40 cm) e outra do tipo Sherman® (8 x 8 x 23 cm), dispostas a cada 20 m alternadamente no chão e no sub-bosque ($\pm 1,5$ m). Os demais sítios foram amostrados ao longo da trilha principal em uma transecção de 1.580 m de extensão, contendo 80 estações de captura dispostas da mesma forma acima. A mudança na disposição das *livetrap*s foi conduzida para

aproveitar as trilhas já abertas pelo projeto, e assim otimizar o processo de montagem e retirada das armadilhas. Embora a mudança tenha aumentado a área amostrada nos 12 demais sítios, a área de sobreposição central no piloto foi mais intensamente amostrada (maior número de armadilhas por área), não representando diferença significativa no número de capturas entre os dois desenhos. As armadilhas permaneceram abertas durante 10 noites consecutivas (Tabela 1).

Tabela 1. Esforço de amostragem por sítio (N = noites; B/N = baldes por noite; B-N = baldes-noite; A/N = armadilhas por noite; A-N = armadilhas-noite).

Sítio	2004			2005			2005		
	N	B/N	B-N	N	B/N	B-N	N	A/N	A-N
Bituba	8	40	320	14	52	728	10	160	1.600
Estação	7	40	280	14	52	728	10	160	1.600
Castanhal	8	40	320	14	52	728	10	160	1.600
Pacanari	7	40	280	14	52	728	10	160	1.600
Quaruba	7	40	280	14	52	728	10	160	1.600
Capoeira 55	7	40	280	14	52	728	10	160	1.600
Capoeira 56	8	40	320	14	52	728	10	160	1.600
Capoeira 75	8	40	320	14	52	728	10	160	1.600
Capoeira 86	7	40	280	14	52	728	10	160	1.600
Capoeira 91	7	40	280	14	52	728	10	160	1.600
Eucalipto 10	8	40	320	14	52	728	10	160	1.600
Eucalipto 14	7	40	280	14	52	728	10	160	1.600
Eucalipto 52	7	40	280	14	52	728	10	160	1.600
Eucalipto 95	7	40	280	14	52	728	10	160	1.600
Eucalipto 127	7	40	280	14	52	728	10	160	1.600
Total			4.400			10.920			24.000

Para minimizar o efeito da sazonalidade nas capturas, os sítios foram amostrados em conjuntos de dois ou três, procurando alternar o tipo de habitat e adequar o arranjo espacial dos sítios ao custo-benefício de acesso aos mesmos. As armadilhas do tipo *pitfall* e *livetrap*

foram verificadas todas as manhãs. As armadilhas *livetraps* foram iscadas com amendoim moído e pedaços de banana, sendo reabastecidas a cada dois dias ou conforme necessidade (por exemplo, em caso de remoção da isca por insetos ou por um animal capturado).

Coleta de dados

Todos os animais capturados foram coletados e preparados segundo procedimentos utilizados em coleções científicas mastozoológicas (Animal Care and Use Committee, 1998). As identificações prévias realizadas em campo foram confirmadas em laboratório, sendo baseadas em comparações com dados da literatura taxonômica especializada e com espécimes presentes na Coleção de Mamíferos do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Os exemplares foram depositados na Coleção de Mamíferos do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA 5018-5236).

Para investigar a influência da estrutura da vegetação sobre a comunidade de pequenos mamíferos foram quantificadas as seguintes variáveis: estratificação vertical da folhagem, volume de troncos caídos, densidade e área basal de indivíduos arbóreos com diâmetro à altura do peito maior ou igual a 10 cm (DAP > 10 cm).

A estratificação vertical da folhagem foi quantificada a cada 10 metros em uma transecção de 1.600 m de extensão paralela à trilha principal e distante 2,5 m de um de seus lados. O método, segundo Malcolm (1995), utiliza uma vara de 2,5 m de comprimento que serve como eixo de uma coluna vertical imaginária. Com o auxílio de um telêmetro, a coluna é subdividida em 6 estratos (0-2,5; 2,5-5; 5-10; 10-20; 20-30 e 30-40 m) e a metragem preenchida por folhagem em cada estrato é usada como estimativa da cobertura.

O volume de troncos caídos foi estimado em transecções de 1.600 m a partir de seus respectivos diâmetros, quando estes eram maiores ou iguais a 5 cm. A cada 10 m foi traçada

uma linha de 5 metros paralela à trilha principal e distante 2,5 m de um de seus lados, onde foram medidos os diâmetros dos troncos caídos que atravessavam a linha até a altura de um metro do chão. A fórmula utilizada para calcular o volume de troncos caídos em cada sítio foi:

$$v = \frac{\pi^2 \sum d^2}{8l},$$

onde v = volume em m³/ha, d = diâmetro em cm, e l = extensão da transecção medida em m (Van Wagner, 1968).

A densidade de indivíduos arbóreos com DAP > 10 cm em áreas de florestas primárias e secundárias foi quantificada em parcelas contínuas de um hectare (10 X 1000 m) ao longo das trilhas principais, enquanto que em plantações de eucalipto a densidade de indivíduos arbóreos por hectare foi estimada a partir de 10 círculos de 10 m de raio. A área basal foi calculada a partir do DAP.

Para avaliar o efeito da configuração da paisagem sobre a riqueza e composição de pequenos mamíferos, a porcentagem de cada tipo de uso da terra foi estimada em círculos concêntricos às trilhas principais, com raios de 1 km, 3 km, 5 km e 10 km. Para tal foram utilizadas uma imagem de satélite LandSat de 2003 e informações fornecidas pela empresa, onde foram classificados os seguintes tipos de uso da terra: (1) plantações de eucalipto com mais de dois anos; (2) plantações de eucalipto com menos de dois anos; (3) florestas secundárias com mais de cinco anos; (4) florestas secundárias com menos de 5 anos; (5) florestas com dossel fechado (inclui qualquer mancha de floresta primária); (6) florestas com dossel aberto (inclui formações naturais de cerrado e igapó, assim como áreas de cultivo nos arredores de povoados); (7) povoados (inclui cidades, vilarejos ou invasões humanas); e (8) rios (não inclui igarapés de menor ordem).

Análise de dados

Para avaliar a eficiência de amostragem, o programa EstimateS 7.5 (Colwell, 2005) foi usado para construir curvas de rarefação baseadas no número de indivíduos e no número de amostras (Gotelli & Colwell, 2001). As amostras foram formadas por conjuntos de 160 armadilhas (*livetraps* ou *pitfalls*), representando o número máximo de armadilhas utilizadas em uma noite de esforço. Para remover o efeito do método de captura empregado, as amostras foram aleatorizadas dentro de cada espécie.

A análise de escalonamento multidimensional (MDS) é uma análise que constrói uma configuração de pontos que representam os objetos em um número predeterminado de dimensões, de tal forma que as diferentes distâncias entre os objetos refletem a máxima dissimilaridade baseada na matriz de associação (McCune & Grace, 2002). A MDS foi empregada para reduzir a dimensionalidade do conjunto de dados da comunidade, ordenando os sítios de amostragem em termos das abundâncias relativas e da ocorrência (presença ou ausência) das espécies de pequenos mamíferos. A ordenação dos sítios pelas abundâncias (quantitativa) tende a atribuir maior importância para as espécies comuns, enquanto a ordenação por presença-ausência (qualitativa) tende a atribuir maior peso para as espécies raras. As matrizes de associação da comunidade foram construídas através do índice de Bray-Curtis. Este índice é recomendado por não atribuir similaridade a ausências em comum, uma vez que fatores distintos podem ser responsáveis pela ausência de espécies diferentes na comunidade.

A análise de componentes principais (PCA) foi usada para sintetizar e ordenar o conjunto de variáveis que definiram a estrutura da vegetação nos sítios de amostragem. Tais variáveis foram primeiramente padronizadas dividindo-se cada uma delas pelo máximo valor, afim de conferir peso igual a cada atributo. Os pesos (*loadings*) dos atributos foram

calculados para verificar quais variáveis contribuíram mais para a formação de cada eixo da PCA.

Diferenças na composição de espécies, definidas pelos eixos de ordenação da MDS, entre os três tipos de habitats foram testadas com análises multivariadas de variâncias (MANOVA). Análises de regressão múltipla multivariada investigaram a relação entre a estrutura da vegetação e a composição de espécies, onde os eixos da PCA foram usados como variáveis independentes (representando a estrutura da vegetação) e os eixos da MDS como variáveis dependentes (representando a composição de espécies da comunidade). A riqueza foi comparada entre os três tipos de habitats através de uma análise univariada de variâncias (ANOVA). Uma análise de regressão múltipla univariada testou a relação entre a estrutura da vegetação e a riqueza.

O teste de Mantel foi usado para verificar a relação entre a composição de espécies (índice de associação de Bray-Curtis) e a matriz de distâncias geográficas dos sítios, baseada na distância Euclidiana.

Para efeito das análises acerca da configuração da paisagem, os tipos de uso da terra (1), (2) e (4) foram agrupados, e a distribuição dos dados foi normalizada com a transformação das porcentagens para arco seno em graus (Zar, 1999). Análises de regressão linear simples foram usadas para testar o efeito de cada tampão sobre a riqueza de espécies, e análises de regressão simples multivariadas testaram o efeito de cada tampão sobre a composição da comunidade. O efeito dos tampões, cujas distribuições não foram normalizadas com as transformações para arco seno, foi testado somente para a riqueza através da correlação de Spearman (Zar, 1999).

As análises MDS foram realizadas com o programa PATN (Belbin, 1992), o teste de Mantel com o programa PC-ORD 4.25 (McCune & Mefford, 1999), e as demais análises estatísticas com o programa SYSTAT 8.0 (Wilkinson, 1998).

4. Resultados

Riqueza e abundância de espécies e eficiência de amostragem

Foram coletadas 32 espécies de pequenos mamíferos pertencentes a três famílias (Tabela 2), totalizando 212 indivíduos. A riqueza em florestas primárias foi de 24 espécies e variou entre 4 e 13 espécies. Em florestas secundárias e plantações de eucalipto a riqueza foi de 19 e 14, variando de 3 a 11 e de 2 a 6 espécies, respectivamente. Foram capturados 98 indivíduos em florestas primárias, variando entre 13 e 32 indivíduos, enquanto que em florestas secundárias e plantações de eucalipto foi capturado um total de 78 e 37 indivíduos, variando de 3 a 35 e de 2 a 13 indivíduos, respectivamente. O esforço de amostragem empregado foi de 15.320 baldes-noite e 24.000 armadilhas-noite, sendo que o sucesso de captura total foi de 0,54%, e entre os habitats variou de 0,28% para plantações de eucalipto, 0,60% para florestas secundárias e 0,74% para florestas primárias. *Marmosops parvidens*, *Oecomys auyantepui* e *O. rutilus* foram as espécies mais abundantes nas florestas primárias, com as duas primeiras representando 14% dos indivíduos capturados neste ambiente, e a última representando 13%. *M. pinheiroi* e *Proechimys guyannensis* foram as espécies mais abundantes nas florestas secundárias, com 30% e 10% dos indivíduos capturados, respectivamente, enquanto que nas plantações de eucalipto a espécie mais abundante foi *Monodelphis brevicaudata*, com 27% dos indivíduos.

Tabela 2. Espécies de pequenos mamíferos (média \pm desvio padrão) capturadas nos três tipos de habitat (floresta primária, floresta secundária e plantação de eucalipto) presentes na região do Jari. As espécies estão arranjadas segundo a ordem de ocorrência em floresta primária, floresta secundária e plantação de eucalipto, respectivamente.

Espécie	Floresta primária	Floresta secundária	Plantação de eucalipto
Didelphidae			
<i>Caluromys philander</i>	0,60 \pm 1,34	0,60 \pm 0,90	0,20 \pm 0,45
<i>Marmosops bishopi</i>	0,40 \pm 0,55	1,00 \pm 1,23	0,20 \pm 0,45
<i>Marmosops pinheiroi</i>	2,20 \pm 2,80	4,60 \pm 6,84	0,80 \pm 1,10
<i>Micoureus demerarae</i>	1,60 \pm 1,52	0,80 \pm 0,84	0,20 \pm 0,45
<i>Marmosops parvidens</i>	2,80 \pm 2,68	1,40 \pm 1,67	
<i>Marmosops</i> sp.	0,60 \pm 0,90	0,80 \pm 1,79	
<i>Monodelphis breviceaudata</i>	0,80 \pm 0,84		2,00 \pm 2,92
<i>Metachirus nudicaudatus</i>	0,40 \pm 0,90		
<i>Didelphis marsupialis</i>	0,80 \pm 1,79		
<i>Marmosa murina</i>		0,60 \pm 1,34	0,80 \pm 0,84
<i>Micoureus</i> sp.		1,40 \pm 1,52	0,60 \pm 0,89
<i>Didelphis imperfecta</i>		0,80 \pm 1,30	0,60 \pm 0,55
<i>Philander opossum</i>		0,20 \pm 0,45	
<i>Chironectes minimus</i>			0,20 \pm 0,45
Echimyidae			
<i>Proechimys guyannensis</i>	0,20 \pm 0,45	1,60 \pm 2,07	0,80 \pm 1,79
<i>Mesomys hispidus</i>	0,20 \pm 0,45	0,20 \pm 0,45	
<i>Echimyus chrysurus</i>	0,20 \pm 0,45		
<i>Proechimys cuvieri</i>	0,20 \pm 0,45		
Muridae			
<i>Neusticomys oyapocki</i>	0,20 \pm 0,45	0,20 \pm 0,45	0,20 \pm 0,45
<i>Oecomys auyantepui</i>	2,80 \pm 1,92	0,40 \pm 0,55	0,80 \pm 0,55
<i>Oecomys bicolor</i>	1,00 \pm 1,00	0,20 \pm 0,45	
<i>Oryzomys megacephalus</i>	0,40 \pm 0,90	0,20 \pm 0,45	
<i>Neacomys paracou</i>	0,20 \pm 0,45		0,20 \pm 0,45
<i>Oryzomys emmonsae</i>	0,20 \pm 0,45		
<i>Oryzomys</i> sp.	0,40 \pm 0,90		
<i>Oryzomys macconnelli</i>	0,20 \pm 0,45		
<i>Rhipidomys leucodactylus</i>	0,20 \pm 0,45		
<i>Oecomys rutilus</i>	2,80 \pm 3,12		
<i>Neacomys guianae</i>	0,20 \pm 0,45		
<i>Oecomys rex</i>		0,20 \pm 0,45	0,20 \pm 0,45

Tabela 2. Continuação.

Espécie	Floresta primária	Floresta secundária	Plantação de eucalipto
<i>Oligoryzomys fulvescens</i>		0,20 ± 0,45	
<i>Oecomys trinitatis</i>		0,20 ± 0,45	

A comparação das curvas de rarefação, quando redimensionadas pelo número de indivíduos, mostrou que a riqueza de espécies é maior em florestas primárias, e igual em florestas secundárias e plantações de eucalipto (Figura 3). Entretanto, comparações baseadas no esforço amostral, apontam que as florestas secundárias apresentaram uma maior densidade de espécies que as plantações de eucalipto, e que ambas possuem densidades de espécies menores que as florestas primárias (Figura 4). Embora as curvas de acumulação de espécies baseadas no esforço amostral não tenham atingido a assíntota para qualquer um dos habitats, suas curvaturas são bastante similares e demonstram que, dado um mesmo esforço amostral, as florestas primárias acumulam um maior número de espécies que as florestas secundárias e plantações de eucalipto.

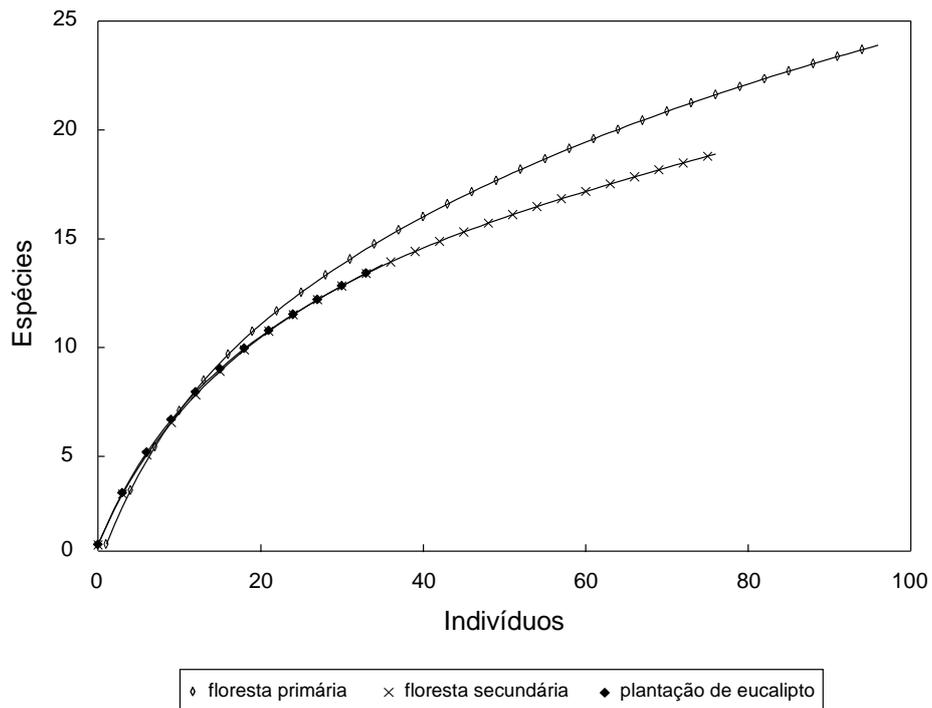


Figura 3. Curvas de rarefação padronizadas pelo número de indivíduos capturados nos três tipos de habitat presentes na região do Jari.

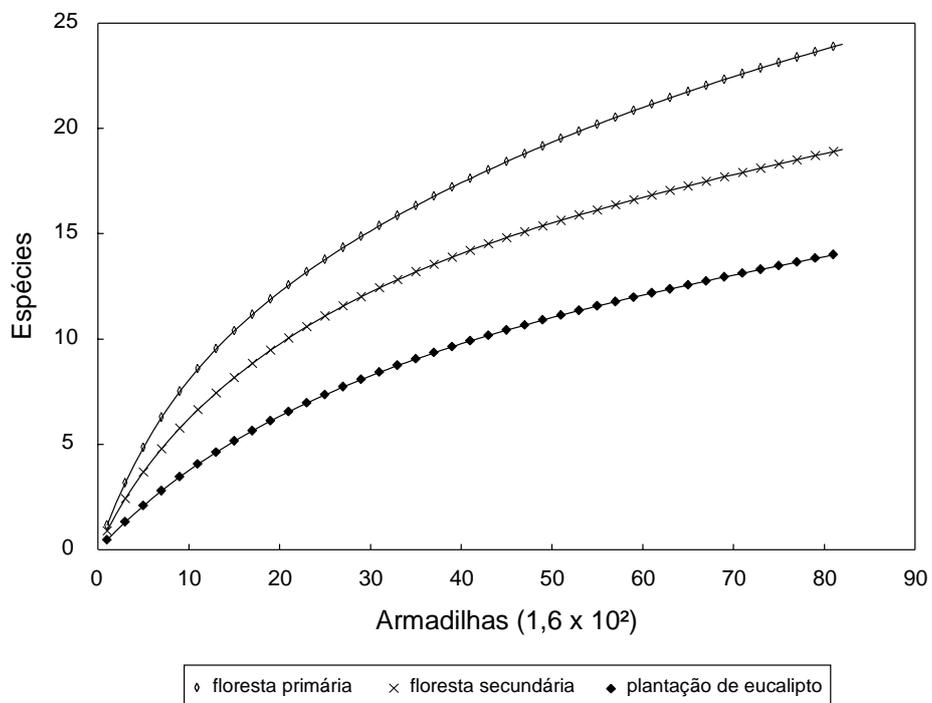


Figura 4. Curvas de rarefação baseadas no número de amostras (conjuntos de 160 armadilhas) obtidas nos três tipos de habitat presentes na região do Jari.

Efeitos do habitat e da estrutura da vegetação sobre a composição de espécies

A ordenação da MDS em duas dimensões explicou a maior parte da variação na comunidade de pequenos mamíferos, tanto em termos quantitativos ($r^2 = 0,686$), quanto em termos qualitativos ($r^2 = 0,682$). Os dois primeiros eixos da PCA captaram cerca de 83% da variação na estrutura da vegetação (53,5% e 29,3%, respectivamente), com o primeiro eixo sendo formado principalmente pelas variáveis de estratificação vertical da folhagem no intervalo de 10 a 40 m, volume de troncos caídos e área basal de indivíduos arbóreos (*loadings*: 0,923; 0,913 e 0,814, respectivamente), e o segundo eixo pelas variáveis de estratificação vertical da folhagem no intervalo de zero a 10 m e densidade de indivíduos arbóreos (*loadings*: - 0,792 e 0,783, respectivamente) [para detalhes, ver Apêndice 1].

Em termos das abundâncias relativas, a composição de espécies variou significativamente entre os três habitats (MANOVA: *Pillai Trace* = 0,687; $F_{4,24} = 3,137$; $P = 0,033$) (Figura 5), no entanto, não houve variação significativa na composição de espécies entre os habitats para dados de presença ou ausência (MANOVA: *Pillai Trace* = 0,624; $F_{4,24} = 2,719$; $P = 0,053$) (Figura 6).

A estratificação vertical da folhagem no intervalo de 10 a 40 metros, o volume de troncos caídos e a área basal de indivíduos arbóreos (PCA eixo 1) tiveram efeito significativo na composição de espécies, tanto para dados quantitativos quanto para dados qualitativos (abundância: *Pillai Trace* = 0,652; $F_{2,11} = 10,291$; $P = 0,003$; presença-ausência: *Pillai Trace* = 0,560; $F_{2,11} = 6,994$; $P = 0,011$), entretanto não houve efeito significativo da estratificação vertical da folhagem no intervalo de zero a 10 m e da densidade de indivíduos arbóreos (abundância: *Pillai Trace* = 0,180; $F_{2,11} = 1,205$; $P = 0,336$; presença-ausência: *Pillai Trace* = 0,196; $F_{2,11} = 1,342$; $P = 0,301$).

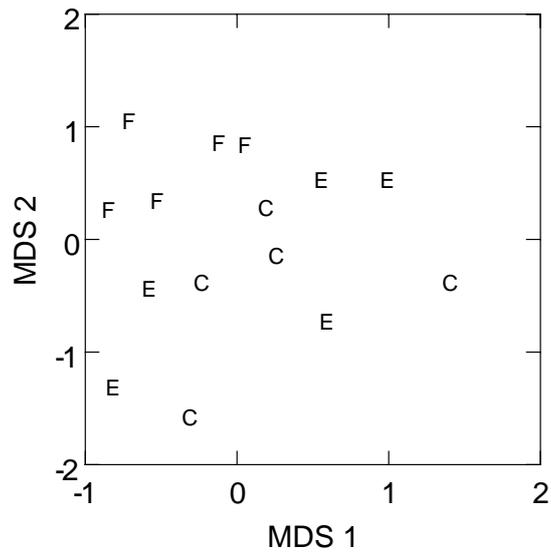


Figura 5. Ordenação dos sítios de amostragem em termos das abundâncias relativas das espécies de pequenos mamíferos da região do Jari, onde (F): floresta primária; (C): floresta secundária (= capoeira); e (E): plantação de eucalipto.

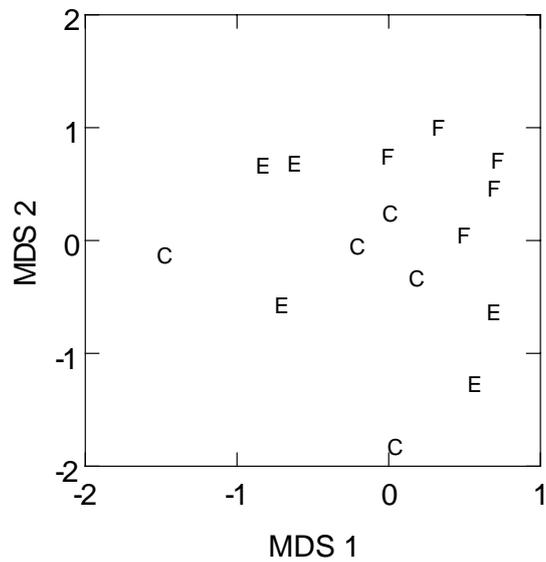


Figura 6. Ordenação dos sítios de amostragem em termos da presença ou ausência das espécies de pequenos mamíferos da região do Jari, onde (F): floresta primária; (C): floresta secundária (= capoeira); e (E): plantação de eucalipto.

As florestas primárias se caracterizaram pelos maiores valores de área basal de indivíduos arbóreos, volume de troncos caídos e estratificação vertical da folhagem no intervalo de 10 a 40 m. Todavia, não houve distinção clara entre os sítios de plantação de eucalipto e florestas secundárias, que combinaram os menores valores para estas estruturas (Figuras 7 e 8) [ver também Apêndices 2 e 3].

As espécies mais abundantes nas florestas primárias, tais como *Oecomys auyantepui*, *O. bicolor* e *Marmosops parvidens*, ocorreram juntamente em florestas secundárias e/ou plantações de eucalipto. Da mesma forma, as espécies mais abundantes nas florestas secundárias, como por exemplo, *Caluromys philander* e *Marmosops pinheiroi*, ou nas plantações de eucalipto, como *Monodelphis brevicaudata*, também foram capturadas em florestas primárias. Adicionalmente, *O. rutilus*, uma das espécies mais abundantes em florestas primárias, não ocorreu em qualquer um dos sítios de floresta secundária ou plantação de eucalipto. Em contrapartida, *Didelphis imperfecta* e *Marmosa murina*, espécies bastante abundantes em plantações de eucalipto, e *Micoureus* sp, abundante em florestas secundárias, não foram capturadas em florestas primárias (Figura 7).

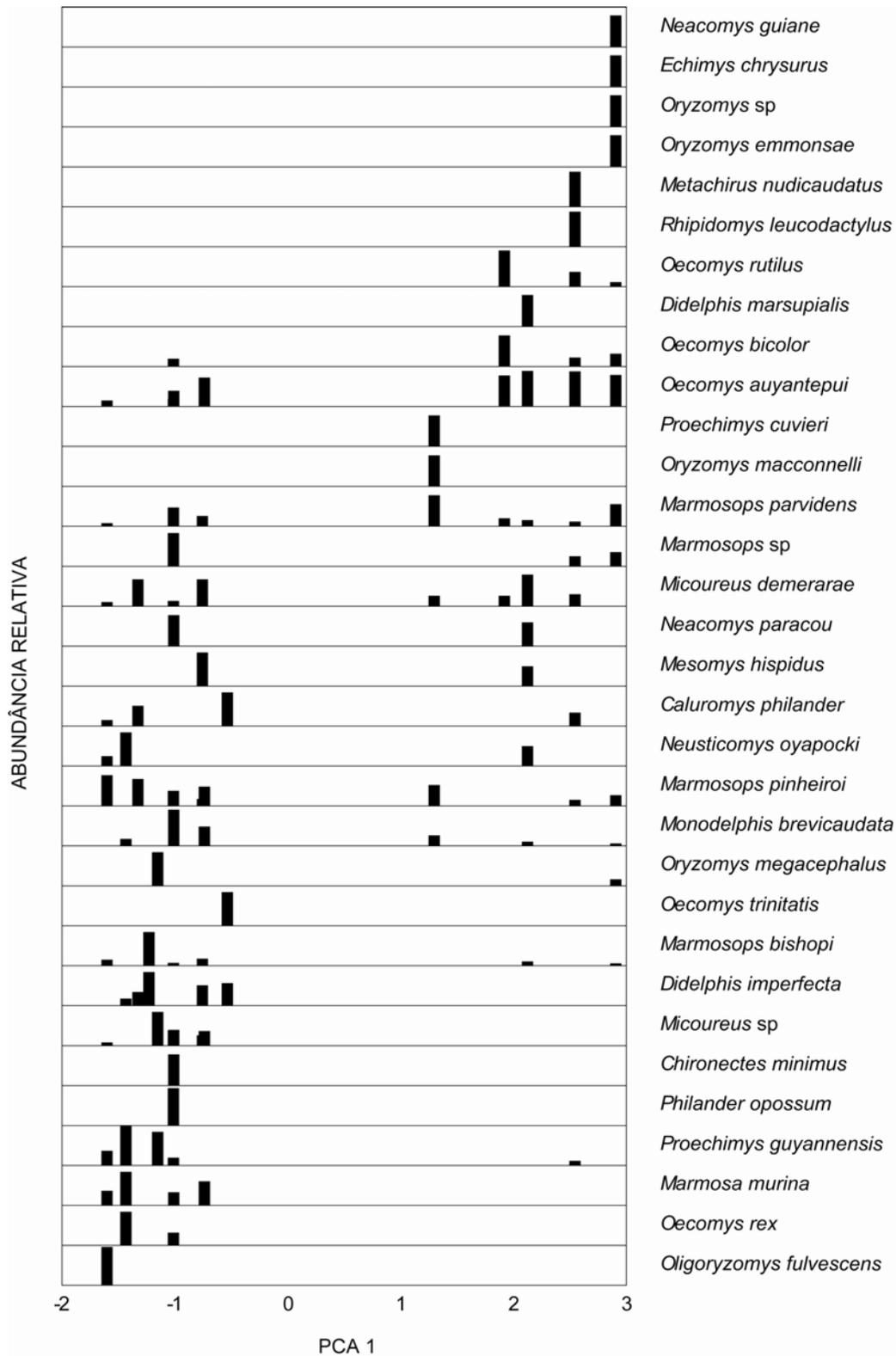


Figura 7. Distribuição das abundâncias relativas das espécies de pequenos mamíferos em relação ao gradiente indireto formado pelo primeiro eixo de ordenação das variáveis de estrutura da vegetação, obtido através da Análise de Componentes Principais. O primeiro

eixo de ordenação (PCA 1) está positivamente correlacionado com o volume de troncos caídos, a área basal de árvores e a estratificação vertical da folhagem no intervalo de 10 a 40 metros. Os sítios de floresta primária estão à direita do gradiente representado pelo PCA 1, enquanto que os sítios de plantação de eucalipto e floresta secundária estão à esquerda [ver também Apêndices 2 e 3].

Considerando apenas dados de presença ou ausência, aproximadamente metade das espécies ocorreu tanto em florestas primárias, quanto em florestas secundárias e/ou plantações de eucalipto (Tabela 2). Entretanto, houve espécies que ocorreram exclusivamente em florestas primárias. Dentre elas, apenas *Oecomys rutilus* foi capturado em mais de um dos sítios de floresta primária (Bituba, Estação e Pacanari), ao passo que as demais espécies foram capturadas em apenas um dos sítios de floresta primária: *Echimys chrysurus*, *Neacomys guiane*, *Oryzomys emmonsae* e *Oryzomys* sp (Estação); *Metachirus nudicaudatus* e *Rhipidomys leucodactylus* (Bituba); *Oryzomys macconnelli* e *Proechimys cuvieri* (Quaruba); e *Didelphis marsupialis* (Castanhal). Da mesma forma, *Oecomys trinitatis*, *Oligoryzomys fulvescens*, *Philander opossum* e *Chironectes mininus* foram capturados somente em um dos sítios de floresta secundária ou plantação de eucalipto (Capoeira 91, Capoeira 86, Capoeira 56 e Eucalipto 95, respectivamente) (Figura 8).



Figura 8. Distribuição de ocorrências das espécies de pequenos mamíferos em relação ao gradiente indireto formado pelo primeiro eixo de ordenação das variáveis de estrutura da vegetação, obtido através da Análise de Componentes Principais. O primeiro eixo de

ordenação (PCA 1) está positivamente correlacionado com o volume de troncos caídos, a área basal de árvores e a estratificação vertical da folhagem no intervalo de 10 a 40 metros. Os sítios de floresta primária estão à direita do gradiente apresentado, enquanto que os sítios de plantação de eucalipto e floresta secundária estão à esquerda [ver também Apêndices 2 e 3].

Efeitos do habitat e da estrutura da vegetação sobre a riqueza

Não houve diferença significativa na riqueza de espécies entre os três tipos de habitat (ANOVA: $F_{2,12} = 2,220$; $P = 0,151$) (Figura 9), tampouco houve relação significativa entre a riqueza e as variáveis de estrutura da vegetação sintetizadas nos eixos da PCA (Riqueza = $6,8 + 0,989.PCA\ 1 - 0,005.PCA\ 2$; $R^2 = 0,223$; $F_{2,12} = 1,723$; $P = 0,220$).

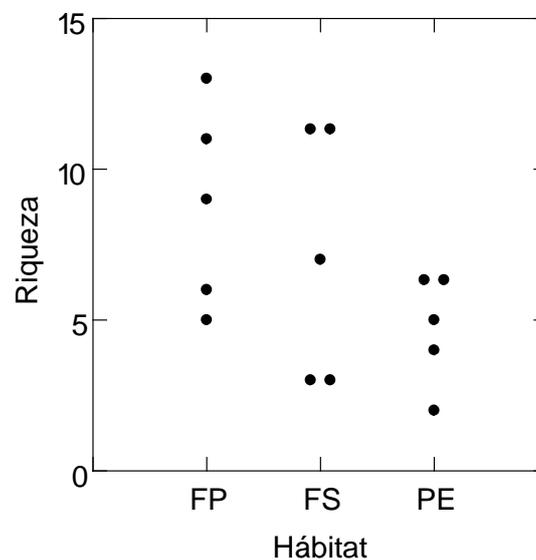


Figura 9. Riqueza de espécies de pequenos mamíferos entre as categorias de habitat presentes na região do Jari (FP = floresta primária; FS = floresta secundária; PE = plantação de eucalipto).

Efeitos da configuração da paisagem sobre a riqueza e composição de espécies

Não houve autocorrelação entre as distâncias geográficas dos sítios de amostragem e a composição de espécies, tanto em termos das abundâncias relativas, quanto em termos de presença ou ausência (teste de Mantel: $P = 0,274$ e $P = 0,252$, respectivamente). Em relação à configuração dos elementos que compõem a paisagem, a riqueza de espécies não variou significativamente nas escalas de 1 km e 3 km (Figura 10) ($r_s = -0,308$; $P = 0,263$ e $R^2 = 0,210$; $P = 0,086$, respectivamente), mas apresentou relação negativa significativa nas escalas de 5 km e 10 km (Figuras 11 e 12, respectivamente) ($R^2 = 0,298$; $P = 0,035$ e $R^2 = 0,268$; $P = 0,048$, respectivamente). Para qualquer uma das escalas testadas, a composição de espécies não apresentou relação significativa com a configuração da paisagem, tanto em termos das abundâncias relativas (3 km: *Pillai Trace* = 0,285; $F_{2,12} = 2,386$; $P = 0,134$; 5 km: *Pillai Trace* = 0,341; $F_{2,12} = 3,111$; $P = 0,082$; 10 km: *Pillai Trace* = 0,267; $F_{2,12} = 2,187$; $P = 0,155$), quanto em termos de presença ou ausência (3 km: *Pillai Trace* = 0,316; $F_{2,12} = 2,767$; $P = 0,103$; 5 km: *Pillai Trace* = 0,351; $F_{2,12} = 3,252$; $P = 0,074$; 10 km: *Pillai Trace* = 0,257; $F_{2,12} = 2,074$; $P = 0,168$).

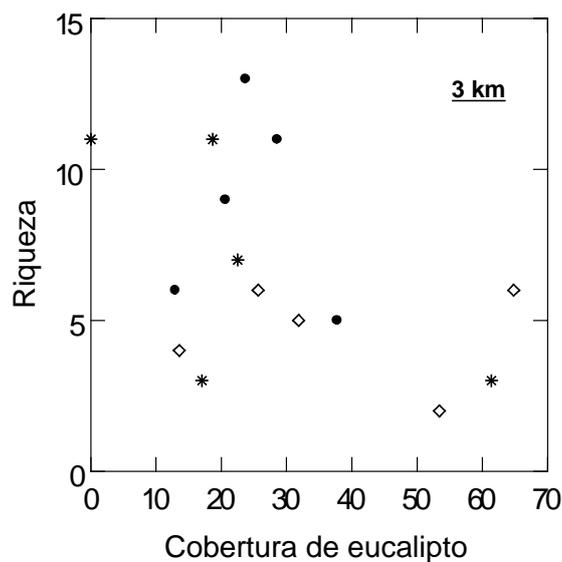


Figura 10. Proporção da cobertura da vegetação composta por plantações de eucalipto de várias idades e por florestas secundárias com menos de 5 anos de regeneração compreendida em círculos, de raios de 3 km, concêntricos aos sítios de amostragem (● = floresta primária; * = floresta secundária; ◇ = plantação de eucalipto).

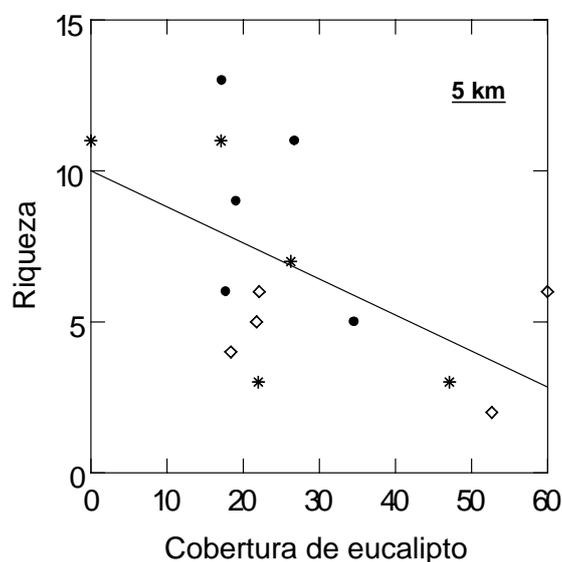


Figura 11. Proporção da cobertura da vegetação composta por plantações de eucalipto de várias idades e por florestas secundárias com menos de 5 anos de regeneração compreendida em círculos, de raios de 5 km, concêntricos aos sítios de amostragem (● = floresta primária; * = floresta secundária; ◇ = plantação de eucalipto).

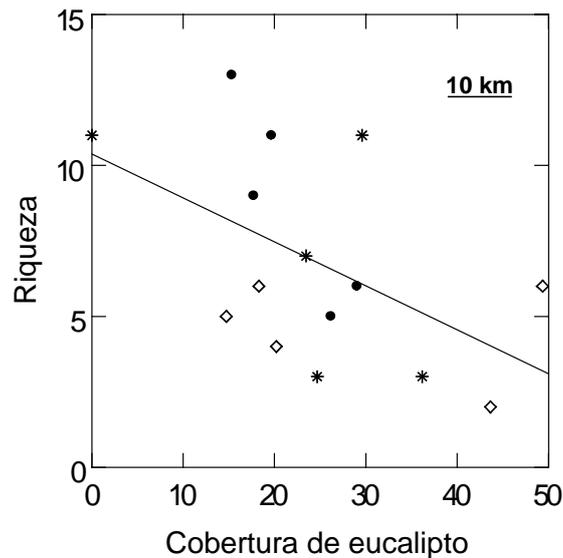


Figura 12. Proporção da cobertura da vegetação composta por plantações de eucalipto de várias idades e por florestas secundárias com menos de 5 anos de regeneração compreendida em círculos, de raios de 10 km, concêntricos aos sítios de amostragem (● = floresta primária; * = floresta secundária; ◇ = plantação de eucalipto).

5. Discussão

Riqueza e abundância de espécies e eficiência de amostragem

A comparação com outros estudos realizados na Bacia Amazônica, onde a fauna de pequenos mamíferos foi intensivamente amostrada, revela uma riqueza de espécies bastante elevada para a região do Jari, com 32 espécies de roedores e marsupiais. Por exemplo, ao longo do rio Juruá, na porção ocidental da Bacia Amazônica, Patton *et al.* (2000) coletaram 30 espécies de roedores e marsupiais em ambientes exclusivamente de terra firme, enquanto que em um estudo de quatro anos em várias localidades da região de Paracou, na Guiana Francesa, Voss *et al.* (2001) capturaram 21 espécies de roedores e marsupiais. Ainda que esses trabalhos tenham realizado amostragens intensivas, parte desse resultado deve-se ao fato de

ter sido empregado um esforço ainda maior no presente estudo (Tabela 1) (24.000 armadilhas-noite e 15.320 baldes-noite, contra 11.213 armadilhas-noite, no primeiro, e 5.960 armadilhas-noite e 2.783 baldes-noite, no segundo). No entanto, a despeito de diferenças no esforço amostral, a elevada riqueza regional de espécies de pequenos mamíferos demonstra a importância da região do Jari em termos de diversidade biológica e a necessidade de estratégias de conservação e manejo que levem em consideração toda essa biodiversidade.

Embora a riqueza de espécies não tenha diferido significativamente entre os três habitats, existe uma tendência de maior riqueza em florestas primárias, seguidas por florestas secundárias e por plantações de eucalipto. Ainda que a comparação das curvas de rarefação baseadas em indivíduos aponte que a riqueza de espécies é maior em florestas primárias, e igual em florestas secundárias e plantações de eucalipto, a comparação das curvas de rarefação baseadas no esforço amostral demonstra que é preciso empregar um esforço maior que o dobro em plantações de eucalipto para se atingir riqueza semelhante às florestas secundárias. Apesar da riqueza total ter sido maior em florestas primárias e igual em florestas secundárias e plantações de eucalipto, a densidade de espécies diminuiu nesta mesma ordem (Gotelli & Colwell, 2001), o que implicaria em uma área de plantação de eucalipto de aproximadamente o dobro da área de uma floresta secundária para se obter os mesmos valores de riqueza, a despeito de outros fatores.

O sucesso de captura, e portanto o número de indivíduos capturados (ou abundância absoluta), seguiu essa mesma tendência, ao contrário do previsto por Malcolm (1997), que atribuiu às florestas secundárias e aos habitats modificados pelo efeito de borda populações de pequenos mamíferos super abundantes. Supostamente, essas super populações são resultantes de uma maior quantidade de artrópodes presente nesses ambientes perturbados. Não obstante, na ausência de dados sobre a disponibilidade de artrópodes nas áreas de

estudo, é possível que essa tendência seja refletida em parte pelo fato das áreas de florestas secundárias estudadas por Malcolm (1997) estarem localizadas em ambientes vizinhos de florestas primárias, ao passo que as florestas secundárias do presente estudo apresentam maior grau de isolamento. Além disso, florestas secundárias regeneradas a partir de plantações de eucalipto, em comparação com ambientes típicos de borda, possuem uma menor proporção de estruturas semelhantes às florestas primárias, o que deve contribuir para uma menor abundância de pequenos mamíferos (Pardini *et al.*, 2005). Estudos posteriores que investiguem a relação entre a disponibilidade de recursos alimentares, como artrópodes e frutos, e a abundância de pequenos mamíferos em uma paisagem altamente fragmentada e alterada, tal qual a região do Jari, auxiliará na elucidação da questão, ao mesmo tempo que fornecerá bases mais sólidas para conservação da biodiversidade.

Efeitos do habitat e da estrutura da vegetação sobre a composição de espécies

A composição de espécies variou significativamente entre os habitats quando comparada em termos das abundâncias relativas (Figura 5), e somente de forma marginalmente significativa quando comparada em termos de presença ou ausência (Figura 6). Ainda assim, é possível notar que a composição varia entre florestas primárias e florestas secundárias e plantações de eucalipto, tanto para dados quantitativos (Figura 5), quanto para dados qualitativos (Figura 6), e que a variação na composição entre as áreas do mesmo habitat é maior em florestas secundárias e plantações de eucalipto do que em florestas primárias. Quando o peso atribuído às espécies mais abundantes em cada ambiente foi removido das análises, utilizando somente dados de presença ou ausência, a composição de espécies não variou tão fortemente entre os habitats, indicando que o tipo de ambiente tem papel estruturador nas populações locais. De fato, a mudança na composição de espécies

devida a diferentes tipos de perturbação foi documentada para outros grupos taxonômicos, como por exemplo, aves, mamíferos de médio e grande porte, borboletas, besouros, cupins e formigas, sendo uma maior perda de diversidade comumente associada a um maior grau de perturbação (Canaday, 1996; Davis *et al.*, 2001; Gillespie *et al.*, 2005; Hamer *et al.*, 2003; Jones *et al.*, 2003; Laidlaw, 2000; Lawton *et al.*, 1998; Watt *et al.*, 2002).

Das variáveis utilizadas para caracterizar a estrutura da vegetação, a estratificação vertical da folhagem no intervalo de 10 a 40 metros, o volume de troncos caídos e a área basal de indivíduos arbóreos, representadas pelo primeiro eixo da PCA (PCA 1), tiveram efeito significativo na composição de espécies, tanto em termos quantitativos (Figura 7), quanto em termos qualitativos (Figura 8). Enquanto que as florestas secundárias e plantações de eucalipto combinaram os menores valores para estas estruturas, sem distinção clara entre os dois habitats, as florestas primárias apresentaram os maiores valores. A maior estratificação vertical da folhagem no intervalo de 10 a 40 m implica em uma maior complexidade estrutural do ambiente (August, 1983), e dever estar acompanhada de uma maior disponibilidade de nichos para partição (Emmons, 1980). A maior diversidade de espécies arborícolas foi particularmente atribuída a uma maior complexidade da estrutura vertical da floresta, onde haveria disponibilidade de frutos durante todo o ano (Emmons, 1980; Malcolm, 2004). Igualmente, a diversidade de espécies terrestres deve aumentar devido ao maior aporte de frutos no chão, proveniente dos estratos superiores da floresta (August, 1983; Fleming, 1973; Wells *et al.*, 2004).

Troncos caídos são importantes elementos estruturais de florestas, uma vez que servem de abrigo, sítios de forrageamento e rotas de passagem para uma grande variedade de vertebrados (Bowman *et al.*, 2000; Mac Nally *et al.*, 2001; Malcolm, 1997). Embora para algumas espécies de pequenos mamíferos a quantidade de troncos caídos em uma dada área

seja irrelevante, ela pode condicionar a densidade de outras espécies (Mac Nally *et al.*, 2001). Além disso, as relações de abundância de certas espécies com a quantidade de troncos caídos podem estar ligadas a um contexto no nível da paisagem, na qual tais elementos seriam regionalmente escassos (Bowman *et al.*, 2000).

Em florestas primárias, árvores de maior diâmetro e, por conseguinte, de maior altura configuram estratos superiores mais extensos e, presumivelmente, com maior estratificação vertical. Igualmente, o aporte de troncos caídos será maior em florestas primárias devido aos processos naturais da dinâmica de formação de clareiras. De fato, o volume de troncos caídos e a estratificação vertical da folhagem nos estratos superiores da floresta (10-40 m) estão correlacionados com a área basal de indivíduos arbóreos (DAP > 10 cm), de maneira que uma maior complexidade estrutural é refletida nos ambientes de florestas primárias, com maiores quantidades de árvores nas classes de diâmetro superiores. Embora florestas secundárias possam apresentar uma configuração estrutural similar às florestas primárias em alguns anos de regeneração (5-20 anos) (DeWalt *et al.*, 2003; Guariguata & Ostertag, 2001), este não é o caso das florestas secundárias aqui estudadas, que estruturalmente mais se assemelharam às plantações de eucalipto. As áreas de floresta secundária da Jari Celulose são formadas a partir da regeneração de extensos campos de plantio de eucalipto e, portanto, devem depender quase exclusivamente da dispersão de sementes de áreas adjacentes. A contribuição do banco de sementes deve ser mínima, dado o déficit hídrico gerado pelas plantações e o intenso manejo dessas áreas através do corte do sub-bosque e da aplicação de herbicidas. Dessa forma, a proximidade com áreas fontes, de florestas primárias ou mesmo de florestas secundárias de maior idade, deve ser determinante na formação e estruturação das comunidades locais. Ainda que em plantações de *Eucalyptus*, quando comparadas às florestas em regeneração, o aumento da área basal de árvores ocorra

aceleradamente, vários componentes estruturais, como, por exemplo, o volume de troncos caídos, a estratificação vertical da folhagem e a densidade de lianas, comumente não acompanham essa mudança, de maneira que a riqueza e composição de espécies das comunidades locais irão refletir as diferenças na complexidade estrutural do ambiente em questão.

Estudos anteriores constataram que modificações no ambiente acarretaram em mudanças nas comunidades locais de pequenos mamíferos (Lambert *et al.*, 2005a; Malcolm, 1995, 1997; Malcolm & Ray, 2000; Pardini, 2004; Pardini *et al.*, 2005). De fato, os resultados obtidos pelo presente estudo demonstram que as relações de abundância e ocorrência das espécies diferiram entre os habitats com diferentes níveis de perturbação (Figura 7 e 8). Apesar disso, uma considerável porção da comunidade esteve presente tanto em florestas primárias, ambientes estruturalmente mais complexos, quanto em florestas secundárias e plantações de eucalipto, indicando que apesar da paisagem bastante heterogênea, resultante das alterações antrópicas no uso da terra, tanto as áreas de plantações de eucalipto quanto as áreas de florestas secundárias estão abertas à colonização de espécies de pequenos mamíferos.

Muitas das espécies capturadas podem ser consideradas raras ou apenas localmente abundantes, e portanto seria imprudente debater a respeito das suas distribuições de abundância entre os diferentes tipos de habitat, como é o caso de *Neacomys guianae*, *Echimys chrysurus*, *Oryzomys* sp., *Oryzomys emmonsae*, *Metachirus nudicaudatus*, *Rhipidomys leucodactylus*, *Didelphis marsupialis*, *Proechimys cuvieri*, *Oryzomys macconnelli*, *Neacomys paracou*, *Mesomys hispidus*, *Neusticomys oyapocki*, *Oryzomys megacephalus*, *Oecomys trinitatis*, *Chironectes minimus*, *Philander opossum*, *Oecomys rex* e *Oligoryzomys fulvescens* (Figura 7). Por outro lado, para as espécies mais comuns, é plausível atribuir uma maior abundância de *Oecomys auyantepui*, *O. bicolor* e *Marmosops*

parvidens aos sítios de florestas primárias, de *Caluromys philander* e *Marmosops pinheiroi* aos sítios de florestas secundárias e de *Monodelphis brevicaudata* aos sítios de plantações de eucalipto. À luz do limitado conhecimento acerca da história natural e ecologia das espécies de pequenos mamíferos neotropicais, a maior abundância de *Oecomys* spp. nos sítios de florestas primárias está, presumivelmente, relacionada a uma dieta frugívora/granívora e ao hábito arborícola do gênero, muito embora suas espécies possam tolerar ambientes menos estratificados (Emmons & Feer, 1990). Com exceção de *M. parvidens*, que possivelmente requer condições mais estritas tipicamente presentes em florestas primárias, *Marmosops* spp., com dietas insetívoras/frugívoras e hábitos escansoriais, devem se beneficiar da maior cobertura do sub-bosque de florestas secundárias. Igualmente, *Monodelphis brevicaudata*, com dieta insetívora/onívora e hábitos terrestres, deve ser favorecida pelos estratos herbáceos mais densos das plantações de eucalipto. Entretanto, algumas considerações a respeito da distribuição das abundâncias de *Caluromys philander* se fazem necessárias.

Em florestas primárias da Amazônia central *Caluromys philander* foi significativamente mais abundante em alturas de aproximadamente 15 metros do que no nível do chão (Malcolm, 1991), sendo notadamente capaz de atravessar uma matriz de vegetação aberta em uma paisagem fragmentada de Floresta Atlântica (Castro & Fernandez, 2004). A habilidade de *C. philander* em cruzar uma matriz de vegetação aberta sugere uma alta capacidade adaptativa desse marsupial em ocupar florestas secundárias, e aliada ao fato do presente estudo ter devotado todo esforço de armadilhagem para o chão e sub-bosque (\pm 1,5 m), era de se esperar que as capturas de *C. philander* fossem maiores em florestas secundárias. Não obstante, *C. philander* está presente em pelo menos um sítio de floresta primária além de Bituba, onde foi capturado no chão e no sub-bosque, visto que um indivíduo foi coletado na Estação utilizando armadilhas instaladas no dossel (Lambert *et al.*,

2005b). É possível, ainda, que suas populações sejam mais abundantes em florestas primárias do que em florestas secundárias, ou tanto quanto, uma vez que Malcolm (1997) observou uma maior abundância de *C. philander* em florestas primárias contínuas do que em ambientes modificados pelo efeito de borda.

Muito embora o presente estudo não tenha registrado algumas espécies em florestas primárias, assume-se que todas as espécies estejam presentes nestes ambientes, dado um esforço de armadilhagem suficientemente intenso e prolongado. Estudos sobre biodiversidade comumente são incapazes de detectar todas as espécies presentes numa localidade (Boulinier *et al.*, 1998; Nichols *et al.*, 1998), e isso pode estar relacionado ao fato de que muitas espécies são regionalmente ou localmente raras. Não obstante, a presença destas espécies em localidades perturbadas pode levantar evidências sobre relaxamento de pressão de predação (Lambert *et al.*, 2003; Terborgh *et al.*, 2001) ou de competição interespecífica (Nupp & Swihart, 2001; Songer *et al.*, 1997). Dentre outros fatores, a tolerância à matriz é, provavelmente, o principal determinante a viabilizar a existência de certas espécies nos ambientes constantemente transformados pela ação humana e nos remanescentes de florestas primárias (Castro & Fernandez, 2004). A matriz composta por um mosaico de plantações de eucalipto e florestas secundárias de várias idades pode, inclusive, beneficiar algumas espécies da comunidade, como aponta as distribuições de *Marmosops pinheiroi*, *Monodelphis brevicaudata*, *Marmosops bishopi*, *Didelphis imperfecta*, *Micoureus* sp., *Proechimys guyannensis* e *Marmosa murina* (Figura 7).

De maneira geral, dentre as espécies presentes na região do Jari, os marsupiais não parecem ser negativamente afetados pelas mudanças na paisagem, estando virtualmente presentes em todos os habitats (Tabela 2). *Monodelphis brevicaudata*, *Metachirus nudicaudatus*, e *Didelphis marsupialis* foram reportados por outros estudos em ambientes

secundários (Eisenberg & Redford, 1999; Malcolm, 1997; Voss *et al.*, 2001), e presumivelmente estão presentes nestes ambientes, na região do Jari. Da mesma maneira, é bastante provável que *Chironectes minimus*, uma espécie semi-aquática, esteja presente nas florestas secundárias da Jari Celulose, corriqueiramente banhadas por igarapés. Previsões acerca da ocorrência de *Marmosops* sp., *M. parvidens*, *Metachirus nudicaudatus*, *Philander opossum* e *Didelphis marsupialis* em plantações de eucalipto, onde estas espécies não foram coletadas, são um tanto arriscadas, uma vez que nenhum estudo dessa natureza fora anteriormente realizado. Entretanto, seria razoável supor que *D. marsupialis* esteja eventualmente presente nestes ambientes, por se tratar de uma espécie bastante generalista e por existirem registros em ambientes abertos ou outros habitats modificados para outras localidades (Voss *et al.*, 2001). Todavia, é provável que as demais espécies mencionadas sejam incapazes de habitar tais ambientes. A ausência de *P. opossum*, *C. minimus*, *D. imperfecta*, *M. murina* e *Micoureus* sp. em florestas primárias devem ser resultantes de artefatos da amostragem, no entanto as três últimas foram comuns em florestas secundárias e plantações eucaliptos (Figura 7 e 8), indicando que tais espécies são favorecidas por perturbações no ambiente. Tal fato levanta indícios de que a competição interespecífica pode contribuir para a estruturação da comunidade de pequenos mamíferos. Outra possibilidade é a de que, aliada à maior capacidade desses marsupiais de habitarem ambientes perturbados, a diminuição da densidade de predadores acarretaria numa maior distribuição dessas espécies nesses ambientes (Lambert *et al.*, 2003).

Ao contrário dos marsupiais, os resultados sugerem que os roedores são mais suscetíveis às mudanças na paisagem (Tabela 2). Cerca da metade das espécies de roedores foram capturadas exclusivamente em florestas primárias e a outra metade foi capturada em florestas primárias e/ou secundárias. Presumivelmente, *Proechimys cuvieri* e *Neacomys*

paracou estão também presentes em florestas secundárias, uma vez que outro estudo realizado na Guiana Francesa registrou aproximadamente metade dos indivíduos dessas espécies nestes ambientes (Voss *et al.*, 2001). Contudo, apenas cinco das 18 espécies de roedores foram registradas em plantações de eucalipto, evidenciando a inadequação desses ambientes em abrigar a maioria dos roedores da região do Jari. A ausência de espécies altamente arborícolas, como *E. chrysurus* e *R. leucodactylus*, em florestas secundárias e plantações de eucalipto reforça os resultados obtidos por Malcolm (1995), que verificou uma diminuição da diversidade de espécies arborícolas com o aumento da descontinuidade do dossel. A colonização por espécies arborícolas e escansoriais dos habitats menos estratificados, e conseqüentemente mais descontínuos, irá depender da capacidade delas se movimentarem em rotas mais próximas ao chão e que eventualmente façam uso deste substrato (Malcolm & Ray, 2000). As distribuições das abundâncias de *O. bicolor*, *O. auyantepui*, *Marmosops* sp., *M. parvidens*, *M. bishopi*, *M. pinheiroi*, *Micoureus* sp., *M. demerarae*, *Marmosa murina* e *C. philander*, indicam que habitats menos estratificados não impõem barreiras para a movimentação dessas espécies arborícolas ou escansoriais, ainda que algumas delas sejam mais abundantes em florestas primárias. Entretanto, este não parece ser o caso de *O. rutilus* (Figura 7). Já os roedores terrestres *Oryzomys macconnelli* e *O. emmonsae* devem depender de condições tipicamente de florestas primárias, assim como sugerem estudos anteriores (Lambert *et al.*, 2005a; Malcolm, 1997), sendo que o mesmo deve suceder para *Oryzomys* sp., espécie morfológicamente similar às duas últimas, ainda não descrita. Do mesmo modo como foi mencionado para os marsupiais *D. imperfecta*, *Micoureus* sp. e *Marmosa murina*, a ausência do roedores *Oecomys rex*, *O. trinitatis* e *Oligoryzomys fulvescens* nos sítios de floresta primária deve ser artefato da amostragem,

dado o status de raridade das espécies. Não obstante, os resultados apontam que o primeiro pode valer-se de plantações de eucaliptos e que os últimos ocorrem em florestas secundárias.

Modificações nos parâmetros das comunidades de pequenos mamíferos foram atribuídas a alterações na cobertura do dossel de florestas tropicais (Lambert *et al.*, 2005a; Malcolm & Ray, 2000). Estes estudos verificaram que mudanças relativamente pequenas ocasionadas pela diminuição da cobertura do dossel em florestas com extração seletiva de madeiras foram suficientes para gerar um aumento na riqueza e abundância da maioria das espécies de pequenos mamíferos. Embora o aumento na riqueza esteja relacionado ao aumento na abundância das espécies, e conseqüentemente a uma maior probabilidade de captura, este último está relacionado a uma maior densidade do sub-bosque, sendo especialmente evidente para as espécies tipicamente associadas a clareiras e outros ambientes secundários. Entretanto, a sucessiva perda da cobertura do dossel, associada às propriedades aditivas do efeito de borda (Malcolm, 1998), deve ocasionar a diminuição da riqueza e abundância das espécies após um certo limiar. Como indicam os resultados aqui obtidos, as alterações causadas pelo uso da terra destinado à produção silvicultural, na região do Jari, têm conseqüências para a fauna de pequenos mamíferos muito mais graves que as mudanças decorrentes da extração seletiva de madeiras e do efeito de borda em fragmentos florestais (Lambert *et al.*, 2005a; Malcolm, 1995, 1997; Malcolm & Ray, 2000). No presente cenário, alguns elementos da estrutura da vegetação (volume de troncos caídos, área basal de árvores e estratificação vertical da folhagem de 10 a 40 m), intimamente relacionados com a estrutura do dossel da floresta, apresentam um importante papel na estruturação das comunidades de pequenos mamíferos. A escassez desses elementos em florestas secundárias e plantações de eucaliptos apontam para comunidades com composições bastante alteradas em relação às florestas primárias. Em termos práticos, a recuperação da estrutura do dossel em

florestas secundárias somente pode ser obtida à custa de muitos anos de regeneração, e em plantações de eucalipto ela está totalmente fora de questão. Não obstante, é possível diminuir os efeitos negativos das plantações de eucalipto e dos seus espólios sobre a paisagem permitindo que a vegetação do sub-bosque regenere livremente. Stallings (1990) verificou uma fauna de pequenos mamíferos significativamente mais diversa em plantações de eucalipto com regeneração natural do sub-bosque que em plantações com o sub-bosque homogêneo (cortado). Além disso, é conveniente reduzir a extensão das plantações de eucalipto e aumentar as conexões com as florestas primárias a fim de facilitar a colonização das áreas em regeneração e possibilitar o fluxo gênico entre os habitats.

Efeitos do habitat e da estrutura da vegetação sobre a riqueza

Fatores locais como tipo de habitat e a estrutura da vegetação não foram capazes de prever a variação na riqueza de espécies de pequenos mamíferos, explicando pouco desta variação. A riqueza variou bastante dentro de cada tipo de habitat, notadamente para as florestas primárias e secundárias, o que pode estar relacionado com fatores em escala regional, tais como o grau de conectividade, extensão e forma das áreas, a matriz circundante e o tempo de regeneração, no caso das florestas secundárias. Entretanto, de maneira geral, os resultados sugerem que as plantações de eucalipto apresentam uma fauna de pequenos mamíferos menos rica que a dos demais habitats, especialmente quando comparadas com as florestas primárias (Figura 9). Essa tendência é reforçada por outros grupos taxonômicos, como aves, borboletas, besouros, cupins e formigas, que também apresentaram uma riqueza menor em plantações de eucalipto, ou outras espécies silviculturais, distribuídas nas regiões de florestas tropicais ao redor do mundo (Davis *et al.*, 2001; Jones *et al.*, 2003; Lawton *et al.*, 1998; Watt *et al.*, 2002). Porém, estudos que investiguem as relações de fatores em escala

regional, tais como os descritos acima, com a fauna de pequenos mamíferos podem contribuir enormemente para a compreensão da ecologia do grupo e para a conservação da biodiversidade na região do Jari e em outras paisagens semelhantes.

Efeitos da configuração da paisagem sobre a riqueza e composição de espécies

A ausência de autocorrelação espacial entre os sítios de amostragem e a composição de espécies, ainda que a distância em linha reta entre alguns pares de sítios seja de cerca de 70 km (Figura 1), indica que os pequenos mamíferos da região do Jari compartilham uma fauna com uma história biogeográfica em comum. Assim como foi evidenciado por análises biogeográficas anteriores, que utilizaram diversos táxons de mamíferos não-voadores, a região do Jari, incluída dentro da porção leste da sub-região da Guiana (ao norte da Bacia Amazônica e ao leste do rio Branco-rio Canorí), apresenta uma fauna tipicamente guianense, a qual teria compartilhado os processos históricos que moldaram as comunidades da região em questão (Patton *et al.*, 2000; Voss *et al.*, 2001).

A configuração da paisagem não apresentou efeito significativo sobre a composição da comunidade em qualquer uma das escalas testadas, sugerindo que a variação na composição de espécies de pequenos mamíferos deve ser mais fortemente condicionada pelos fatores locais do ambiente, como a estrutura da vegetação (veja discussão acima) ou a disponibilidade de recursos alimentares, presumivelmente devida à curta escala de percepção desses pequenos animais sobre o ambiente (Malcolm, 1997). Por outro lado, a configuração da paisagem teve efeito significativo sobre a riqueza de espécies nas duas maiores escalas avaliadas (5 e 10 km) (Figuras 11 e 12, respectivamente), onde o aumento da cobertura da vegetação composta por plantações de eucalipto e florestas secundárias de regeneração recente (< 5 anos) resultou numa menor riqueza de espécies. As diferenças estruturais mais

drásticas dos sítios com maior cobertura de plantações e florestas secundárias jovens estão associadas a um dossel com menor cobertura, e conseqüentemente, mais descontínuo. A baixa conectividade do dossel restringe os movimentos de espécies arborícolas e escansoriais, sendo que a inabilidade de certas espécies, especialmente das altamente arborícolas, de cruzar a matriz ou de utilizar rotas mais próximas ao chão resulta numa menor riqueza dessas espécies (Malcolm, 1995). Para espécies terrestres a matriz é uma barreira menos efetiva, mas ainda assim funciona como uma barreira seletiva, podendo levar táxons relacionados a terem respostas diferenciadas (Pires *et al.*, 2002). Uma vez que a matriz restringe a movimentação de diversas espécies e que a viabilidade dessas populações depende da colonização e dispersão entre as áreas, as populações presentes nos sítios com maior proporção de vegetação alterada estão mais vulneráveis a perda de variabilidade genética (Coulon *et al.*, 2004; Reed, 2004) e a eventos estocásticos, como a ocorrência de queimadas e de secas drásticas (Cochrane, 2001; Laurance & Williamson, 2001). Os sítios com cobertura proporcionalmente maior de plantações de eucalipto e florestas secundárias jovens perderam um maior número de espécies porque a tolerância à matriz e o grau de arborealidade estão inversamente relacionados com a propensão à extinção local (Castro & Fernandez, 2004).

A ausência de relações significativas com a riqueza em escalas espaciais menores (1 e 3 km) sugere que os efeitos das alterações no nível da paisagem, para fins de monocultivos silviculturais, sobre a comunidade de pequenos mamíferos podem ser detectáveis à partir de uma certa escala espacial entre 3 e 5 km. Desse modo, o manejo das áreas destinadas à produção de monoculturas silviculturais, que vise conciliar os esforços de conservação da biodiversidade, deve considerar a manutenção das suas áreas de operação dentro dos limites espaciais propostos acima.

6. Considerações finais

A região do Jari revelou uma fauna de pequenos mamíferos de riqueza bastante acentuada, demonstrando a importância da região em termos de diversidade biológica. Uma vez que a região apresenta extensas áreas já comprometidas com a produção de celulose, reforça-se a urgência de um plano de manejo adequado que atenda metas conservacionistas para manutenção dessa biodiversidade. O tipo de habitat tem papel estruturador nas comunidades e a composição de espécies varia significativamente entre ambientes estruturalmente mais complexos, representados pelas florestas primárias, e menos complexos, representados pelas florestas secundárias e plantações de eucalipto. Ainda que as áreas estudadas estejam abertas à colonização, uma vez que a maior parte das espécies está presente nos três tipos de habitats, é importante salientar que as comunidades locais sofrem alterações na composição e que algumas espécies experimentam destinos drásticos devido à perda, fragmentação e modificações do ambiente. As extensas áreas de operação da empresa impõem um maior grau de isolamento às mesmas, que aliadas ao intenso manejo, previnem a regeneração do sub-bosque nas plantações de eucalipto e dificultam a dispersão e colonização das áreas em regeneração *a posteriori*. Florestas secundárias e plantações de eucalipto poderiam abrigar uma fauna de pequenos mamíferos potencialmente mais diversa através da adoção de estratégias de manejo que incluem: menor extensão das áreas de operação, maior intercalação e conexão com áreas de florestas primárias, além da regeneração natural do sub-bosque em plantações de eucalipto. Tais ações são medidas mitigadoras dos efeitos danosos associados à perda do dossel, as quais aumentam a permeabilidade da matriz e facilitam o fluxo gênico entre as áreas, diminuindo a vulnerabilidade das populações às extinções locais.

Literatura citada

- Adler, G.H. 1995. Fruit and seed exploitation by Central American spiny rats, *Proechimys semispinosus*. *Studies of Neotropical Fauna and Environment*, 30 (3): 237-244.
- Animal Care and Use Committee 1998. *Guidelines for the capture, handling, and care of mammals as approved by the American Society of Mammalogists*. (<http://www.mammalsociety.org/committees/content.asp?ID=1>).
- August, P.V. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology*, 64 (6): 1495-1507.
- Belbin, L. 1992. *PATN: Pattern Analysis Package*. Commonwealth Scientific Industrial Research Organization (CSI-RO), Canberra, Australia.
- Boulinier, T.; Nichols, J.D.; Sauer, J.R.; Hines, J.E.; Pollock, K.H. 1998. Estimating species richness: the importance of heterogeneity in species detectability. *Ecology*, 79 (3): 1018-1028.
- Bowman, J.C.; Sleep, D.; Forbes, G.J.; Edwards, M. 2000. The association of small mammals with coarse woody debris at log and stand scales. *Forest Ecology and Management*, 129 (1-3): 119-124.
- Canaday, C. 1996. Loss of insectivorous birds along a gradient of human impact in Amazonia. *Biological Conservation*, 77 (1): 63-77.
- Castro, E.B.V.; Fernandez, F.A.S. 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. *Biological Conservation*, 119 (1): 73-80.
- Cochrane, M.A. 2001. Synergistic Interactions between Habitat Fragmentation and Fire in Evergreen Tropical Forests. *Conservation Biology*, 15 (6): 1515-1521.
- Colwell, R.K. 2005. *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. (purl.oclc.org/estimates).
- Coulon, A.; Cosson, J.F.; Angibault, J.M.; Cargnelutti, B.; Galan, M.; Morellet, N.; Petit, E.; Aulagnier, S.; Hewison, A.J.M. 2004. Landscape connectivity influences gene flow in a roe deer population inhabiting a fragmented landscape: an individual-based approach. *Molecular Ecology*, 13 (9): 2841-2850.

- Danielson, B.J. 1991. Communities in a landscape: the influence of habitat heterogeneity on the interactions between species. *The American Naturalist*, 138 (5): 1105-1120.
- Davis, A.J.; Holloway, J.D.; Huijbregts, H.; Krikken, J.; Kirk-Spriggs, A.H.; Sutton, S.L. 2001. Dung beetles as indicators of change in the forests of northern Borneo. *Journal of Applied Ecology*, 38 (3): 593-616.
- DeWalt, S.J.; Maliakal, S.K.; Denslow, J.S. 2003. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management*, 182 (1-3): 139-151.
- Eisenberg, J.F.; Redford, K.H. 1999. *Mammals of the Neotropics. The Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil*. Vol. 3. The University of Chicago Press, Chicago, USA. 609 pp.
- Emmons, L.H. 1980. Ecology and resource partitioning among nine species of African rain forest squirrels. *Ecological Monographs*, 50 (1): 31-54.
- Emmons, L.H.; Feer, F. 1990. *Neotropical Rainforest Mammals: A Field Guide*. The University of Chicago Press, Chicago, USA. 281 pp.
- Fearnside, P.M. 1999a. Forests and global warming mitigation in Brazil: opportunities in the Brazilian forest sector for responses to global warming under the "clean development mechanism". *Biomass & Bioenergy*, 16 (3): 171-189.
- Fearnside, P.M. 1999b. Plantation forestry in Brazil: the potential impacts of climatic change. *Biomass & Bioenergy*, 16 (2): 91-102.
- Fearnside, P.M. 2000. Uncertainty in land-use change and forestry sector mitigation options for global warming: Plantation silviculture versus avoided deforestation. *Biomass & Bioenergy*, 18 (6): 457-468.
- Fearnside, P.M. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences. *Conservation Biology*, 19 (3): 680-688.
- Fleming, T.H. 1973. Numbers of mammal species in North and Central American forest communities. *Ecology*, 54 (3): 555-563.
- Forget, P.M.; Merona, J.M.R.; Julliot, C. 2001. The effects of forest type, harvesting and stand refinement on early seedling recruitment in a tropical rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, 17 (4): 593-609.

- Gillespie, T.R.; Chapman, C.A.; Greiner, E.C. 2005. Effects of logging on gastrointestinal parasite infections and infection risk in African primates. *Journal of Applied Ecology*, 42 (4): 699-707.
- Gotelli, N.J.; Colwell, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4 (4): 379-391.
- Guariguata, M.R.; Ostertag, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*, 148 (1-3): 185-206.
- Hamer, K.C.; Hill, J.K.; Benedick, S.; Mustafa, N.; Sherratt, T.N.; Maryati, M.; K., C.V. 2003. Ecology of butterflies in natural and selectively logged forests of northern Borneo: the importance of habitat heterogeneity. *Journal of Applied Ecology*, 40 (1): 150-162.
- Hoch, G.A.; Adler, G.H. 1997. Removal of black palm (*Astrocaryum standleyanum*) seeds by spiny rats (*Proechimys semispinosus*). *Journal of Tropical Ecology*, 13 (1): 51-58.
- Houghton, R.A.; Skole, D.L.; Nobre, C.A.; Hackler, J.L.; Lawrence, K.T.; Chomentowski, W.H. 2000. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. 403 (6767): 301-304.
- Janos, D.P.; Sahley, C.T.; Emmons, L.H. 1996. Rodent dispersal of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi in Amazonian Peru. *Ecology*, 76 (6): 1852-1858.
- Jones, D.T.; Susilo, F.X.; Bignell, D.E.; Hardiwinoto, S.; Gillison, A.N.; Eggleton, P. 2003. Termite assemblage collapse along a land-use intensification gradient in lowland central Sumatra, Indonesia. *Journal of Applied Ecology*, 40 (2): 380-391.
- Laidlaw, R.K. 2000. Effects of Habitat Disturbance and Protected Areas on Mammals of Peninsular Malaysia. *Conservation Biology*, 14 (6): 1639-1648.
- Lambert, T.D.; Adler, G.H.; Riveros, C.M.; Lopez, L.; Ascanio, R.; Terborgh, J. 2003. Rodents on tropical land-bridge islands. *Journal of Zoology*, 260 (2): 179-187.
- Lambert, T.D.; Malcolm, J.R.; Zimmerman, B.L. 2005a. Effects of mahogany (*Swietenia macrophylla*) logging on small mammal communities, habitat structure, and seed predation in the southeastern Amazon Basin. *Forest Ecology and Management*, 206 (1-3): 381-398.

- Lambert, T.D.; Malcolm, J.R.; Zimmerman, B.L. 2005b. Variation in small mammal species richness by trap height and trap type in southeastern Amazonia. *Journal of Mammalogy*, 86 (5): 982-990.
- Laurance, W.F.; Cochrane, M.A.; Bergen, S.; Fearnside, P.M.; Delamônica, P.; Barber, C.; D'Angelo, S.; Fernandes, T. 2001. Environment: the future of the Brazilian Amazon. *Science*, 291 (5503): 438-439.
- Laurance, W.F.; Williamson, G.B. 2001. Positive Feedbacks among Forest Fragmentation, Drought, and Climate Change in the Amazon. *Conservation Biology*, 15 (6): 1529-1535.
- Lawton, J.H.; Bignell, D.E.; Bolton, B.; Bloemers, G.F.; Eggleton, P.; Hammond, P.M.; Hodda, M.; Holt, R.D.; Larsen, T.B.; Mawdsley, N.A.; Stork, N.E.; Srivastava, D.S.; Watt, A.D. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature*, 391 (6662): 72-76.
- Mac Nally, R.; Parkinson, A.; Horrocks, G.; Conole, L.; Tzaros, C. 2001. Relationships between terrestrial vertebrate diversity, abundance and availability of coarse woody debris on south-eastern Australian floodplains. *Biological Conservation*, 99 (2): 191-205.
- Malcolm, J.R. 1991. Comparative abundances of neotropical small mammals by trap height. *Journal of Mammalogy*, 72 (1): 188-192.
- Malcolm, J.R. 1994. Edge effects in Central Amazonian forest fragments. *Ecology*, 75 (8): 2438-2445.
- Malcolm, J.R. 1995. Forest structure and the abundance and diversity of neotropical small mammals. *In*: Lowman, M.D.; Nadkarni, N.M. (Eds). *Forest Canopies*. Academic Press, New York, USA. p. 179-196.
- Malcolm, J.R. 1997. Biomass and diversity of small mammals in Amazonian forest fragments. *In*: Laurance, W.F.; Bierregaard Jr., R.O. (Eds). *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press, Chicago, USA. p. 207-221.
- Malcolm, J.R. 1998. A Model of Conductive Heat Flow in Forest Edges and Fragmented Landscapes. *Climatic Change*, 39 (2-3): 487-502.

- Malcolm, J.R. 2004. Ecology and conservation of canopy mammals. *In*: Lowman, M.D.; Rinker, H.B. (Eds). *Forest Canopies*. Elsevier Academic Press, USA, New York. p. 297-331.
- Malcolm, J.R.; Ray, J.C. 2000. Influence of timber extraction routes on central African small-mammal communities, forest structure, and tree diversity. *Conservation Biology*, 14 (6): 1623-1638.
- Mangan, S.A.; Adler, G.H. 1999. Consumption of arbuscular mycorrhizal fungi by spiny rats (*Proechimys semispinosus*) in eight isolated populations. *Journal of Tropical Ecology*, 15 (6): 779-790.
- McCune, B.; Grace, J.B. 2002. *Analysis of Ecological Communities*. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA. 300 pp.
- McCune, B.; Mefford, M.J. 1999. *PC-ORD for Windows. Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 4.25. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- MMA 2003. *Fragmentação de Ecossistemas: Causas, Efeitos Sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas*. Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília, Brasil.
- Nichols, J.D.; Boulinier, T.; Hines, J.E.; Pollock, K.H.; Sauer, J.R. 1998. Inference Methods for Spatial Variation in Species Richness and Community Composition When Not All Species Are Detected. *Conservation Biology*, 12 (6): 1390-1398.
- Nupp, T.E.; Swihart, R.K. 2001. Assessing competition between forest rodents in a fragmented landscape of midwestern USA. *Mammalian Biology*, 66 (6): 345-356.
- Pardini, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation*, 13 (13): 2567-2586.
- Pardini, R.; de Souza, S.M.; Braga-Neto, R.; Metzger, J.P. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation*, 124 (2): 253-266.
- Patton, J.L.; da Silva, M.N.F.; Malcolm, J.R. 2000. Mammals of the Rio Juruá and the evolutionary and ecological diversification of Amazonia. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 244: 1-306.
- Pires, A.S.; Lira, P.K.; Fernandez, F.A.S.; Schittini, G.M.; Oliveira, L.C. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation*, 108 (2): 229-237.

- Reed, D.H. 2004. Extinction risk in fragmented habitats. *Animal Conservation*, 7 (2): 181-191.
- Shukla, J.; Nobre, C.A.; Sellers, P. 1990. Amazon deforestation and climate change. *Science*, 247 (4948): 1322-1325.
- Skole, D.; Tucker, C.J. 1993. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. *Science*, 260 (5116): 1905-1910.
- Songer, M.A.; Lomolino, M.V.; Perault, D.R. 1997. Niche dynamics of deer mice in a fragmented old-growth-forest landscape. *Journal of Mammalogy*, 78 (4): 1027-1039.
- Spangenberg, A.; Grimm, U.; Silva, J.R.S.; Fölster, H. 1996. Nutrient store and export rates of *Eucalyptus urograndis* plantations in eastern Amazonia (Jari). *Forest Ecology and Management*, 80 (1-3): 225-234.
- Stallings, J.R. 1990. The importance of understorey on wildlife in a Brazilian eucalypt plantation. *Revista Brasileira de Zoologia*, 7 (3): 267-276.
- Terborgh, J.; Lopez, L.; Nunez, P.; Rao, M.; Shahabuddin, G.; Orihuela, G.; Riveros, M.; Ascanio, R.; Adler, G.H.; Lambert, T.D.; Balbas, L. 2001. Ecological Meltdown in Predator-Free Forest Fragments. *Science*, 294 (5548): 1923-1926.
- Uhl, C.; Barreto, P.; Veríssimo, A.; Vidal, E.; Amaral, P.; Barros, A.C.; Souza, C.; Johns, J.; Gerwing, J. 1997. Natural resource management in the Brazilian Amazon. *Bioscience*, 47: 160-168.
- Van Wagner, C.E. 1968. The line intersect method in forest fuel sampling. *Forest Science*, 14 (1): 20-26.
- Voss, R.S.; Emmons, L.H. 1996. Mammalian diversity in neotropical lowland rainforest: a preliminary assessment. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 230: 1-115.
- Voss, R.S.; Lunde, D.P.; Simmons, N.B. 2001. The mammals of Paracou, French Guiana: A neotropical lowland rainforest fauna part 2. Nonvolant species. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 263: 1-236.
- Watt, A.D.; Stork, N.E.; Bolton, B. 2002. The diversity and abundance of ants in relation to forest disturbance and plantation establishment in southern Cameroon. *Journal of Applied Ecology*, 39 (1): 18-30.

- Wells, K.; Pfeiffer, M.; Lakim, M.B.; Linsenmair, K.E. 2004. Use of arboreal and terrestrial space by a small mammal community in a tropical rain forest in Borneo, Malaysia. *Journal of Biogeography*, 31 (4): 641-652.
- Wilkinson, L. 1998. *SYSTAT: The system for statistics*. Version 8.0. SPSS Inc., Evanston, Illinois, USA.
- Zar, J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*. 4th ed. Prentice-Hall, Inc., Upper Saddle River, New Jersey, USA. 931 pp.

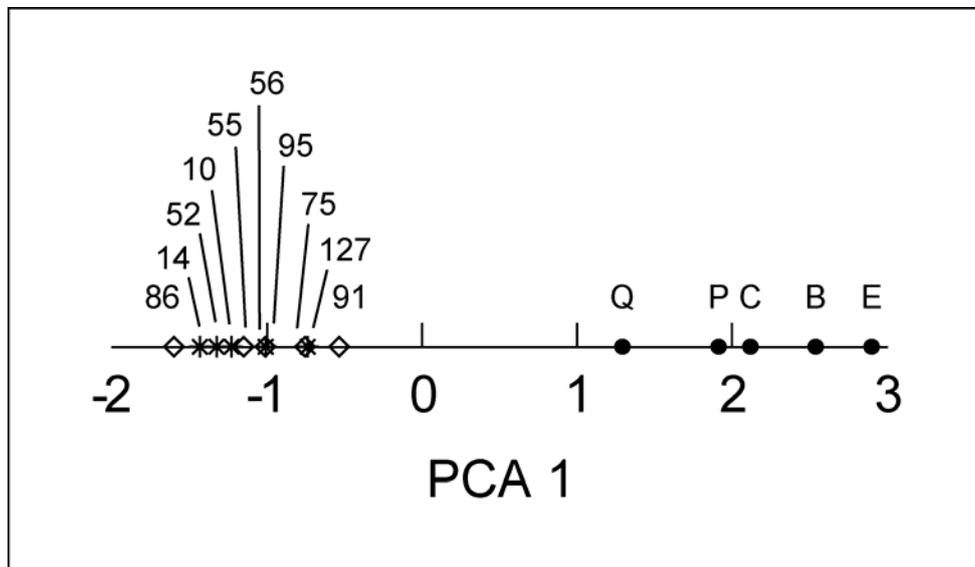
Apêndice 1. Porcentagem da variância explicada (*eigenvalues*) pelos dois primeiros eixos de ordenação (PCA 1 e 2) da Análise de Componentes Principais usada para sumarizar a estrutura da vegetação, e pesos (*loadings*) atribuídos às variáveis utilizadas para caracterizar a estrutura da vegetação nos 15 sítios de amostragem estudados na região do Jari (D-Q = estratificação vertical da folhagem no intervalo de 10 a 40 metros; Z-D = estratificação vertical da folhagem no intervalo de 0 a 10 metros; VTC = volume de troncos caídos; DA = densidade de indivíduos arbóreos; ABA = área basal de indivíduos arbóreos).

Variável	<i>Loadings</i>	
	PCA 1	PCA 2
D-Q	0,923	0,253
Z-D	-0,244	-0,792
VTC	0,913	-0,332
DA	-0,411	0,783
ABA	0,874	0,226
<i>Eigenvalues</i>	2,677	1,467
Variância explicada (%)	53,534	29,332

Apêndice 2. Posição (*score*) dos sítios de amostragem em relação ao primeiro eixo de ordenação (PCA 1) do gradiente indireto formado pela ordenação das variáveis de estrutura da vegetação através da Análise de Componentes Principais, com os sítios de amostragem arranjados de forma ascendente [ver também Apêndice 3 (FP = floresta primária; FS = floresta secundária; PE = plantação de eucalipto)].

Sítio	<i>Score</i>	Hábitat
Capoeira 86	-1,601	FS
Eucalipto 14	-1,434	PE
Eucalipto 52	-1,327	PE
Eucalipto 10	-1,229	PE
Capoeira 55	-1,152	FS
Capoeira 56	-1,013	FS
Eucalipto 95	-1,010	PE
Capoeira 75	-0,755	FS
Eucalipto 127	-0,738	PE
Capoeira 91	-0,535	FS
Quaruba	1,298	FP
Pacanari	1,919	FP
Castanhal	2,124	FP
Bituba	2,545	FP
Estação	2,907	FP

Apêndice 3. Posição relativa de cada sítio de amostragem em relação ao primeiro eixo de ordenação (PCA 1) do gradiente indireto formado pela ordenação das variáveis de estrutura da vegetação através da Análise de Componentes Principais. Os sítios de plantação de eucalipto e floresta secundária estão representados pelos números das áreas de operação da empresa Jari Celulose S.A., e os sítios de floresta primária pela primeira letra do respectivo nome, conforme Figura 1 e Apêndice 2 (● = floresta primária; ◇ = floresta secundária; * = plantação de eucalipto).



Apêndice 4. Detalhes dos 15 sítios de amostragem estudados na região do Jari (FP = floresta primária; FS = floresta secundária; PE = plantação de eucalipto; Z-D = estratificação vertical da folhagem no intervalo de 0 a 10 metros; D-Q = estratificação vertical da folhagem no intervalo de 10 a 40 metros; ABA = área basal de indivíduos arbóreos; DA = densidade de indivíduos arbóreos; VTC = volume de troncos caídos; n/a = não se aplica).

Sítio	Habitat	Z-D (m)	D-Q (m)	ABA (m ² .ha ⁻¹)	DA (ha ⁻¹)	VTC (m ³ .ha ⁻¹)	Ano de desmatamento	Tempo de pousio
Bituba	FP	2.1	9.6	31.82	440.00	138.61	n/a	n/a
Castanhal	FP	1.9	8.0	33.97	510.00	115.11	n/a	n/a
Estação	FP	2.7	12.4	30.52	508.00	153.61	n/a	n/a
Pacanari	FP	2.3	7.8	28.00	429.00	128.70	n/a	n/a
Quaruba	FP	2.8	9.7	25.72	569.00	73.75	n/a	n/a
Capoeira 55	FS	4.1	1.8	7.12	358.00	61.68	1974	desde 1990
Capoeira 56	FS	3.6	2.6	9.86	341.00	35.70	1975	desde 1985
Capoeira 75	FS	3.7	1.9	21.47	479.00	26.85	1976	desde 1989
Capoeira 86	FS	3.8	2.1	19.21	1017.00	15.37	1977	desde 1987
Capoeira 91	FS	3.4	2.4	7.74	301.00	91.17	1978	desde 1991
Eucalipto 10	PE	1.7	3.4	8.47	684.00	17.25	1970	0
Eucalipto 14	PE	2.0	3.5	7.53	621.00	2.23	1970	0
Eucalipto 52	PE	1.9	3.4	9.02	717.00	0.09	1973	0
Eucalipto 95	PE	2.4	5.2	15.79	873.00	0.00	1979	0
Eucalipto 127	PE	1.5	3.8	13.68	577.00	3.86	1980	0