Paula Ribeiro Prist

Análise espacial da distribuição da fauna de vertebrados
de médio e grande porte frente a dois padrões de
desmatamento típicos da floresta Amazônica, na região de
Alta Floresta - MT

Spatial analysis of midsized and large-bodied vertebrates according to two
typical deforestation patterns of the Amazon forest in Alta Floresta region -
MT State

São Paulo

2011

Paula Ribeiro Prist

Análise espacial da distribuição da fauna de vertebrados
de médio e grande porte frente a dois padrões de
desmatamento típicos da floresta Amazônica, na região de
Alta Floresta - MT

Spatial analysis of midsized and large-bodied vertebrates according
to two typical deforestation patterns
of the Amazon forest in
Alta Floresta region - MT State

Prist, Paula Ribeiro

Título: Análise espacial da distribuição da fauna de vertebrados de médio
e grande porte frente a dois padrões de desmatamento típicos da
Amazônia brasileira, na região de Alta Floresta - MT.

São Paulo

2011

Paula Ribeiro Prist

Análise espacial da distribuição da fauna de vertebrados
de médio e grande porte frente a dois padrões de
desmatamento típicos da floresta Amazônica, na região de
Alta Floresta - MT

Spatial analysis of midsized and large-bodied vertebrates according
to two typical deforestation patterns
of the Amazon forest in
Alta Floresta region - MT State.

Dissertação apresentada ao Instituto
de Biociências da Universidade de
São Paulo, para a obtenção do Título
de Mestre em Ecologia na Área de
Ecologia de Ecossistemas Terrestres.

Orientador(a): Dr. Jean Paul Metzger

São Paulo

2011

Ficha Catalográfica

Prist, Paula Ribeiro

Análise espacial da distribuição da fauna de vertebrados de médio e grande porte frente a dois padrões de desmatamento típicos da floresta Amazônica, na região de Alta Floresta - MT

126 páginas

Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia.

1. Padrões de desmatamento; 2. Grandes vertebrados; 3. Ecologia de paisagem; 4. Configuração da paisagem; 5. Amazônia Brasileira; Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências. Departamento de Ecologia.

Comissão Julgadora:

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr.(a). Jean Paul Metzger
Orientador(a)

Dedicatória

À Floresta Amazônica.....

Epígrafe

“Muitos acreditam que a floresta será cortada a qualquer custo e, conseqüentemente, argumentam que deveríamos nos preocupar com outros problemas. Um dos maiores impedimentos à ação é o fatalismo. O fatalismo age como um dissuador de ações. Embora o futuro dependa das decisões humanas, os limites também existem. Não podemos continuar destruindo florestas sem conseqüências terríveis e duradouras.”

Philip M. Fearnside

"Era preciso vencer o medo; e o grande medo, meu maior medo na viagem, eu vencera ali, naquele mesmo instante, em meio à desordem dos elementos e à bagunça daquela situação. Era o medo de nunca partir. Sem dúvida, este foi o maior risco que corri: não partir."

Amyr Klink

Agradecimentos

Ao meu orientador, Prof. Dr. Jean Paul Metzger, pelo apoio, confiança e paciência depositados em mim, pela compreensão nas dificuldades encontradas, e pelos ensinamentos e conhecimento transmitidos durante todo o período da dissertação.

À minha co-orientadora, Dra. Fernanda Michalski, pela orientação, pela ajuda essencial durante toda a coleta de dados em campo, pelo apoio, paciência e conhecimento transmitido. À Darren Norris, pela ajuda e conhecimento transmitidos durante o trabalho de campo.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de mestrado.

Ao Instituto Pró-Carnívoros pelo apoio e empréstimo do veículo utilizado na coleta de campo.

A todos os proprietários de Alta Floresta e Carlinda, por permitir a realização dos trabalhos de campo em suas propriedades e por sempre terem uma água gelada a nossa disposição ao sairmos dos remanescentes florestais de suas propriedades.

Ao Laboratório de Ecologia de Paisagem (LEPAC) do Departamento de Ecologia (IB-USP) pelo apoio logístico durante as análises. Ao Wellington e Leandro, por resolverem todos os problemas operacionais de ArcGIS.

A Olivia Miranda e Marina Gea pela ajuda no trabalho de campo e pelo tempo que passamos juntas em Alta Floresta.

Aos amigos Fernanda Abra, Mariane Biz, Leandro Tambosi, Mariana Vidal, Thais Nícia, Melina, D2, Paula Lira, Kiwi e todos os outros alunos do Lepac pelas contribuições e distrações durante o desenvolvimento deste trabalho.

À Geraldo e Alex Correia pela assistência de campo, e pela amizade. À Nélia Correia pelo carinho e suporte oferecidos.

À minha família, por me apoiar, incentivar e acreditar em mim, incondicionalmente, em todos os momentos.

As minhas amoras queridas por estarem sempre presentes.

E ao meu noivo Mauro Tolentino, que esteve do meu lado nos melhores e piores momentos, me esperando, me apoiando e me ajudando mesmo a distância.

Índice

Resumo	01
Abstract	02
Capítulo 1. Introdução Geral	
1.1 O desmatamento na Amazônia brasileira	04
1.2 As conseqüências do desmatamento	07
1.3 Estrutura da paisagem e fragmentação	14
1.4 Vertebrados de médio e grande porte	21
1.5 A importância do estudo dos padrões de desmatamento	24
1.6 Objetivos e abordagem	28
1.7 Referências Bibliográficas	29
Capítulo 2. How deforestation pattern in the Amazon influences vertebrates richness and community composition	
2.1 Abstract	46
2.2 Introduction	47
2.3 Material and Methods	49
2.4 Results	56
2.5 Discussion	58
2.6 Conservation Implications	63
References	72
Supplementary online material	81
Capítulo 3. Considerações Finais	90
Referências Bibliográficas	98
Anexos	101

Resumo Geral

A Amazônia Brasileira possui diversos tipos de padrão de desmatamento, variando do típico padrão “espinha-de-peixe”, comum em pequenas propriedades, para grandes áreas desmatadas (padrão grandes propriedades), resultando em paisagens com diferentes estruturas, configuração e nível de perturbação. A teoria sugere que uma perda desproporcional de espécies ocorre quando a cobertura total de habitat cai para menos de 30% da paisagem, e a configuração passa então a ter um maior efeito sobre as espécies. Para analisar o efeito da configuração de habitat na persistência e riqueza de vertebrados de médio e grande porte (aves e mamíferos) foram amostradas 21 paisagens (4 x 4 km) do sul da Amazônia com quantidade similar de habitat (~25%), mas configurações de paisagem contrastantes. Entrevistas (n = 150) foram aplicadas de Fevereiro a Julho de 2009 para registrar a ocorrência de vertebrados, e o nível de perturbação das 21 paisagens, compostas de sete áreas controle (áreas não perturbadas de floresta contínua), sete paisagens com padrão de grandes propriedades e sete de espinhas-de-peixe. Métricas de paisagem foram extraídas de uma imagem Landsat-TM de 2009 e de 14 imagens Landsat-TM bianuais, para determinar o melhor preditor para a persistência das espécies. Existiu uma diferença significativa na riqueza de espécies entre os padrões espinha-de-peixe, grandes propriedades e as áreas controle, com uma média de 29.28 (SD=4.6), 38.8 (SD=5.2), e 43.5 (SD=2.2), respectivamente. Nós também encontramos um maior número de espécies especialistas nas áreas controle (média $\pm$ SD = 13.7 $\pm$ 0.95) e grandes propriedades (média $\pm$ SD = 11.71 $\pm$ 2.2), quando comparadas ao padrão espinha-de-peixe (média $\pm$ SD = 5.14 $\pm$ 2.6). Os resultados da NMDS mostram que a comunidade de vertebrados de médio e grande porte das áreas controle é muito similar à comunidade encontrada nas unidades de grande propriedade, além de todas as unidades de área controle e grande propriedade serem homogêneas entre si. Por outro lado, as unidades espinha-de-peixe, além de apresentarem uma maior heterogeneidade entre suas unidades, também se mostrou muito dissimilar em relação às outras paisagens, tanto para a comunidade de vertebrados quanto para a comunidade de espécies especialistas. O padrão espinha-de-peixe também apresentou uma alta intensidade de queimadas, retirada de madeira e pressão de caça, enquanto que o padrão grandes propriedades apresentou uma leve intensidade de queimada e uma alta pressão de caça, e as áreas controle não apresentaram nenhum sinal de perturbação. O número de espécies e o número de espécies especialistas foram negativamente afetados pelo número de fragmentos e, secundariamente, pela idade de isolamento. Assim, quanto maior o número de fragmentos na paisagem e maior o tempo de isolamento, menor será a riqueza de espécies e o número de espécies especialistas. Nossos resultados demonstram que o padrão grandes propriedades leva a uma estrutura de paisagem mais favorável para a biodiversidade. Este tipo de paisagem pode manter um alto número de espécies e uma comunidade de vertebrados de médio e grande porte mais diversa, incluindo predadores de topo e grandes cracídeos, considerados fundamentais para a integridade do ecossistema, sendo mais similar às áreas controle. Por outro lado, o padrão espinha-de-peixe leva a uma paisagem mais fragmentada, com uma comunidade de vertebrados mais pobre e dominada por espécies generalistas.

Abstract

The Brazilian Amazon has several types of deforestation patterns, varying from the typical “fishbone pattern” common in small properties, to large deforested areas (large-property pattern), resulting in landscapes with different structure, configuration and disturbance levels. Theory suggests that a disproportionate loss of species occurs when total habitat cover decreases to less than 30% of the landscape, and the landscape configuration starts to have a large effect over species. To analyse the effects of the habitat configuration on the persistence and richness of mid-sized and large-bodied vertebrates (mammals and birds), we have sampled 21 landscapes in the southern Amazonia with similar amounts of habitat (~25%) but contrasting configuration. Interviews (n = 150) were used from February to July 2009 to record the occurrence of vertebrates and the disturbance degree in the 21 landscapes, composed of seven control areas (undisturbed areas of continuous forest), seven large-properties and seven fishbone deforestation patterns. Forest-patch metrics were extracted from a 2009 Landsat-TM image and from 14 bi-annual Landsat-TM images to examine the best predictor to species persistence. There was a significant difference in species richness between fishbone, large-property and control areas with an average of 29.28 (SD=4.6), 38.8 (SD=5.2), and 43.5 (SD=2.2), respectively. We also found a higher number of specialist species in control areas (mean $\pm$ SD = 13.7 $\pm$ 0.95) and large-properties (mean $\pm$ SD = 11.71 $\pm$ 2.2), when compared with fish-bone pattern (mean $\pm$ SD = 5.14 $\pm$ 2.6). NMDS results show vertebrate community in control areas are very similar to the ones found in large-property sites, beyond all landscapes (control areas and large properties) are homogeneous among themselves. On the other hand the fish-bone landscapes are very dissimilar from them and heterogeneous among each other, concerning both the large vertebrate community and the specialist species community. The fish-bone pattern also shows a heavy intensity of fire, selective logging and hunting pressure while the large-property pattern shows a light intensity of fire and a heavy hunting pressure whereas the control areas show no sign of disturbance. The number of species and the number of specialist species were negatively affected by the number of fragments and secondarily by the isolation age. Therefore the greater the number of fragments in the landscape unit and the older is the isolation process, the fewer is the species richness as well as the number of specialist species. Our results demonstrated that large-property pattern leads to a landscape structure that is better for biodiversity. This type of landscape can maintain a higher number of species and a more diverse community of large vertebrates, including top predators and large cracids, considered fundamental for the integrity of the ecosystem, being more similar to the control areas. On the other hand, the fish-bone pattern leads to a more fragmented landscape with a poorest vertebrate community and dominated by generalist species.

Capítulo 01

Introdução Geral

1. Introdução Geral

1.1 Desmatamento na Amazônia Brasileira

O Brasil tem o maior bioma de floresta úmida do mundo, a Amazônia, que cobre cerca de 60% do território brasileiro, e corresponde a um quinto das reservas mundiais de água doce (Margulis 2003). A Amazônia é a maior e mais diversa floresta tropical (Ferraz et al. 2005), abrangendo mais de seis milhões de km² em nove países da América do Sul e mais da metade dos remanescentes de floresta tropical do mundo (Laurance et al. 2002a; Laurance et al. 2004). Abriga pelo menos 40.000 espécies de plantas, 427 de mamíferos, 1.294 de aves, 378 de répteis e 427 de anfíbios e cerca de 3.000 espécies de peixes (Silva et al. 2005).

A Floresta Amazônica também passa pelas mais rápidas taxas de desmatamento mundial (Fearnside and Barbosa 2004). De vinte a quarenta mil km² de floresta são desmatados a cada ano (Fig. 1), com uma área comparável sendo degradada por extração de madeira, fragmentação florestal e incêndios (Nepstad et al. 1999).

Fig. 1. Taxas anuais de desmatamento da Amazônia Legal entre os anos de 2000 a 2010. Fonte: INPE 2011.

Considerando todos os nove países amazônicos, 76.1% do desmatamento entre os anos de 1990 e 2007 ocorreram apenas no Brasil (Peres et al. 2010), com o estado do Mato Grosso sendo o número um do ranking em contribuição para este desmatamento (Fig. 2) (Righi et al. 2009; Michalski et al. 2010).

Fig. 2. Taxas anuais de desmatamento dos estados do Mato Grosso (MT), Pará (PA) e Rondônia (RO), entre os anos de 2000 a 2010. Fonte: INPE 2011.

Altas taxas de desmatamento ameaçam a conservação da biodiversidade ao redor do mundo (Sánchez-Cordero et al. 2005). Brasil e Indonésia juntos contam com 20.3% da perda global de floresta tropical do mundo desde a década de 1980, sendo que 60.6% desta perda se concentrou entre os anos de 2000 a 2005 (Rudel et al. 2009). Os índices de desmatamento na Amazônia vêm aumentando desde 1991 com o processo de desmatamento num ritmo variável, mas rápido (Fearnside 2005).

Até a década de 50, a ocupação da Amazônia limitava-se à região litorânea e às faixas de terras ribeirinhas dos principais rios navegáveis. Os ciclos de exploração econômica desta época pouco alteravam este quadro, já que se tratava de atividades

extrativistas (Costa 1997). Assim, a floresta Amazônica brasileira permaneceu intacta até o início da era “moderna” do desmatamento, com a inauguração da rodovia Transamazônica e com o início da intensa ocupação da região, em 1970 (Fearnside 2005).

A Amazônia possui as maiores taxas de imigração de qualquer região do Brasil, e é geralmente caracterizada como uma válvula de escape para reduzir a superlotação, as tensões sociais e o deslocamento de agricultores de outras partes do país (Laurance et al. 2002b). Os estados do Mato Grosso, Pará (a leste) e Rondônia, foram os pontos focais iniciais deste processo migratório, que se iniciou nos anos 50 e 60 (Smeraldi et al. 1996), com a maioria dos colonos vindo do sul do Brasil, especialmente do estado do Paraná (Batistella et al. 2000).

Diversas condições sociais, econômicas e geográficas influenciam a quantidade de desmatamento, e como resultado, a Amazônia possui atualmente áreas em diferentes estágios de dano (Ferraz et al. 2009). Assim, o desmatamento na Amazônia não está distribuído de maneira uniforme, mas concentrado ao longo do chamado “arco do desmatamento”, cujos limites vão: do sudeste do estado do Maranhão, norte do Tocantins, sul do Pará, norte do Mato Grosso, Rondônia e sul do Amazonas e sudeste do Acre (Figura 3), abrangendo o sul e o leste da Amazônia Brasileira (Ferreira et al. 2005; Boyle 2008).

Figura 3 – Arco do desmatamento amazônico brasileiro, com as partes em vermelho e em rosa representando as áreas desmatadas e as áreas em verde representando as áreas de floresta (mapa do ano de 2003; fonte: INPE, 2011)

1.2 As consequências do desmatamento

Desmatamento pode ser definido como um processo de transformação da área de floresta, com a substituição da vegetação original por outra (Flamenco-Sandoval et al. 2007), levando a um processo que divide grandes áreas de habitat contínuo em pequenos pedaços de remanescentes florestais, isolados por uma matriz de habitat diferente do original (Collinge 1996). O desmatamento é o processo mais drástico de degradação entre as possíveis mudanças de cobertura de terra (Flamenco-Sandoval et al. 2007).

A conversão e a degradação da floresta foram rapidamente aceleradas desde a construção das estradas e do início dos projetos de colonização suportados pelo governo Brasileiro na década de 1970 (Peres et al. 2010), alterando e mudando os padrões espaciais das paisagens de alguns estados da Amazônia (Batistella and Moran 2005; Malanson et al. 2007).

Padrões de desmatamento podem ser definidos de acordo com o tamanho e a distribuição espacial das áreas desmatadas (Oliveira-Filho and Metzger 2006), sendo altamente influenciados pela história econômica e pela dinâmica temporal e espacial da colonização (Dale et al. 1993). Dois processos diferentes de desmatamento são identificados na Amazônia Brasileira: o desmatamento em parcelas pequenas, gerenciadas por pequenos agricultores, e o desmatamento em grandes parcelas, geralmente associadas a grandes fazendas de criação de gado (Ferraz et al. 2005).

Programas de colonização estabelecidos pelo governo brasileiro e pelo Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA) na década de 1970 destinaram lotes para pequenos proprietários, em faixas de até 100 km de largura ao longo das estradas (Escada and Alves 2001), dispostos sistematicamente, com um tamanho retangular de 25 a 100 ha (Metzger 2001), formando assim assentamentos ortogonais (Batistella et al. 2000).

Para facilitar o acesso destes pequenos proprietários aos mercados e assentamentos urbanos, as construtoras construíram rodovias de alimentação nas zonas de colonização, correndo fora da estrada de penetração principal, dispostas a 4 ou 5 km uma das outras (Goza 1994). Vistas do ar, as terras limpas nestas zonas lembravam uma espinha-de-peixe (Rudel et al. 2009). Este padrão de desmatamento é assim chamado por ter uma rodovia principal (a espinha- como, por exemplo, a Transamazônica BR-230 ou a Pará – Rondônia BR-364) e outras estradas secundárias

que partem perpendicularmente desta estrada principal (Pontius et al. 2007). Estas rodovias deram acesso a regiões de floresta antes isoladas e intactas (Rudel et al. 2009).

Nestes programas, cada lote era destinado a uma família, que desmatava inicialmente a parte da terra próxima à estrada para marcar uma posição e para começar a agricultura (Pontius et al. 2007), usando o lote progressivamente para o fundo da propriedade (Metzger 2001).

As taxas de desmatamento são geralmente altas nestes assentamentos. No primeiro ano de colonização as taxas anuais de desmatamento variam entre 2 e 3 ha por família e por lote (Fujisaka et al. 1996, Scatena et al. 1996), resultando em mais de 70% do desmatamento do lote nos primeiros vinte anos (Metzger 2001). Estes pequenos proprietários foram então importantes precursores do desmatamento (Rudel et al. 2009). Portanto, estes projetos de colonização criaram o chamado padrão de desmatamento “espinha-de-peixe”, caracterizado por propriedades retangulares (geralmente 200 x 2500 m em Alta Floresta) distribuídas em intervalos regulares ao longo de estradas (Oliveira-Filho and Metzger 2006).

O padrão de desmatamento espinha-de-peixe pode ser considerado como um dos principais padrões de ocupação do uso da terra na Amazônia Brasileira (Metzger 2001). Este padrão de desmatamento criou um efeito de borda ao longo da fronteira pasto-floresta e fragmentou habitats florestais em áreas extensas (Laurance et al. 2002a). Devido a sua simplicidade e repetitividade, este padrão pode ajudar a compreender o padrão de desmatamento no Brasil (Metzger 2001).

Soler and Verburg (2010) afirmam que os mais altos índices de desmatamento são encontrados dentro de projetos agrários, especialmente naqueles estabelecidos há mais de 20 anos. Michalski et al. (2010a) também observaram que

pequenas propriedades, responsáveis pela formação do padrão espinha-de-peixe, retêm uma menor proporção de floresta (20.7%) do que as grandes propriedades (55.6%). Assim, estes pequenos proprietários estão gradualmente contabilizando para uma fração cada vez maior do desmatamento anual total de toda a Amazônia, com a área total desmatada de muitas pequenas propriedades excedendo a área total desmatada de grandes propriedades (Oliveira-Filho and Metzger 2006; Michalski et al. 2010a).

O outro processo de desmatamento, o de grandes propriedades, é responsável pelo desmatamento de grandes áreas (≥ 1000 ha) para criação de gado extensiva (Oliveira-Filho and Metzger 2006), em um período específico de tempo (Ferraz et al. 2005), mas mantendo grandes fragmentos de floresta. Os proprietários são investidores de outras regiões do Brasil, especialmente sul e sudeste (Oliveira-Filho and Metzger 2006).

Este modelo de pecuária extensiva, junto com os esquemas de colonização governamentais, atraíram migrantes das áreas rurais mais desenvolvidas do Sul, resultando num desmatamento acelerado até o final dos anos 80, ameaçando parte considerável das florestas tropicais exuberantes da região (Smeraldi et al. 1996).

	EP	GP
1984
1986
1988
1990
1992
1994
1996
1998
2000
2003
2005
2006
2009

Figura 4. A evolução do desmatamento no padrão espinha-de-peixe e no padrão grande propriedades, entre os anos de 1984 a 2009.

O tipo de uso da terra predominante nas partes desmatadas da região do arco do desmatamento Amazônico é a pastagem para gado, não somente em áreas de grandes fazendas de gado, mas também em terras inicialmente derrubadas por pequenos proprietários para roças de culturas anuais (Fearnside 1989). A criação de gado é responsável por 70% do desmatamento da Amazônia Brasileira (Malhi et al. 2008).

Na Amazônia, as estradas são as maiores condutoras do desmatamento e dos incêndios conseqüentes (Nepstad et al. 2001; Kirby et al. 2006; Fearnside 2007). Há assim uma alta correlação entre a densidade de estradas e o índice de desmatamento de uma região (Soler and Verburg 2010).

Estradas e rodovias geralmente facilitam invasões de caçadores, mineradores, colonos e especuladores de terra, um fenômeno conhecido como “efeito da caixa de pandora” (Ferraz et al. 2009). Na floresta Amazônica, por exemplo, 95% de todo o desmatamento e queimadas ocorrem dentro de um raio de 50 km de estradas e rodovias (Ferraz et al. 2009; Laurance et al. 2009). Devido ao acesso que promovem, as estradas podem provocar um aumento do desmatamento, mesmo em áreas vizinhas que possuem uma densidade menor de estradas (Fearnside 2007).

Na Amazônia, o desmatamento e os incêndios estão fortemente ligados (Adeney et al. 2009). Quando comparado ao restante da Amazônia, o arco do desmatamento possui florestas com menor biomassa (e árvores com diâmetro menor), e um clima mais seco (Righi et al. 2009). Estas características aumentam os riscos de queimadas em até 65% em relação ao resto da Amazônia, quando as terras são limpas e preparadas para a agricultura e pastagem (Righi et al. 2009). Ademais, estas florestas continuam sendo degradadas, pois as populações rurais, quase que invariavelmente, utilizam os remanescentes florestais para uma porção de propósitos (Michalski and Peres 2005). Esta degradação é dada assim pela extração de madeira,

pelos incêndios (facilitados pelo corte seletivo) e efeitos da fragmentação e formação das áreas de borda (Fearnside 2005).

A extração de madeira aumenta consideravelmente a vulnerabilidade da floresta ao fogo. A morte das árvores de maior porte seca o sub-bosque e aumenta a carga de combustível neste estrato, elevando o risco de futuras queimadas e da completa destruição da floresta (Fearnside 2005). Esta interação entre retirada de madeira e fogo é uma chave sinérgica nos trópicos, constituindo uma das maiores ameaças aos vertebrados tropicais (Laurance and Useche 2009), e outros grupos de animais. Laurance et al. (2002b), por exemplo, descobriram que a fumaça de incêndios próximos a fragmentos perturbava fortemente a comunidade de borboletas, acelerando a perda de espécies de interior de floresta.

Com a criação de redes de estradas florestais, a exploração de madeira permite também o acesso de caçadores a populações antes inexploradas de animais selvagens e ainda diminui o custo do transporte da carne de caça para o mercado (Laurance et al. 2007). A caça também está entre as mais importantes atividades antropogênicas. Assim, muitos animais, particularmente primatas, antas e cracídeos, declinam quando caçados por colonos, mesmo em áreas com pouca perturbação de habitat (Cullen et al. 2000).

Os primeiros impactos do desmatamento incluem a perda de biodiversidade (Ferraz et al. 2005; Fearnside 2005), a invasão de espécies exóticas (Ferraz et al. 2005), a redução da ciclagem da água, o aumento das emissões dos gases de efeito estufa (Fearnside 2005), além do aumento da duração da estação seca (Costa and Pires 2010). No mundo, o desmatamento das florestas tropicais é responsável por quase 20% de todas as emissões de gases responsáveis pelo efeito estufa, ultrapassando a emissão de todos os meios de transporte juntos (van Solinge 2010).

No Brasil, 70% das emissões estão relacionadas com desmatamento e mudanças no uso do solo (Fearnside and Guimarães 1996)

Laurance et al. (2001) prevêem que até 2020 cerca de 42% da Amazônia Brasileira terá sido desmatada e Soares-Filho et al. (2006) prevêem que até 2050 o estado do Mato Grosso terá perdido 76% de suas florestas, por ser uma das regiões com maior ocupação humana e com poucas áreas de proteção integral.

O desmatamento em grande escala pode deprimir o sucesso reprodutivo, alterar a abundância e levar a uma menor distribuição da biota florestal (Sodhi et al. 2009). O desmatamento leva à fragmentação do habitat, aumentando os impactos da caça nas populações e aumentando suas probabilidades de extinção (Cullen et al. 2000; Boyle 2008; Sodhi et al. 2009).

1.3 Estrutura da paisagem e fragmentação

Paisagens são áreas espacialmente heterogêneas, constituídas de mosaicos de manchas de habitat (Turner 1989). A estrutura da paisagem é geralmente definida em termos de composição e configuração (Dunning et al. 1992). Estes são respectivamente, o tipo e quantidade de cada mancha presente na paisagem, e a relação espacial entre eles (Langlois et al. 2001). Alguns aspectos da configuração utilizados para se distinguir diferentes paisagens incluem: o número de fragmentos, a agregação do habitat e a complexidade do formato dos fragmentos (Bennett and Saunders 2010).

A fragmentação de habitat é diferente da perda de habitat, pois reflete aspectos de configuração (e.g. número de fragmentos de habitat, densidade de borda, formato da mancha), e não apenas a quantidade total de habitat em uma paisagem (Swift and Hannon 2010). Assim, a fragmentação de habitat é um componente da configuração

da paisagem (Langlois et al. 2001; McGarigal and Cushman 2002), sendo geralmente definida como um processo durante o qual uma grande extensão de habitat é transformada em uma série de pequenas manchas de área menor, isoladas umas das outras por uma matriz de habitat diferente da original (Wilcove et al. 1986; van den Berg et al. 2001; Ewers and Didham 2006).

Este processo de fragmentação criado pelos diversos tipos de desmatamento resulta na criação de habitats de baixa qualidade para um grande número de espécies (MMA 2003), afetando diversos processos e fatores biológicos, como tamanho populacional, dispersão de espécies, estrutura e quantidade de habitat disponível e probabilidade de invasão (Pardini et al. 2005). As implicações disso são muito variáveis, pois as espécies com diferentes estratégias e histórias de vida são diferentemente afetadas pela fragmentação de habitat (Chiarello 2000; Gehring and Swihart 2003; Ewers and Didham 2006), e o entendimento destas respostas pode ser um importante precursor de estratégias de conservação e manejo. Ademais, espécies que habitam áreas fragmentadas também estão mais vulneráveis à caça do que espécies que vivem em áreas de floresta contínua (Cullen et al. 2000). Assim, perda florestal e fragmentação estão entre as mais sérias ameaças à biodiversidade tropical (Saunders et al. 1991; Fahrig 2003; Laurance et al. 2008).

A fragmentação de habitat, no seu sentido mais amplo, possui quatro componentes principais: perda do habitat original, aumento no número de manchas, redução do tamanho das manchas e aumento do isolamento das manchas, e todos estes aspectos contribuem para o declínio da biodiversidade biológica (Wilcox 1980; Fahrig 2003).

Os efeitos da fragmentação de habitat na riqueza de espécies vêm sendo estudados utilizando-se as teorias de biogeografia de ilhas (MacArthur and Wilson

1967) e de metapopulação (Levins 1969). A teoria de biogeografia de ilhas considera que ilhas maiores possuem um maior número de espécies do que ilhas menores (MacArthur and Wilson 1967) e que o declínio no número de espécies em ilhas menores se deve a estas ilhas serem amostras aleatórias das áreas fontes; e o conceito de metapopulação considera que a persistência das espécies depende da colonização e extinção das populações locais (Levins 1969). Estas duas teorias estão relacionadas, pois trabalham com o mesmo processo fundamental de ecologia populacional, a colonização e extinção de populações em habitats fragmentados ou em ilhas (Andrén 1995).

A partir disso, espera-se que pedaços de habitat menores e mais isolados em uma paisagem tenham uma riqueza de espécies relativamente menor, assim como uma menor abundância e um maior risco de extinção das populações (Bender et al. 2003). Mas a área do fragmento e o isolamento, sozinhos, nem sempre são responsáveis pelas mudanças observadas na composição das espécies em habitats fragmentados. Outras características estruturais da paisagem como o formato dos remanescentes de habitat, sua distribuição na paisagem (Schneider 2001), a extensão da borda, a matriz circundante e as perturbações passadas podem influenciar fortemente a resposta das espécies (Laurance 1997). Algumas mudanças na estrutura da paisagem, como a redução na proporção de um tipo de habitat ou o aumento do isolamento do fragmento, podem, por exemplo, alterar a habilidade de dispersão dos organismos (Fahrig and Merriam 1994).

Espécies que não podem dispersar efetivamente como resultado da mudança na estrutura da paisagem podem sofrer uma redução no seu tamanho populacional (Fahrig and Merriam 1994), uma vez que manchas de habitat isoladas geralmente suportam populações pequenas, que recebem pouca ou nenhuma imigração,

aumentando assim sua probabilidade de extinção (Pimm et al. 1988; Fahrig and Merriam 1994; Bender et al. 2003). Assim, o isolamento do habitat pode influenciar na distribuição e abundância da vida selvagem, sendo um componente chave para prever a distribuição de organismos em populações espacialmente divididas (Bender et al. 2003).

Paisagens humanas fragmentadas geralmente mantêm algum grau de conectividade terrestre por meio da matriz ao redor dos fragmentos (Gascon et al. 1999). A matriz muitas vezes atua como um filtro seletivo (não uma barreira absoluta) para o movimento das espécies através da paisagem, com o tipo de vegetação determinando o tamanho do poro do filtro (Gascon et al. 1999). Quando a matriz é utilizada para dispersão, a conectividade da paisagem é uma combinação da composição, configuração da paisagem e da capacidade de movimentação dos organismos pela matriz (Taylor et al. 1993).

Com a intensificação da fragmentação, a quantidade de habitat diminui e a proporção de área de borda e a distância entre as populações aumenta (Cagnolo et al. 2009). A qualidade do habitat é também cada vez mais afetada por espécies exóticas e condições climáticas alteradas nas fronteiras das manchas (Banks et al. 2005), onde ocorre o chamado “efeito de borda”, caracterizado por mudanças nas condições físicas e biológicas (Fischer and Lindenmayer 2007), resultante das rápidas alterações estruturais e micro-climáticas associadas à transição abrupta entre dois ecossistemas adjacentes (Murcia 1995). Os efeitos de borda abióticos se referem a mudanças nas variáveis físicas como radiação, temperatura, umidade, velocidade do vento e nutrientes no solo (Weathers et al. 2001). Os efeitos de borda bióticos são mudanças nas variáveis biológicas como na composição das espécies, padrões de competição, predação e parasitismo (Valladares et al. 2006). Alguns fatores provavelmente

aumentam a presença e a magnitude do efeito de borda (Fischer and Lindenmayer 2007), como o alto contraste estrutural entre o habitat e a matriz, as altas velocidades de vento, as altas temperaturas, além da presença de espécies pioneiras, exóticas e invasoras, que se beneficiam de ambientes de borda (Harper et al. 2005).

Essas mudanças podem ser percebidas por organismos florestais até 400 m em relação à borda mais próxima. Porém, a maioria dos efeitos negativos, como invasão de espécies generalistas e invasoras, aumento da temperatura e diminuição da umidade relativa do ar, ressecamento do solo, alta mortalidade de árvores, redução da altura do dossel, entre outros efeitos deletérios, ocorrem principalmente nos primeiros 100 m de distância da borda (Laurance et al. 2002a). Tipicamente, a riqueza de espécies é negativamente correlacionada com a distância da borda do fragmento (Ewers and Didham 2006), além da composição da comunidade de espécies ser alterada (Ewers and Didham 2006).

Andrén (1994) propõe a existência de um limiar crítico de fragmentação na quantidade total de vegetação remanescente (entre 10 e 30%), abaixo do qual a conectividade da paisagem é quebrada em vários fragmentos isolados e a riqueza e abundância das espécies local é dependente do tamanho e do isolamento dos fragmentos que restaram. Assim, os efeitos da configuração espacial das manchas se manifestariam essencialmente em paisagens com um percentual de cobertura de habitat menor que 30%, onde a perda de conectividade é particularmente severa (Fahrig 2003) e populações restritas a estes pequenos remanescentes de hábitat estariam mais propensas à extinção do que populações que permaneceram em fragmentos florestais grandes (Ewers and Didham 2006), ocorrendo uma perda desproporcionada de espécies nestas paisagens (Radford et al. 2005).

Pardini et al. (2010) concordam com a existência de um valor de limiar universal (entre 10 e 30%) de cobertura vegetal remanescente e expandem esta hipótese, propondo que este limiar de fragmentação representa um primeiro passo para um mecanismo de feedback positivo que tem a capacidade de prejudicar a resiliência ecológica, e levar a mudanças irreversíveis na biodiversidade destas paisagens fragmentadas. Neste estudo, em paisagens com baixa cobertura de habitat (10%), existiam de três a cinco vezes menos espécies especialistas do que nas paisagens mais florestadas, e esta perda de espécies era dependente do isolamento, com a conectividade da paisagem e a resiliência ecológica sendo perdidas. Assim, estas paisagens com baixa quantidade de habitat remanescente não possuem mais potencial para responder a intervenções humanas que visem a conservação, como programas de restauração de pequenas manchas ou o reestabelecimento de corredores, pois perderam sua resiliência ecológica (Pardini et al. 2010).

Já em áreas com quantidade alta e intermediária de habitat (30 e 50%), Pardini et al. (2010) encontraram uma maior riqueza e abundância de espécies, pois os fragmentos se encontravam menos isolados. Assim em áreas altamente conectadas espera-se encontrar uma maior riqueza de espécies, pois a colonização é promovida, reduzindo os riscos de extinção (Lindborg and Eriksson 2004). Desta forma, a conectividade da paisagem aumenta a viabilidade populacional para muitas espécies (Beier and Noss 1998).

A conectividade pode ser classificada em estrutural e funcional (Metzger and Décamps 1997; Uezu et al. 2005). A conectividade estrutural está relacionada ao padrão da paisagem e a densidade, largura, qualidade e complexidade dos corredores, a distância entre as manchas, a estrutura da matriz e a densidade de *stepping stones* (Metzger and Décamps 1997; Beier and Noss 1998). Já a conectividade funcional é

medida pela intensidade dos fluxos biológicos, sendo uma interação entre os aspectos estruturais da paisagem e a capacidade de uma espécie de interesse se movimentar através dela (Sieving et al. 1996, 2000). Uma maior conectividade pode ser resultante de fluxos através dos corredores, *stepping stones* (pequenos remanescentes de habitat dispersos na paisagem, ou até mesmo árvores isoladas) ou mesmo da matriz, caso esta seja mais permeável, com estrutura similar à da vegetação nativa (Beier and Noss 1998).

Os efeitos em longo prazo da fragmentação são muito pouco conhecidos, já que a maioria dos estudos vem sendo realizados em fragmentos com menos de 30 anos de idade. Muitos efeitos da fragmentação não ocorrem imediatamente após a perda de habitat, porque nem todos os indivíduos ou espécies exibem respostas em curto prazo a estas mudanças (Ewers and Didham 2006). Alguns autores consideram a escala de tempo de 50 a 90 anos como suficiente para assegurar um equilíbrio dinâmico nos padrões de diversidade. Porém, mesmo esse período pode não ser longo o suficiente para permitir a exibição do espectro total dos efeitos da fragmentação, principalmente para organismos de longa vida ou que apresentam déficit ecológico mais longo (Ewers and Didham 2006).

Estas defasagens de tempo (*time lags*) (Tilman et al. 1994) ocorrem quando uma resposta ecológica a uma perturbação se torna aparente apenas algum tempo após a perturbação em si (Swift and Hannon 2010). Modelos de simulações têm sugerido que esta defasagem na resposta ecológica é pronunciada quando a taxa da perda de habitat é rápida em relação ao tempo de resposta demográfica do organismo (Schrott et al. 2005). Assim, muitas populações são melhores previstas pelo passado do que pela estrutura atual do habitat (Swift and Hannon 2010). Por exemplo, Lindborg and Eriksson (2004) encontraram uma defasagem de tempo de 50 a 100

anos na resposta de espécies de plantas em relação às mudanças na conectividade da paisagem.

Claramente, o futuro de muito da biodiversidade tropical depende da nossa capacidade de entender os impactos em longo-prazo da fragmentação florestal (Laurance et al. 2008). Tipicamente, fragmentos são incapazes de suportar todos os indivíduos vivos, fato mostrado por subseqüentes reduções na abundância e riqueza de espécies através do tempo (Ewers and Didham 2006). Assim, para a manutenção das espécies é crucial identificar quais elementos estruturais de paisagens fragmentadas são necessários para a persistência dos mesmos.

Como processos ecológicos dependem da distribuição espacial dos remanescentes florestais, o padrão de desmatamento possui um importante papel no funcionamento da nova paisagem dominada pelo uso humano (Franklin and Forman 1987; Metzger 2000).

A diversidade biológica não pode ser conservada apenas dentro de áreas protegidas, uma vez que a maior parte do território não usufrui desta proteção (Cuarón 2000). Assim, entender e prever como plantas e animais irão responder à perturbação do habitat é um grande desafio (Bernard and Fenton 2007).

1.4 Vertebrados de médio e grande porte

Os vertebrados de médio e grande porte têm um importante papel no funcionamento, manutenção e regeneração das florestas tropicais, pois apresentam funções ecológicas vitais, sendo como predadores de topo de cadeia alimentar que regulam herbívoros generalistas (Terborgh et al. 2001), ou como dispersores de sementes (Parry et al. 2007), atuando na polinização, folivoria e frugivoria (Sazima et

al. 1982), além de terem um importante papel na regeneração florestal (Barlow and Peres 2006).

Os mamíferos também servem como indicadores de conservação, sendo úteis para se prever como desmatamentos futuros podem afetar outras espécies (Soares-Filho et al. 2006). Ademais as aves são consideradas também como boas indicadoras de perturbação em florestas tropicais (Barlow and Peres 2006). Espécies de grande massa corpórea são particularmente sensíveis durante os primeiros estágios da perda de habitat (Henle et al. 2004), e por consequência os níveis tróficos mais altos se extinguem antes das espécies de níveis tróficos mais baixos (Bascompte and Solé 1998). A perda de mamíferos de médio e grande porte geralmente resulta em fortes cascatas tróficas, com profundas consequências tanto nos níveis tróficos mais altos, quanto nos mais baixos (Wright et al. 1994; Palmer et al. 2008). Terborgh et al. (2001) mostraram que a ausência de predadores em fragmentos florestais na Venezuela levou a um aumento dramático dos herbívoros, o que por sua vez levou a uma série de efeitos cascata, reduzindo inclusive os níveis de recrutamento de árvores.

Na Floresta Amazônica Brasileira, a maioria das espécies de plantas requer animais para a dispersão de sementes (Parry et al. 2007). Cerca de 90% das espécies de árvores neotropicais e até 98% das plantas pequenas de sub-bosque são dispersadas por aves e mamíferos (Gentry 1982). Por exemplo, no nordeste do Brasil, Silva and Tabarelli (2000) estimaram que pelo menos 31.6% das árvores dispersadas por vertebrados dependem de grandes aves para a dispersão de sementes.

Peres (2000) estima que pelo menos 16 milhões de mamíferos são mortos por caçadores a cada ano. Em áreas onde não há pressão de caça, Holbrook and Loiselle

(2009) encontraram uma taxa de remoção de sementes maior (89.4%) do que em áreas com pressão de caça presente (66.8%). De forma similar, Nunez-Iturri et al. (2008) encontraram que algumas sementes têm sua dispersão reduzida em até 46% em áreas onde primatas têm suas populações diminuídas pela caça. Assim, a caça e outras atividades antrópicas que alteram a abundância de dispersores reduzem a chance da dispersão de sementes, devido à redução do número de dispersores ou porque habitats alterados dificultam a movimentação dos animais (Wright et al. 2000).

Quando os humanos alteram os ecossistemas, os grandes mamíferos geralmente são as primeiras espécies a desaparecer, sendo caçados por sua carne, pele e chifres (Pringle 2011). O mesmo ocorre para os grandes carnívoros, devido a suas baixas densidades, grandes requerimentos espaciais e potenciais conflitos com humanos (Crooks 2002; Michalski and Peres 2007), além de sofrerem perseguição humana por terem importância cinegética ou representarem ameaças diversas como o ataque a criações (Woodfroffe and Ginsberg 1998).

Os vertebrados de médio e grande porte estão entre os grupos mais utilizados pelos seres humanos, seja para a alimentação, seja como animais de estimação, ou como componentes da religião e da cultura em algumas comunidades, além de serem fonte de recursos econômicos (Cuarón 2000). São animais notoriamente difíceis de serem estudados, mesmo utilizando-se técnicas que consomem muito tempo e com capital intensivo, devido a suas baixas densidades populacionais e seu comportamento reservado (Norris et al. 2008).

Sabe-se que as espécies “percebem” a paisagem sob perspectivas diferentes (Gehring and Swihart 2003). Normalmente, espécies generalistas tendem a apresentar uma melhor adaptação aos ambientes fragmentados quando comparadas às espécies

especialistas (Gentile and Fernandez 1999), sendo geralmente beneficiadas pela fragmentação. Esta resposta é esperada, pois freqüentemente se tratam de animais com grande mobilidade, hábeis para uso de diversos habitats e itens alimentares, sendo capazes de explorar também as bordas (Dotta 2005). Assim, a fragmentação de habitat resultante do desmatamento florestal pode resultar em expansões da área de espécies generalistas (Songer et al. 1997), algumas das quais tendem a proliferar em ambientes antrópicos, e podem se tornar importantes reservatórios de doenças infecciosas ao homem (Owen et al. 2010; Pardini et al. 2010).

Em florestas tropicais, diversos estudos mostram uma clara redução na abundância de espécies e/ou riqueza de mamíferos em fragmentos, mas poucos estudos consideram outras variáveis além do tamanho do fragmento (Pardini 2004). A resposta destes animais à perturbação de habitat e à configuração da paisagem imposta pelos diferentes padrões de desmatamento ainda é pouco conhecida. A maior ameaça à extinção de mamíferos deve ocorrer nos locais onde as taxas de desmatamento são mais altas (Soares-Filho et al. 2006). Grelle (2005) prediz que até 2020 de 5 a 18% das espécies endêmicas de mamíferos amazônicos estarão ameaçadas de extinção. Este aumento nas taxas de extinção pode ser catastrófico para a estabilidade do ecossistema Amazônico, pois a perda de grupos funcionais pode provocar efeitos cascatas na extinção de espécies (Grelle 2005). Um melhor entendimento da resposta destes animais à configuração e estrutura da paisagem é necessário para acessar a eficiência de estratégias designadas para mitigar os impactos das atividades humanas na paisagem (Lindenmayer et al. 1999).

1.5 A importância do estudo dos padrões de desmatamento

Existe uma clara incompatibilidade entre a distribuição geográfica da degradação e conversão de florestas nos países amazônicos e a alocação espacial dos esforços das pesquisas ecológicas (Peres et al. 2010). As áreas mais desmatadas na Amazônia Brasileira são também as áreas menos estudadas, como os estados do Mato Grosso, Rondônia e Pará (Peres et al. 2010).

Em um mundo ideal, a ciência deveria influenciar no desenvolvimento de políticas em todas as áreas de empreendimento humano. Em nenhum outro tema este postulado é tão importante como é a questão do impacto humano sobre os recursos naturais. Infelizmente, o conhecimento científico gerado quase não foi traduzido em políticas e diretrizes para o manejo de florestas tropicais, particularmente para aquelas sobre graves ameaças (Tabarelli and Gascon 2005) como a floresta Amazônica Brasileira. Precisamos de uma melhor comunicação entre todos os segmentos da sociedade para desenvolver uma sábia gestão do uso da terra, poupando assim a necessidade de expansão de novas fronteiras através de novos desmatamentos (Michalski et al. 2010b). Um dos poucos exemplos de ligação entre ciência e política é o projeto BIOTA-Fapesp, que teve seus guias e mapas gerados pelo projeto adotados pelo Estado de São Paulo para promover melhorias nas políticas públicas de conservação da biodiversidade e em programas de restauração (Joly et al. 2010).

Este tipo de ligação entre ciência e política pode resultar em mudanças simples, mas dramáticas nos padrões atuais de uso da terra, com efeitos positivos para a biodiversidade e para os recursos naturais (Tabarelli and Gascon 2005). Por exemplo, através dos dados gerados pelo BIOTA, as secretarias do meio ambiente e da agricultura estabeleceram uma lei de zoneamento agro-ecológico, que proíbe a expansão da cana-de-açúcar para áreas que foram determinadas como prioritárias para conservação e para restauração pelo BIOTA (Joly et al. 2010).

A rápida percolação do conhecimento científico em políticas públicas relacionadas ao uso e ocupação da terra é uma necessidade urgente para salvar muitas regiões altamente ameaçadas, e gerenciar de forma pró-ativa as grandes regiões naturais que irão enfrentar grandes ondas de desenvolvimento em um futuro próximo (Tabarelli and Gascon 2005). Um exemplo desta falta de comunicação entre ciência e políticas públicas é a nova proposta do Código Florestal Brasileiro, que em sua elaboração ignorou a comunidade científica, e se for aprovado irá aumentar substancialmente as emissões de CO₂ e poderá provocar a extinção de mais de 100.000 espécies, segundo uma estimativa baseada na relação espécie-área, o que irá invalidar qualquer compromisso com a conservação da biodiversidade (Metzger et al. 2010).

Embora a proteção ambiental na Amazônia tenha começado a aumentar, a capacidade governamental de controlar o desmatamento ilegal, a extração de madeira, mineração e outras atividades ao longo da sua vasta fronteira ainda é inadequada (Laurance et al. 2002b).

Embora muitos vertebrados sejam altamente sensíveis à perda e modificação de habitat (Cuaron 2000), os efeitos do desmatamento e da configuração da paisagem sobre estas espécies ainda permanecem pouco compreendido. A velocidade e a escala da perda de floresta na Amazônia sublinham a urgência de obter estas informações, além destas serem imprescindíveis para se guiar e melhorar as práticas de manejo (Stone et al. 2009).

Avaliações dos impactos do desmatamento e da configuração da paisagem na diversidade de espécies e na viabilidade de populações de espécies ameaçadas estão entre as principais prioridades para as pesquisas futuras. Estratégias de conservação

que incentivem a implementação de um plano de uso de terra em sistemas de produção deve ser uma prioridade para a conservação da biodiversidade neste tipo de paisagem.

A região de Alta Floresta, MT, Brasil, localizada no “arco do desmatamento”, possui diversos tipos de padrões de desmatamento, variando do típico padrão “espinha-de-peixe” ao padrão de grandes propriedades. Michalski et al. (2008) estimaram que o município de Alta Floresta terá apenas 21% de sua cobertura vegetal em 2016.

Estudos empíricos que relacionem padrões de desmatamento e sua influência sobre a fauna de grandes vertebrados são escassos. Oliveira-Filho (2001) sugeriu como a extinção das espécies ocorreria nos dois padrões de desmatamento propostos neste estudo (espinha-de-peixe e grandes proprietários). Nas grandes propriedades, com maiores áreas de floresta, encontrariam-se espécies de interior de floresta, enquanto que no padrão espinha-de-peixe, com áreas teoricamente mais fragmentadas e isoladas, encontrariam-se espécies mais generalistas, com necessidade de pequenas áreas e com grande capacidade de movimentação. Apesar de suas previsões, estes modelos teóricos ainda não foram confrontados com dados coletados em campo. O entendimento da resposta de vertebrados de médio e grande porte aos diferentes padrões de desmatamento existentes é uma ferramenta importante para que planos e medidas de conservação sejam elaborados. O estudo destas espécies pode nos ajudar a compreender quais são as condições mínimas necessárias em uma paisagem para a manutenção de altos níveis de diversidade, uma vez que vertebrados de médio e grande porte, como os predadores de topo de cadeia, são considerados indicadores de biodiversidade e do estado de conservação do habitat.

1.6 Objetivos e abordagem

O objetivo geral desta dissertação foi avaliar as diferenças estruturais e os efeitos de dois padrões de desmatamento amazônicos, o desmatamento em “espinha-de-peixe” e o desmatamento característico de grandes propriedades, sobre a comunidade de vertebrados de médio e grande porte. A dissertação está estruturada em três capítulos, sendo este primeiro introdutório, o segundo em formato de artigo pronto para ser submetido para revista *Landscape Ecology*, contendo os resultados desta pesquisa, e o terceiro uma conclusão geral (considerações finais) com implicações para conservação.

No capítulo 2 avaliamos as diferenças estruturais entre os dois padrões de desmatamento típicos da Amazônia brasileira (padrão espinha-de-peixe e grandes propriedades) e seus efeitos sobre a riqueza e a composição da comunidade de vertebrados de médio e grande porte. Analisamos, especificamente, quais os componentes da configuração da paisagem, em paisagens com baixa quantidade de habitat remanescente ($< 30\%$), são os melhores preditores para prever a ocorrência de espécies e de espécies especialistas. Ao obter maior conhecimento da resposta destas espécies às diferentes configurações de paisagem impostas por estes padrões de desmatamento, esperamos identificar diretrizes para que futuros desmatamentos na região amazônica sejam realizados com um menor impacto para a biodiversidade.

Referências Bibliográficas

- Adeney JM, Christensen JrNL, Pimm SL (2009) Reserves against deforestation fires in the Amazon. *PloS ONE* 4 (4) e5014
- Andrén H (1994) Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71:355-366
- Andrén H (1995) Population responses to habitat fragmentation: statistical power and the random sample hypothesis. *Oikos* 76:235-242
- Bascompte J, Solé R (1998) Effects of habitat destruction in a prey-predator metapopulation model. *Journal of Theoretical Biology* 195:383-393
- Banks SC, Finlayson GR, Lawson SJ, Lindenmayer DB, Paetkau D, Ward SJ, Taylor AC (2005) The effects of habitat fragmentation due to forestry plantation establishment on the demography and genetic variation of a marsupial carnivore, *Antechinus agilis*. *Biological Conservation* 122:581-597
- Barlow J, Peres CA (2006) Effects of single and recurrent wildfires on fruit production and large vertebrate abundance in a central Amazonian forest. *Biodiversity and Conservation* 15:985-1012
- Batistella M, Moran E (2005) Dimensões humanas do uso e cobertura das terras na Amazônia: uma contribuição do LBA. *Acta Amazônica* 35:239-247
- Batistella M, Brondizio ES, Moran EF (2000) Comparative analysis of landscape fragmentation in Rondônia, Brazilian Amazon. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*. Vol. XXXIII, Part B7 Amsterdam
- Beier P, Noss RF (1998) Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12:1241-1252

- Bender DJ, Tischendorf L, Fahrig L (2003) Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. *Landscape Ecology* 18:17-39
- Bennett AF, Saunders DA (2010) Habitat fragmentation and landscape change. In: Sodhi NS, Ehrlich PR. *Conservation Biology for All*. Oxford University Press. 52 p. <http://ukcatalogue.oup.com/product/9780199554249.do>
- Bernard E, Fenton MB (2007) Bats in a fragmented landscape: species composition, diversity and habitat interactions in savannas of Santarém, Central Amazônia, Brazil. *Biological Conservation* 134:332-343
- Boyle SA (2008) The Effects of Forest Fragmentation on Primates in the Brazilian Amazon. Doctoral dissertation, Arizona State University
- Cagnolo L, Valladares G, Salvo A, Cabido M, Zak M (2009) Habitat fragmentation and species loss across three interaction trophic levels: effects of life- history and food web traits. *Conservation Biology* 23: 1167-1175
- Chiarello AG (1999) Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89:71-82
- Chiarello AG (2000) Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. *Conservation Biology* 14:1649-1657
- Collinge SK (1996) Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning* 36:59-77
- Costa WM (1997) *O Estado e as Políticas Territoriais no Brasil*. Ed Contexto. 7ª edição p.83
- Costa MH, Pires GF (2010) Effects of Amazon and central Brazil deforestation scenarios on the duration of the dry season in the arc of deforestation. *International Journal of Climatology* 30:1970-1979

- Crooks KR (2002) Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16:488-502
- Cuarón AD (2000) A global perspective on habitat disturbance and tropical rainforest mammals. *Conservation Biology* 14:1574-1579
- Cullen LJr, Bodmer RE, Padua CV (2000) Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation* 95:49-56
- Dale VH, O'Neill RV, Pedlowski M, Southworth F (1993) Causes and effects of land-use changes in central Rondônia, Brazil. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 59:997-1005
- Dotta G (2005) Diversidade de Mamíferos de Médio e Grande Porte em Relação à Paisagem da Bacia do Rio Passa – Cinco, São Paulo. Dissertação de Mestrado, ESALQ
- Dunning JB, Danielson JB, Pulliam HR (1992) Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65:169-175
- Escada MIS, Alves DS (2001) Mudanças de Uso e Cobertura do Solo na Amazônia: Impactos Sócio-Ambientais na Ocupação de Regiões de Fronteira Agrícola. INPE. Relatório parcial. 45 p.
- Ewers RM, Didham RK (2006) Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Review* 81:117-142
- Fahrig L (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34:487-515
- Fahrig L, Merriam G (1994) Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8:50-59

- Fearnside PM (1989) A Ocupação Humana de Rondônia – Impactos, Limites e Planejamento. Programa Polonoroeste – Relatório de Pesquisa N° 5. SCT-PR – CNPQ
- Fearnside PM (2005) Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e consequências. Megadiversidade 1:113-123
- Fearnside PM (2007) Brazil's Cuiaba-Santarem (BR-163) highway: the environmental cost of paving a soybean corridor through the amazon. Environmental Management 39:601-614
- Fearnside PM, Guimarães WM (1996) Carbon uptake by secondary forests in Brazilian Amazon. Forest Ecology and Management 80:35-46
- Fearnside PM, Barbosa RI (2004) Accelerating deforestation in Brazilian Amazonia: towards answering open questions. Environmental Conservation 31:7-10
- Ferraz SFB, Vettorazzi CA, Theobald DM, Ballester MVR (2005) Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1984 and 2002 in central Rondônia, Brazil: assessment and future scenarios. Forest Ecology and Management 204:67-83
- Ferraz SFB, Vettorazi CA, Theobald DM (2009) Using indicators of deforestation and land-use dynamics to support conservation strategies: A case study of central Rondônia, Brazil. Forest Ecology and Management 257:1586-1595
- Ferreira LV, Venticinque E, Almeida S (2005) O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. Estudos Avançados 19:157-166
- Fischer J, Lindenmayer DB (2007) Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. Global Ecology and Biogeography 16:265-280

- Flamenco-Sandoval A, Ramos MM, Masera OR (2007) Assessing implications of land-use and land-cover change dynamics for conservation of a highly diverse tropical rain forest. *Biological Conservation* 138:131-145
- Franklin JF, Forman RTT (1987) Creating landscape patterns by forest cutting: ecological consequences and principles. *Landscape Ecology* 1:5-18
- Fujisaka S, Bell W, Thomas N, Hurtado L, Crawford E (1996) Slash-and-burn agriculture, conversion to pasture, and deforestation in two Brazilian Amazon colonies. *Agriculture Ecosystems & Environment* 59:115-130
- Gascon C, Lovejoy TE, Bierregaard JrRO, Malcolm JR, Stouffer PC, Vasconcelos HL, Laurance WF, Zimmerman B, Tocher M, Borges S (1999) Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91:223-229
- Gehring TM, Swihart RK (2003) Body size, niche breadth and ecologically scaled responses to habitat fragmentation: mammalian predators in an agricultural landscape. *Biological Conservation* 109:283-295
- Gentile R, Fernandez FAS (1999) Influence of habitat structure on a streamside small mammal community in a Brazilian rural area. *Mammalia* 63:29-40
- Gentry AH (1982) Patterns of Neotropical plant-species diversity. *Evolutionary Biology* 15:1-85
- Goza F (1994) Brazilian frontier settlement. The case of Rondônia. *Population and Environment* 16:37-60
- Grelle CEV (2005) Short Communication: Predicting extinction of mammals in the Brazilian Amazon. *Oryx* 39:347-350
- Harper KA, Macdonald SE, Burton PJ, Chen J, Brosnoks KD, Saunders SC, Euskirchen ES, Roberts D, Jaiteh MS, Essen PE (2005) Edge influence on

- forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology* 19:768-782
- Henle K, Davies KF, Kleyer M, Margules CR, Settele J (2004) Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13:207-251
- Holbrook KM, Loiselle BA (2009) Dispersal in a neotropical tree, *Virola flexuosa* (Myristicaceae): does hunting of large vertebrates limit seed removal? *Ecology* 90:1449-1455
- INPE (2011) Deter; www.inpe.br (February 8th 2011)
- Joly CA, Rodrigues RR, Metzger JP, Haddad CFB, Verdade LM, Oliveira MC, Bolzani VS (2010) Biodiversity conservation research, training, and policy in São Paulo. *Science* 328:1358-1359
- Kirby KR, Laurance WF, Albernaz AK, Schroth G, Fearnside PM, Bergen S, Venticinque EM, Costa C (2006) The future of deforestation in the Brazilian Amazon. *Futures* 38:432-453
- Langlois JP, Fahrig L, Merriam G, Artsob H (2001) Landscape structure influences continental distribution of antavirus in deer mice. *Landscape Ecology* 16:255-266
- Laurance WF (1997) Responses of mammals to rainforest fragmentation in tropical Queensland: a review and synthesis. *Wildlife Research* 24:603-612
- Laurance WF, Useche DC (2009) Environmental synergisms and extinctions of tropical species. *Conservation Biology* 23:1427-1437
- Laurance WF, Cochrane MA, Bergen S, Fearnside PM, Delamonica P, Barber C, D'Angelo S, Fernandes T (2001) The future of the Brazilian Amazon. *Science* 291:438-439

- Laurance WF, Lovejoy TE, Vasconcelos HL, Bruna EM, Didham RK, Stouffer PC, Gascon C, Bierregaard RO, Laurance SG, Sampaio E (2002a) Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 13:605-618
- Laurance WF, Albernaz AKM, Schroth G, Fearnside PM, Bergen S, Venticinque EM, Costa C (2002b) Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography* 29:737-748
- Laurance SGW, Stouffer PC, Laurance WF (2004) Effects of road clearings on movement patterns of understory rainforest birds in Central Amazonia. *Conservation Biology* 18:1099-1109
- Laurance WF, Croes BM, Guissouegou N, Buil R, Dethier M, Alonso A (2007) Impacts of roads, hunting, and habitat alteration on nocturnal mammals in African rainforests. *Conservation Biology* 22:721-732
- Laurance WF, Laurance SG, Hilbert DW (2008) Long-term dynamics of a fragmented rainforest mammal assemblage. *Conservation Biology* 22:1154-1164
- Laurance WF, Goosem M, Laurance SG (2009) Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 24:659-669
- Levins R (1969) Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15:237-240
- Lindborg R, Eriksson O (2004) Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology* 85:1840-1845

- Lindenmayer DB, Cunningham RB, Pope ML (1999) A large-scale “experiment” to examine the effects of landscape context and habitat fragmentation on mammals. *Biological Conservation* 88:387-403
- MacArthur RH, Wilson EO (1967) *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Malanson GP, Wang Q, Kupfer JA (2007) Ecological processes and spatial patterns before, during and after simulated deforestation. *Ecological Modelling* 202:397-409
- Malhi Y, Roberts JT, Betts RA, Killeen TJ, Li W, Nobre CA (2008) Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science* 319:169-192
- Margulis S (2003) *Causas do Desmatamento da Amazônia Brasileira*. Banco Mundial. Brasília. Brasil
- McGarigal K, Cushman SA (2002) Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Application* 12:335-45
- Metzger JP 2001 Effects of deforestation pattern and private nature reserves on the forest conservation in settlement areas of the Brazilian Amazon. *Biota Neotropica* 1:1-14
- Metzger JP, Lewinsohn TM, Joly CA, Verdade LM, Martinelli LA, Rodrigues R (2010) Brazilian law: full speed in reverse? *Science* 329:276-277
- Michalski F, Peres CA (2005) Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation* 124:383-396

- Michalski F, Peres CA (2007) Disturbance - mediated mammal persistence and abundance - area relationships in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology* 21:1626-1640
- Michalski F, Peres CA, Lake IR (2008) Deforestation dynamics in a fragmented region of southern Amazonia: evaluation and future scenarios. *Environmental Conservation* 35:93-103
- Michalski F, Metzger JP, Peres CA (2010a) Rural property size drives patterns of upland and riparian forest retention in a tropical deforestation frontier. *Global Environmental Change* 20:705-712
- Michalski F, Norris D, Peres, CA (2010b) No return from biodiversity loss. *Science* 329:1282
- MMA (2003) Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Fragmentação de Ecossistemas – Causas, Efeitos Sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas. Brasília- DF.
- Murcia C (1995) Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Tree* 10:58-62
- Nepstad DC, Verissimo A, Alencar A, Nobre C, Lima E, Lefebvre P, Schlesinger P, Potter C, Moutinho P, Mendoza E, Cochrane M, Brooks V (1999) Large-scale impoverishment of Amazon forests by logging and fire. *Nature* 398:505-508
- Nepstad DC, Carvalho G, Barros AC, Alencar A, Capobianco JP, Bishop j, Moutinho P, Lefebvre P, Silva JrUL, Prins E (2001) Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. *Forest Ecology and Management* 154: 395-407

- Norris D, Peres CA, Michalski F, Hinchliffe K (2008) Terrestrial mammal responses to edges in Amazonian forest patches: a study based on track stations. *Mammalian* 72:15-23
- Nunez-Iturri G, Olsson O, Howe HF (2008) Hunting reduces recruitment of primate-dispersed trees in Amazonian Peru. *Biological Conservation* 141:1536-1546
- Oliveira-Filho FJB (2001) Padrão de Desmatamento e Evolução da Estrutura da Paisagem em Alta Floresta (MT). Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil
- Oliveira-Filho FJB, Metzger JP (2006) Thresholds in landscape structure for three common deforestation patterns in the Brazilian Amazon. *Landscape Ecology* 21:1061-1073
- Owen RD, Goodin DG, Koch DE, Chu YK, Jonsson CB (2010) Spatiotemporal variation in *Akodon montensis* (Cricetidae: Sigmodontinae) and hantaviral seroprevalence in a subtropical Forest ecosystem. *Journal of Mammalogy* 91: 467-481
- Palmer TM, Stanton ML, Young TP, Goheen JR, Pringle RM, Karban R (2008) Breakdown of an ant-plant mutualism follows the loss of large herbivores from an African savanna. *Science* 319:192-195
- Pardini R (2004) Effects of Forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 13:2567-2586
- Pardini R, Souza SM, Braga-Neto R, Metzger JP (2005) The Role of structure, fragment size and corridors in maintaining abundance and diversity in an Atlantic Forest landscape. *Biological Conservation* 124:253-266
- Pardini R, Bueno ADA, Gardner TA, Prado PI, Metzger JP (2010) Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across

fragmented landscapes. PLoS ONE 5(10):e13666
doi:10.1371/journal.pone.0013666

- Parry L, Barlow J, Peres CA, (2007) Large-vertebrate assemblages of primary and secondary forests in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 23:653-662
- Peres CA (2000) Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology* 14:240-253
- Peres CA, Gardner TA, Barlow J, Zuanon J, Michalski F, Lees AC, Vieria ICG, Moreira FMS, Feeley KJ (2010) Biodiversity conservation in human-modified Amazonian forest landscapes. *Biological Conservation* 143:2314-2327
- Pimm SL, Jones HL, Diamond J (1988) On the risk of extinction. *American Naturalist* 132:757-785
- Pontius JrRG, Walker R, Yao-Kumah R, Arima E, Aldrich S, Caldas M, Vergara D (2007) Accuracy assessment for a simulation model of Amazonian Deforestation. *Annals of the Association of American Geographers* 97:677-695
- Pringle RM (2010) The costs of large-mammals extinctions. In: Sodhi NS, Ehrlich PR *Conservation Biology For All*. Oxford University Press. 52 p.
<http://ukcatalogue.oup.com/product/9780199554249.do>
- Radford JQ, Bennett AF, Cheers GJ (2005) Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. *Biological Conservation* 124:317-337
- Righi CA, Graça PMLA, Cerri CC, et al. (2009) Biomass burning in Brazil's Amazonian "Arc of Deforestation": burning efficiency and charcoal formation in a fire after mechanized clearing at Feliz Natal, Mato Grosso. *Forest Ecology and Management* 258:2535-2546

- Rudel TK, Defries R, Asner GP, Laurance WF (2009) Changing drivers of deforestation and new opportunities for conservation. *Conservation Biology* 23:1396-1405
- Sampaio R (2006) Efeitos a Longo Prazo da Perda do Habitat e da Caça Sobre Mamíferos de Médio e Grande Porte na Amazônia Central. Dissertação de Mestrado, Manaus - INPA/UFAM, 39p.
- Sánchez-Cordero V, Iloldi-Rangel P, Linaje M, Sarkar S, Peterson AT (2005) Deforestation and extant distributions of Mexican endemic mammals. *Biological Conservation* 126:465-473
- Saunders DA, Hobbs RJ, Margules CR (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation, a review. *Conservation Biology* 5:18-32
- Sazima M, Fabian ME, Sazima I (1982) Polinização de *Luehea speciosa* (Tiliaceae) por *Glossophaga soricina* (Chiroptera, Phyllostomidae). *Revista Brasileira de Biologia* 42:505-513
- Scatena FN, Walker RT, Homma AKO, Conto AJ, Ferreira CAP, Carvalho RD, Rocha ACPN, Santos AIMD, Oliveira PM (1996) Cropping and fallowing sequences of small farms in the "terra firme" landscape of the Brazilian Amazon: A case study from Santarém, Pará. *Ecological Economics* 18:29-40
- Schneider MF (2001) Habitat loss, fragmentation and predator impact: spatial implications for prey conservation. *Journal of Applied Ecology* 38:720-735
- Schrott GR, With KA, King AW (2005) On the importance of landscape history for assessing extinction risk. *Ecological Applications* 15:493-506
- Sieving KE, Wilson MF, De Santo TL (1996) Habitat barriers to movement of understory birds in fragmented South-Temperate Rainforest. *The Auk* 113:944-949

- Sieving KE, Willson MF, Santo TL (2000) Defining Corridor Functions for Endemic Birds in Fragmented South-Temperate Rainforest. *Conservation Biology* 14:1120-1132
- Silva JMC, Tabarelli M (2000) Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature* 404:72-74
- Silva JMC, Rylands AB, Fonseca GAB (2005) O destino das áreas de endemismo da Amazônia. *Megadiversidade* 1:124-131
- Smeraldi R, May PH, Pagnoccheschi B, Sawyer D, Lima FV, Fearnside PM, Feldmann F, La Rovere E, McGrath DG, Cardoso JGM, Millikan B.H, Costa JPO, Machado LO, Poole A, Reydon B, Romeiro AR, Rocha R, Santilli M, da Motta RS, Veríssimo A, Viana V, Vinha V (1996) Coherent Public Policies for a Sustainable Amazon: The Challenge of Innovation and the Pilot Program. Grupo de Trabalho Amazônico and Friends of the Earth/ Amigos da Terra Programa Amazônia, Sao Paulo, Brazil. 189 p.
- Soares-Filho BS, Nepstad DC, Curran LM, Cerqueira GC, Garcia RA, Ramos CA, Voli E, McDonald A, Lefebvre P, Schlesinger P (2006) Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature* 440:520-523
- Sodhi NS, Lee LP, Koh TM, Brook BW (2009) A meta-analysis of the impact of anthropogenic Forest disturbance on Southeast Asia's biotas. *Biotropica* 41:103-109
- Soler LS, Verburg PH (2010) Combining remote sensing and household level Data for regional scale analysis of land cover change in the Brazilian Amazon. *Regional Environmental Change* 10:371-386

- Songer MA, Lomolino MV, Perault DR (1997) Niche dynamics of deer mice in a fragmented, oldgrowth- forest landscape. *Journal of Mammalogy* 78:1027-1039
- Stone AI, Lima EM, Aguiar GFS, Camargo CC, Flores TA, Kelt DA, Marques-Aguira AS, Queiroz JAL, Ramos RM, Júnior JS (2009) Non-volant mammalian diversity in fragments in extreme eastern Amazonia. *Biodiversity and Conservation* 18:1685-1964
- Swift TL, Hannon SJ (2010) Critical thresholds associated with habitat loss: a review of the concepts, evidence, and applications. *Biological reviews* 85:35-53
- Tabarelli M, Gascon C (2005) Lições de pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. *Megadiversidade* 1:181-188
- Taylor PD, Fahrig L, Henein K, Merriam G (1993) Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68:571-573
- Terborgh J, Lopez L, Nunez P, Rao M, Shahabuddin G, Orihuela G, Riveros M, Ascanio R, Adler GH, Lambert TD, Balbas L (2001) Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294:1923-1926
- Tilman D, May R, Lehman C, Nowak M (1994) Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371:65-66
- Turner MG (1989) Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecological Systems* 20:171-197
- Uezu A, Metzger JP, Vielliard JME (2005) Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123:507-519
- Valladares G, Salvo A, Cagnolo L (2006) Habitat fragmentation effects on trophic processes of insect–plant food webs. *Conservation Biology* 20:212-217

- van den Berg LJJ, Bullock JM, Clarke RT, Langston RHW, Rose RJ (2001) Territory selection by the Dartford warbler (*Sylvia undata*) in Dorset, England: the role of vegetation type, habitat fragmentation and population size. *Biological Conservation* 101:217-28
- van Solinge TB (2010) Deforestation crimes and conflicts in the Amazon. *Critical Criminologist* 18:263-277
- Weathers KC, Cadenasso ML, Pickett ST (2001) Forest edges as nutrient and pollutant concentrators: potential synergisms between fragmentation, forest canopies and the atmosphere. *Conservation Biology* 15:1506-1514
- Wilcove DS, McLellan CH, Dobson AP (1986) Habitat fragmentation in the temperate zone. In Soule ME (Ed.) *Conservation Biology*, Sinauer, Sunderland, MA pp. 237-56.
- Wilcox BA (1980) Insular ecology and conservation. In: Soule ME, Wilcox BA (eds). *Conservation Biology: an Evolutionary-Ecological Perspective*. Sinauer, Sunderland, MA pp. 95-117.
- Woodroffe R, Ginsberg JR (1998) Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science* 280:2126-2128
- Wright JS, Gompper ME, De Leon B (1994) Are large predators keystone species in Neotropical forests? The evidence from Barro Colorado Island. *Oikos* 71:279-294
- Wright JS, Zeballos H, Domínguez I, Gallardo MM, Moreno MC, Ibáñez R (2000) Poachers alter mammal abundance, seed dispersal, and seed predation in a Neotropical forest. *Conservation Biology* 14:227-239

Capítulo 02

HOW DEFORESTATION PATTERN IN THE AMAZON INFLUENCES VERTEBRATE RICHNESS AND COMMUNITY COMPOSITION

Paula Prist, Fernanda Michalski, Jean Paul Metzger

Artigo a ser submetido à revista *Landscape Ecology*

HOW DEFORESTATION PATTERN IN THE AMAZON INFLUENCES VERTEBRATE RICHNESS AND COMMUNITY COMPOSITION

Paula Prist•Fernanda Michalski•Jean Paul Metzger

P. Prist (Corresponding author) •J.P. Metzger

Department of Ecology, Bioscience Institute, University of São Paulo, Rua do Matão,
321, travessa 14, São Paulo, SP, Brazil, 05508-900

e-mail: pprist@hotmail.com

Phone/ fax: +55 11 5571-6538

F. Michalski

Postgraduate Programme in Tropical Biodiversity, Federal University of Amapá,
Rod. Juscelino Kubitschek, km 02, Macapá, AP, Brazil, 68902-280

Pró-Carnívoros Institute, Av. Horácio neto, 1030, Atibaia, SP, Brazil, 12945-010

2.1. Abstract

The effects of habitat configuration on species persistence are predicted to be high when remaining habitat cover is below 30%. We tested this prediction considering medium-sized and large-bodied vertebrates in 21 landscapes located in the southern Amazonia, including 7 control landscapes (~100% of forest cover) and 14 fragmented landscapes (4 x 4 km) with similar proportions of forest (~25%), but contrasting configurations. Fragmented landscapes resulted from two different deforestation patterns: the “fish-bone pattern” common in small properties, which creates a more fragmented structure; and the large-property pattern generally used by large ranchers, resulting in a more aggregated condition. Vertebrates were surveyed in all landscapes in February-July 2009 with interviews (n = 150). There was a significant difference in species richness among the fish-bone, large-property, and control areas (mean = 29.3, 38.8 and 43.5 species, respectively). Control areas and large-properties tend to have a higher number of specialist species (mean = 13.7, and 11.7, respectively), when compared with the fish-bone pattern (5.14). Vertebrate community composition was more similar to one another than those of fish-bone landscapes. Total and specialist species richness were negatively affected by the number of fragments, and by the isolation age in the landscape units. Our results demonstrated that the large-property pattern leads to a better landscape structure for biodiversity and can maintain a more diverse community of large vertebrates, including top predators, which are considered fundamental for the integrity of the ecosystem. These results support that not only habitat loss is important, but also the configuration of the landscape contributes to the local extinction of species.

2.2. Introduction

Habitat loss and fragmentation have been two main consequences of the intense human pressure experienced in the tropics in recent decades (Bernard and Fenton 2007). They both cause decline in richness of native species (Stratford and Stouffer 1999, Cullen et al. 2000; Ferraz et al. 2007; Boyle and Smith 2010) and isolation of remnant forest patches (Hanski 1999), increasing risks of extinction (Bodmer et al. 1997; Moilanen and Hanski 1998; Laurance et al. 2011). Fragmentation can be understood as a modification in the spatial arrangement of the remaining patches, where a large expanse of habitat is transformed into smaller patches, resulting in many different spatial patterns (Fahrig 2003). Habitat fragmentation reflects one aspect of habitat configuration (Langlois et al. 2001; Swift and Hannon 2010), and their effects are distinct from habitat loss (Swift and Hannon 2010).

The majority of studies currently available in the literature showed the importance of patch area, or habitat loss, to predict the persistence of species. However, there is a lack of studies that discuss the consequences of habitat configuration to maintain biodiversity in fragmented landscapes.

According to the literature and previous empirical studies, it is expected that population size should be essentially related to habitat loss in landscapes with a high proportion (>30%) of habitat, while in landscapes below this threshold, the configuration of habitat patches should influence more intensively the species richness or population size (Andrn 1994; Fahrig 1998; Wiegand et al. 2005). As a consequence, habitat configuration is expected to be more important to population persistence in landscapes in which small amounts of the original habitat remain (Fahrig 1998). In this situation one should ask the following question: which habitat configuration is more suitable to maintain biodiversity?

To investigate this matter, the study of landscapes resulting from different deforestation patterns can be particularly relevant. Deforestation patterns can be defined according to the size and spatial distribution of deforested areas (Oliveira-Filho and Metzger 2006). In the Brazilian Amazon, two different patterns can be easily identified: the “fish-bone pattern”, common to small properties (25 to 100 ha) regularly distributed along roads, usually donated by the Brazilian Government colonization program in the 70’s (Metzger 2001) to small farmers (Ferraz et al. 2005), who deforest ca. 2-3 ha per year (Fujisaka et al. 1996); and the large-property pattern, where deforestation occurs in large areas (> 1000 ha) and in short periods, and it is caused by large livestock farmers (Ferraz et al. 2005). Both patterns cause fragmentation and habitat loss, but have remaining habitat patches with different configurations and temporal dynamics. The fish-bone pattern usually results in forest remnants that are smaller, more irregular and less connected than the ones of the large-property pattern (Oliveira-Filho and Metzger 2006).

The Amazon forest is one of the most extensive tropical forest of the world (Ferraz et al. 2005), and where deforestation, fragmentation and degradation of habitat pose a major threat to biodiversity (Laurance et al. 2002, 2007, 2008; Michalski and Peres 2005; Lees and Peres 2006; Laurance and Uuseche 2009; Rudel et al. 2009; Peres et al. 2010). Mammals are among the most threatened species, being particularly sensitive to habitat loss and fragmentation (Lindenmayer et al. 2000), and birds are good indicators of disturbance in tropical forests, responding to changes in local vegetation structure and landscape scale processes, besides having an important role in forest regeneration (Barlow and Peres 2006). Grelle (2005) predicts that by 2020, 5–18% of all mammal species endemic to the Brazilian Amazon may be extinct.

Previous studies reveal negative effects of area and/or isolation of forest remnants on the species richness of medium-sized and large-bodied vertebrates (Bierregaard and Lovejoy 1989; Chiarello 1999; Stratford and Stouffer 1999; Laurance et al. 2002; Martins 2005; Michalski and Peres 2005). However, while some species are usually extinct from small and isolated habitat patches due to low densities, large spatial requirements, and potential conflicts with humans, as large carnivores (Michalski et al. 2006), some species may persist in relatively small forest patches. The responses of medium-sized and large-bodied vertebrates to habitat disturbance and deforestation are thus not completely understood.

In this study we examined the structural differences between two contrasting deforestation patterns (fish-bone and large-property patterns) in the Brazilian Amazon and their effects on the community and richness of medium-sized and large-bodied vertebrates. Studied landscapes have proportions of remaining habitat (ca. 25%) just below the fragmentation threshold where configuration effects should be more apparent. We conducted a multiple-model comparison in order to identify relationships between the landscape structure and species occurrences to understand which landscape component is the most important in order to maintain vertebrate diversity. Specifically, we linked interview data with forest patch metrics to test the hypotheses that (1) the fish-bone pattern leads to a greater fragmentation of the landscape and (2) retains a smaller number of total and specialist species, having a more negative effect on the large vertebrate community.

2.3. Material and Methods

2.3.1 Study Area and sampling design

This study was conducted in the region of Alta Floresta (09°53'S, 56°28'W), in the southern Brazilian Amazon, in northern Mato Grosso. The region is located in the center of the “Arc of Deforestation”, the contemporary epicenter of Amazon deforestation (Righi et al. 2009; Costa and Pires 2010). Alta Floresta has been subjected to high deforestation rates since the early 1980s, resulting in a fragmented landscape containing forest patches of varying size, shape, and degree of connectivity surrounded by a matrix of managed cattle pasture (Oliveira-Filho and Metzger 2006). In 2004 the region had only 42% of its original vegetation cover (Michalski et al. 2008), being ideal for the study because it contains two basic types of deforestation in the Brazilian Amazon (fish-bone, and large-property deforestation patterns), which provide different forest cover and spatial arrangements (Oliveira-Filho and Metzger 2006), and large tracts of continuous undisturbed forests.

Twenty-one landscapes of 4 x 4 km (1600 ha) were selected through the analysis of a georeferenced 2008 Landsat TM image (scene 227/67) (Figure 1), being seven areas of fish-bone pattern, seven large-property patterns and seven control areas (continuous forest with > 1600 ha). Landscapes were selected at random, but considering approximately 25% of forest cover in fish-bone and large-property landscapes. The access by paved and unpaved roads, and permission provided by landowners were the final criteria for the selection of the landscapes.

To detect potential spatial autocorrelation, we computed a Mantel test using the straight-line distances among the 21 landscapes (measured from the central point of the landscape unit) and a Jaccard dissimilarity matrix, with calculated significance values based on 5000 permutations. There was a significant spatial correlation between the community composition of vertebrates across all units (Mantel test, $r = 0.18$, $p < 0.05$), suggesting that closer landscapes had more similar composition of

large vertebrate community. In order to take into consideration this spatial autocorrelation we used the longitudinal coordinates of each studied landscape in the multiple regression analysis.

2.3.2 Survey richness of large vertebrates

Obtaining data of species occurrence through local interviews is an effective approach successfully tested with mid-sized and large bodied vertebrates (Gros 1998; Lawes et al. 2000; Michalski and Peres 2005; Urquiza-Haas et al. 2009; Sampaio et al. 2010). We conducted 150 interviews with local landowners (mean $\pm$ SD = 7 ± 3 interviews per landscape) in the 21 landscapes between February-July 2009 in order to record species richness of large vertebrates. Focal species were restricted to medium-sized and large-bodied mammals (> 400 g) and birds (> 200 g) that could be easily identified by landowners. In our study area, the fish-bone landscapes (4 x 4 km) encompassed approximately 40 landowners (mean $\pm$ SD, 14.95 ± 18.95), while the large-property landscapes and control areas were composed of one or two landowners only. We thus interviewed only a random sample of landowners in the fish-bone landscapes, while (almost) all landowners were interviewed in the other landscape types.

All interviews were held with the presence of a local resident, known in the community, to obtain more reliable answers. As a prerequisite, the local owners were interviewed only if: (1) they were willing to be interviewed, (2) had knowledge of the fauna of the region, and (3) had lived in or near the property for at least two years. In all cases the interviews were accompanied by color plates with images (photos and drawings) of all species known to exist in the region (Michalski and Peres 2005, 2007; Peres and Michalski 2006). To assess the frequency of type II errors, we

included seven species known to be entirely absent from the study region. From the total of 150 interviews, we detected false-positive records in only two (1.33%) interviews, still using them in the analysis, suggesting a high level of reliability in our results. We also verified local extinctions of vertebrate species specifically asking which species were currently present in the landscape units. All species reported to be absent for a period of five or more years were not recorded, and a species was considered present only when 50% or more of the interviews reported it as present in the same landscape unit.

2.3.3 Within-patch disturbance and forest-patch metrics

Fragmentation is commonly associated with many synergistic disturbances that follow on the heels of deforestation, all acting together to transform fragments into entirely new ecosystems (Terborgh et al. 2001; Laurance et al. 2002; Laurance et al. 2011). To characterize the intensity and extent of disturbance within each landscape unit we used the information obtained from the local landowners obtained through interviews. The logging intensity and the severity and proportion of fires were classified using a five-point scale: (0) none, (1) light, (2) moderate, (3) heavy, and (4) very heavy. Our measure of logging intensity took into account the method of extraction of timber, selection of tree species, the relative amount of harvested timber, and the number of years since the extraction stopped. The scale of burn severity (using the same five-point scale above) considered the proportion of forest that was burned (edge or interior), and the number of fire occurrences (Michalski and Peres 2005). The hunting pressure was based on information about the hunting history (frequency and time since the last hunting event has been recorded), the pressure

hunting (none, light, heavy), and if hunting activities still take place at the present time.

Landscape variables were extracted from a Landsat image (July 28th, 2009) using Fragstats (version 3.3; McGarigal and Marks 1995) and ArcGIS (version 9.2; ESRI 1999-2006). Following an unsupervised classification with eight land cover classes (see Michalski and Peres 2007 for details), we performed a reclassification in forest and non-forest areas, as the latter being defined as any area that has already been subjected to any human interference (Oliveira-Filho and Metzger 2006). We assessed the accuracy of the classified land cover map by comparing the 2009 classified image with 234 reference points obtained in the field from February to July of 2009. This resulted in 86.60% matching, which is considered a strong level of agreement.

For each studied landscape we measured forest proportion, number of fragments, and two temporal variables: isolation and deforestation age. These temporal variables were measured from 14 biannual Landsat-5 TM images (scene 227/67) dated from 1984 to 2009. The isolation age was defined as the number of years since the studied landscape lost its percolation property, which is when the landscape is in a connected stage (Stauffer 1985). Deforestation age was defined as the number of years since the first event of deforestation could be detected in the landscape unit from the Landsat scene. All images used for these temporal variables were registered and georeferenced using as a base the 2008 Landsat image, with at least 19 points to align the images, with a positional error of less than one pixel (mean $\pm$ SD = 25.40 $\pm$ 2.64 m).

To consider the landscape context in a broader spatial scale, we also measured the size of the largest fragment, measuring the same landscape metrics in a 4000 m buffer from the edge of each landscape unit.

2.3.4 Data analysis

Total species richness and richness of specialist and generalist species were considered as response variables and modeled separately in all further analyses. The classification of vertebrates into specialist and generalist species were based on characteristics such as home range size, habits, and hunting preferences, following an extensive literature review (Table S1).

We constructed curves of mean species richness increment with the interviews sampling effort, with the software EstimateS (Colwell 2005; version 7.5). A one-way analysis of variance (ANOVA), followed by the Tukey's Multiple Comparison Test, was performed to compare the vertebrate richness, the number of specialist and generalist species between the two deforestation patterns and the control areas. Non-metric multidimensional scaling (NMDS) ordinations were performed based on the Jaccard similarity matrix of vertebrate-species occupancy of all landscape units to verify the similarity of species composition, specialist and generalist species for the studied landscapes.

To assess the relationship between species richness and landscape variables we performed multiple regression models. Model fitting was done using the linear models (lm) and the generalized linear models (GLM), with a Poisson distribution, ("base" package in R v. 2.1.0.1; R Development Core Team 2008). We conducted an exploratory data analysis to select only those explanatory variables with relatively low correlation (Person's $r < 0.70$; Zuur et al. 2009).

We built 2 null models – one where the species richness was constant, with no influence of the predictor variables, and a geographic model, where the geographic coordinates were analyzed with the responses variables, because there was a significant spatial correlation indicated by the Mantel test. We used the latitude and longitude in the null models, to test if they alone were strong variables to explain the presence of species, or if they were interacting with the other predictor variables. We found that the longitude coordinate was more significant (Z value = -2.19; $p < 0.05$) than the latitude (Z value = 0.55, $p = 0.58$).

We also built additional 38 models that included four main hypotheses whose factors affect species richness, landscape variables (forest proportion and number of fragments), the landscape context (size of the largest patch connected), temporal variables (isolation and deforestation age), and interactions of all of them. We performed these models with and without the longitude coordinates (for the list of all models see supplementary material, Table S2).

We conducted a model selection procedure based on the maximum likelihood, considering the second-order Akaike's information criterion, corrected for small sample sizes (AICc) (Burnham and Anderson 2002). In line with this approach, the lower the AICc, the better the model fits the data. We also calculated the difference between AICc for all the models and the lowest observed AICc. According to Burnham and Anderson (2002), models with $\Delta AICc < 2$ are equally plausible to explain the observed pattern as the best model. We also calculated the Akaike's information criteria weight (wAICc), which expresses the relative contribution of the model to explain the observed pattern (Lyra-Jorge et al. 2010). We used the concurrent model approach, and only the results for the best equally plausible models ($\Delta AICc < 2$) are shown.

2.4. Results

2.4.1 Structural pattern and disturbance

The fish-bone pattern leads to a more fragmented landscape (mean $\pm$ SD = 86 $\pm$ 12.85 fragments) when compared to the large-property pattern (mean $\pm$ SD = 43.28 $\pm$ 13.10 fragments). Similarly, fish-bone landscapes were isolated landscapes (mean $\pm$ SD = 6.80 $\pm$ 6.46 years) when compared with large-properties and control areas, that still have percolation condition (Table 1).

The fish-bone pattern also leads to a surrounding habitat (4000 m) more fragmented (mean $\pm$ SD = 454 $\pm$ 42 fragments) than the large-property pattern (mean $\pm$ SD = 285 $\pm$ 81 fragments). The control areas were completely forested, and led to a surrounding habitat (4000 m) that was less fragmented (mean $\pm$ SD = 199 $\pm$ 49 fragments) than the two deforestation patterns analyzed here.

Fish-bone pattern landscapes are also characterized by high level of logging, burning, and hunting disturbances, whereas large properties only presented heavy hunting pressure followed by control areas without any disturbance (Table 1). The most frequently hunted species in the study region was paca (*Agouti paca*), a neotropical medium-sized rodent, followed by the white lipped peccary (*Tayassu pecari*) and collared peccary (*Tayassu tajacu*) reported in 60.60%, 28.60% and 26.00% of the interviews, respectively.

2.4.2 Species richness and community structure

The number of interviews conducted in each landscape unit was sufficient to estimate the species richness, because the accumulation species curve leveled, showing that all species presented were sampled (Figure 2). We found a larger number of vertebrate species in control areas (mean = 43.57, SD = 2.22, range = 41-47, n = 7), followed by

the large-property pattern (mean = 38.85, SD = 5.20 range = 30-45, n = 7) and the fish-bone pattern (mean = 29.28, SD = 4.68, range = 22-35, n = 7; Table 2). A similar result was found for the number of specialist species present in these landscape units. When comparing the generalist species, there were differences only between the fish-bone landscapes and the control areas (Table 2).

From the seven fish-bone landscapes we studied, four landscapes were composed of an isolation age of 12 years (ca. 11 to 13 years; Landscapes FB 1 to 4) and three landscapes had no isolation age (they still have a percolation condition; Landscapes FB 5 to 7). In these last three landscapes, which were still structurally connected, we found a larger number of species (mean $\pm$ SD = 32.66 ± 3.21 , range = 29 - 35, n=3) compared with the units that were already isolated (mean $\pm$ SD = 26.75 ± 4.11 , range = 22 - 32, n=4).

Nonmetric multidimensional scaling ordinations supported the idea that the community of large vertebrates from control areas and large-property units were more similar to each other than those of fish-bone pattern (Figure 3). It also showed that all large-property landscapes have a great level of similarity among themselves, as well as the control areas, while the fish-bone landscapes are very heterogeneous when compared with each other, particularly when comparing structurally isolates and connected landscapes. Similar results were found for the community of specialist and generalist species in the three types of landscape units.

2.4.3 Determinants of species richness and composition

Model selection analysis showed that number of fragments, longitude and isolation age were the strongest predictors affecting the persistence of species in landscape units. There was a clear negative linear relationship between the number of fragments

and the total and specialist number of species. The model with the number of fragments and longitude was the best predictor to explain the total richness of species. To explain the presence of specialist species we had five concurrent models, which all included the number of fragments and longitude. For this group, the temporal variables (isolation and deforestation age) were also important, as well as the largest patch connected, showing the importance of the surrounding landscape for these species. For the generalist species, the proportion of forest, number of fragments, and longitude were important (Table 3). According to the results of our models one could conclude the following: the greater the number of fragments, the smaller the number of large vertebrate species in a landscape unit.

2.5 Discussion

The primary aim of this study was to test the importance of the landscape configuration for conservation of large vertebrates in landscapes with low remaining habitat (< 30%). As expected, the fish-bone pattern leads to a more fragmented landscape, as previously observed by Oliveira-Filho and Metzger (2006) and Batistella et al. (2000). It also has high levels of disturbance and has a lower number of vertebrate species. Its large vertebrate community was dominated by generalist species, while the large-property pattern retained a community of large vertebrates more similar to the control areas, with the presence of top predators and specialist species. A key finding of this study is that in landscapes with a low proportion of forest (~ 25%), the number of fragments and the isolation age are the most important predictors of species richness.

The studied landscapes presented spatial autocorrelation, and as a consequence the longitude was one of the best predictor of species richness, together

with the number of fragments. A possible explanation for this pattern is the aggregation of forested areas in the West and North region of Alta Floresta, indicating a potential effect of forest cover at a larger scale (Figure 1). Therefore, we cannot attribute the spatial variation in species composition only to the landscape configuration. Furthermore, this aggregation pattern can also indicate a temporal effect, once before 1976 the entire study region consisted of undisturbed forest (Oliveira-Filho and Metzger 2006), so we can assume that all vertebrate species were probably widespread throughout the study area (Michalski and Peres 2007).

The fish-bone pattern provokes strong changes in the composition of a large vertebrate community, because high levels of fragmentation and isolation lead to the reduction of population size, increase the risk of species extinction (Saunders et al. 1991), leading to a fewer number of species and to a different species composition compared with the original (McAlpine et al. 2006; Ockinger et al. 2010).

The presence of specialist species in our study area was affected by the number of fragments, but the temporal variables (isolation and deforestation ages) and the size of the largest connected patch were also important, because these species are vulnerable to the isolation caused by fragmentation (McAlpine et al. 2006).

Isolated patches of native habitat generally support small populations that receive little or no immigration from other remaining forest areas, increasing their extinction probability (Pimm et al. 1988; Fahrig and Merriam 1994), and have a reduced number of species (Bender et al. 2003). Our results show the importance of the surrounding habitat and the connectivity for these specialist species, since their number was similar between the large-property pattern and the control areas. The generalists species were affected also by number of fragments and isolation, but forest proportion and isolation age were also important variables. Despite this fact, the majority of

these species were found in all landscape units sampled; the same result found by Puttker et al. (2008), but they were present in a larger number in the large-property landscapes and control areas. Michalski and Peres (2007) also found that some generalist species were absent from some small patches, indicating high variance in their persistence.

Interestingly, Soulé et al. (1988) found that the time since a habitat patch was isolated influenced negatively the survival probabilities of species in the patch, the same result as described by Laurance et al. (2008), in Australia, who found that mammal richness declined significantly over time in forest fragments, even in fragmented landscapes that showed no further deforestation. Michalski and Peres (2007) and Lees and Peres (2006) also found, in the same study region, that small isolated patches retained a fewer number of species of mammals and birds, respectively, than larger fragments. Usually, species with long generation times will show a delayed response to habitat loss (Tilman et al. 1994). Therefore, we still found two specialist species in isolated fish-bone units: the spider monkey (*Ateles* sp.) that has a long life span (30 to 40 years) (Nowak 1999), and are slow to reproduce (Milton 1981); and the tapir (*Tapirus terrestris*), that can cross the matrix (Noss et al. 2003), even though to be forest dependent (Urquiza-Haas et al. 2011). It is well known that isolated populations of long-lived primates, such as the spider monkey, can persist in some small fragments for extended periods (>40 years) before they become extinct (Melo et al. 2005). Therefore, it is possible that in these landscapes the relaxation time since isolation was likely insufficient to extinguish several long-lived taxa.

In three fish-bone units where the landscape still percolates we found a higher number of specialist species, with the presence of white lipped peccary (*Tayassu pecari*), giant armadillo (*Priodontes maximus*), giant anteater (*Myrmecophaga*

tridactyla), dark-winged trumpeter (*Psophia viridis*) and razor-billed-curassow (*Mitu tuberosa*). These demonstrate the importance of the connectivity for the persistence of some specialist species and that the fish-bone pattern may be beneficial when corridors are allowed to remain at the back of the properties (Metzger 2001; Oliveira-Filho and Metzger 2006). Despite this fact, we could not find any top predator, which suggests that the landscape configuration formed by the fish-bone pattern may not be enough to maintain species that require large home ranges and have high specificity of habitat. Indeed, pumas (*Puma concolor*) and jaguars (*Panthera onca*) need an area of at least 1000 ha to have 50% probability of occurrence in the same study region (Michalski and Peres 2005). These species require large areas effectively protected to maintain viable populations in the long term, disappearing in fragmented habitats that are not connected by corridors (Crooks 2002; Sampaio et al. 2010; Sálek et al. 2009). Moreover, carnivore species are vulnerable to deliberate persecution, accidental roadkills and other unintended sources of mortality resulted from conflicts with humans (Woodroffe and Ginsberg 1998; Michalski et al. 2006), which leads to a lower probability of occurrence of these species in the fish-bone landscapes that have a large number of small fragments, isolated and surrounded by a high density of people and private properties.

The strong similarity indicated by the NMDS between the large-property and the control areas suggests that the changes in the species richness and in the community structure were primarily shaped by deletions of core primary forest interior species (Lees and Peres 2006), that strongly avoid forest edges and may be unable to cross even narrow forest clearings (Laurance et al. 2009), as jaguars (*Panthera onca*), white lipped peccary (*Tayassu pecari*), giant armadillo (*Priodontes maximus*) (Michalski and Peres 2007), razor-billed curassow (*Mitu tuberosa*) and red-

throated piping-guan (*Pipile jacquacu*). Unlike specialist species, ubiquitous species occurred in all 21 sampled landscapes, being less affected by the landscape configuration, probably due to their matrix tolerance, as saw by Michalski and Peres (2007), Lees and Peres (2008) and Norris et al. (2008) that notice that generalist species, like agoutis, that have a small home range, are able to tolerate forest habitat close to edges. Norris et al. (2010) also support the idea that behavioral plasticity facilitates the persistence of generalist species in small fragments.

These results support the idea that not only the habitat loss is important, but also the configuration of the landscape after fragmentation contributes to the local extinction of species, especially the extinction of forest-specialist species, and it is likely to affect species persistence (Flather and Sauer 1996), culminating with increasingly degraded forests, which will become dominated by generalist species (Urquiza-Haas et al. 2009). Such changes in the vertebrate assemblage can potentially have broader effects on the forest ecosystem such as changes in predation, herbivory and seed dispersal (Laurance et al. 2005).

In our two Amazonian deforestation patterns the hunting pressure was similar, but probably the fact that the fish-bone pattern created a more fragmented landscape, and was surrounded by several small farms, increased the disturbance of the habitat, which can also contribute to the decline of species, once fragments are more accessible to hunters (Cullen et al. 2000; Peres 2001). Hunting can thus affect a greater range of species and in many cases override the effects of fragmentation alone by driving populations to local extinction before the faunal "relaxation" process is completed and new equilibrium conditions are reached (Peres 2001). This interaction between hunting and fragmentation can drive forest vertebrates to regional extinction, as the case of the Alagoas curassow (*Mitu mitu*), that is extinct in the nature (Peres

2001). Urquiza-Haas et al. (2011) also found a lower diversity of species in more disturbed landscapes, with a higher abundance of generalist species.

Over time, fragmented communities will become increasingly dominated by matrix-tolerant generalists, disturbance-adapted opportunists, and species with small area requirements (Laurance et al. 2002; Antogiovanni and Metzger 2005; Norris et al. 2008), like the ones found in fish-bone landscapes. Fragmentation and the time since isolation probably work together to limit the number of species and to provoke the extinction of specialist species in fish-bone landscapes. Future local extinctions in the fish-bone pattern appear to be certain, but the fact that freshly isolated pieces are already facing a decline in species richness emphasizes how fast this pattern of deforestation affects the structure of the large vertebrate community. The principal advantage of the large-property pattern is that large forest fragments are preserved, which favors interior species with larger area requirements.

2.6 Conservation implications

Combating deforestation in Brazil is a priority for government action and international assistance (Fearnside 2005) and new strategies of conservation must be implemented or the Amazon will be reduced to islands of forest surrounded by pastures and other agricultural areas (Fearnside 2001; Metzger 2001). Conservation practices should occur inside private lands and consider the structural differences among these typical Amazonian deforestation patterns while new colonization frontiers are still being planned (Metzger 2001). If deforestation could be spatially planned, allowing the maintenance of forest remnants in more aggregated blocks, with high levels of connectivity, then fish-bone pattern would create elongated areas

of forest that would cross almost the entire landscape (Metzger 2001), and would be able to maintain the biodiversity.

Despite the existence of legislation which predicts that 80% of the forest area must remain preserved in private properties, most of these areas were cleared contributing to the isolation of the remaining fragments (Michalski et al. 2010), especially in the fish-bone landscapes. For these areas, programs of reforestation could, in the long term, reduce the negative effects of the landscape configuration, if connectivity with large blocks of forest were restored.

If this legislation were respected, independently of the deforestation pattern, large forest fragments and core areas would be maintained, with high connectivity, allowing the conservation of all forest species (Metzger 2001).

Acknowledgements

This research was funded by the Wildlife Conservation Society, Conservation, Food and Health Foundation, Cleveland Metroparks Zoo and The Cleveland Zoological Society, and The Rufford Small Grants Foundation. PP was funded by the Brazilian Ministry of Education (CAPES) Master studentship. FM was funded by a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP: 2007/01252-2) post-doctoral studentship. We would like to thank all landowners in Alta Floresta and Carlinda, particularly Geraldo Correa Araujo and Alex Grandini Araujo for invaluable field assistance. Marina Paes Gea, Olivia Francisco Miranda, Ingrid Ribeiro and Aline Cristina Izepão provided assistance during fieldwork. Darren Norris provided insights and also helped during fieldwork and LEPAC students from USP provided assistance for data analysis.

Table 1- Forest patch metrics for the landscape and for the 4000 m buffer, and disturbance degree obtained through interviews with local landowners for fish-bone pattern (FB), large-property pattern (LP) and control areas (CT) (Tukey's Multiple Comparison test (*P< 0.05; ** p<0.01; *** p< 0.001, NS = not significant), 0=none, 1=light, 2= moderate, 3= heavy and 4= very heavy)

(Mean $\pm$ SD)	FB	LP	CT	FB vs CT	FB vs LP	LP vs CT
Forest proportion (%)	24.25 $\pm$ 8.13	26.78 $\pm$ 9.66	99.65 $\pm$ 0.34	***	Ns	***
Number of fragments	86.00 $\pm$ 12.85	43.28 $\pm$ 13.10	1 $\pm$ 0.00	***	***	***
Largest patch connected (ha)	11077 $\pm$ 18353	252200 $\pm$ 246737	251761 $\pm$ 247243	*	*	Ns
Deforestation age (years)	17 $\pm$ 6.42	18 $\pm$ 9	0 $\pm$ 0.00	***	Ns	***
Isolation age (years)	6.85 $\pm$ 6.46	0 $\pm$ 0.00	0 $\pm$ 0.00	**	**	Ns
Structural habitat disturbance	3	1	0	***	***	***
Hunting pressure	4	4	0	***	Ns	***
Intensity of fire	3	1	0	*	Ns	Ns
Logging intensity	4	1	0	***	**	Ns
Buffer -Number of fragments	454 $\pm$ 42.48	285 $\pm$ 81	199 $\pm$ 49.19	***	***	*

Table 2. Number of species, specialist species and generalist species found through the interviews with local landowners for fish-bone pattern (FB), large-property pattern (LP) and control areas (CT) (Tukey's Multiple Comparison test; *P< 0.05; ** p<0.01; *** p< 0.001, NS = not significant);

(Mean $\pm$ SD)	FB	LP	CT	FB vs CT	FB vs LP	LP vs CT
Number of species	29 $\pm$ 4.68	39.00 $\pm$ 5.20	43.00 $\pm$ 2.22	***	**	Ns
Number of specialist species	5.14 $\pm$ 2.67	11.71 $\pm$ 2.28	13.71 $\pm$ 0.95	***	***	Ns
Number of generalist species	24.14 $\pm$ 2.73	27.14 $\pm$ 3.18	29.85 $\pm$ 1.86	**	Ns	Ns

Table 3. Selected models with $\Delta\text{AICc} < 2$ considered to explain the total richness, and the richness of specialist and generalist species in two Amazonian deforestation patterns and control areas in Alta Floresta, MT, Brazil.

Model	Response Variable	Predictor Variable	AICc	df	ΔAICc	Weight
R_Lm21	Richness	N_Fragments +Longitude	125	4	0.0	0.379
RS_Lm14	Specialist Richness	N_Fragments + Isolation_age	93.8	4	0.0	0.187
RS_Lm18	Specialist Richness	N_Fragments + Isolation + Largest_Patch	93.9	5	0.1	0.181
RS_Lm21	Specialist Richness	N_Fragments +Longitude	94.4	4	0.6	0.138
RS_Lm34	Specialist Richness	N_Frag+Deforestation_age+Longitude	94.7	5	0.9	0.121
RS_Lm33	Specialist Richness	N_Frag+Isolation age+Longitude	94.8	5	0.9	0.118
RG_Lm21	Generalist Richness	N_Fragments +Longitude	107.4	4	0.0	0.172
RG_Lm2	Generalist Richness	N_Fragments	108.8	3	1.4	0.086
RG_Lm20	Generalist Richness	Forest Proportion + Longitude	109	4	1.5	0.074
RG_Lm1	Generalist Richness	Forest Proportion	109.1	3	1.7	0.074
RG_Lm12	Generalist Richness	Forest Proportion + Isolation_age	109.4	4	2.0	0.064

Figure 1. The region of Alta Floresta with the twenty-one landscapes sampled in this study. The dark grey, light grey and black represents forest, non-forest, and open water, respectively. The fish-bone landscapes 1 to 4 are isolated, and the units 5 to 7 still have a percolation condition.

Figure 2. Number of species recorded in relation to the number of interviews conducted in each deforestation pattern unit and control area (FB = fish-bone pattern; LP= large-property pattern; CT = Control area; the fish-bone landscapes 1 to 4 are isolated, and the units 5 to 7 still have a percolation condition).

Figure 3. Nonmetric multidimensional scaling (NMDS) ordination based on the Jaccard matrix of similarity analysis showing the variation of the (a) large vertebrate community, (b) generalist species and (c) specialist species to deforestation between the fish-bone pattern (FB), the large-property pattern (LP) and the control areas (CT). Stress values are 0.0064, 0.019 and $2.4e^{-07}$, respectively. The Co present in three fish-bone landscapes indicates the landscapes that are still connected.

Figure 1

Figure 2

Figure 3

References

- Andrén H (1994) Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71:355-366
- Antogiovanni M, Metzger JP (2005) Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 122:441-541
- Barlow J, Peres CA (2006) Effects of single and recurrent wildfires on fruit production and large vertebrate abundance in a central Amazonian forest. *Biodiversity and Conservation* 15:985–1012
- Batistella M, Brondizio ES, Moran EF (2000) Comparative analysis of landscape fragmentation in Rondônia, Brazilian Amazon. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing* Vol. XXXIII Part B7 Amsterdam
- Bender DJ, Tischendorf L, Fahrig L (2003) Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. *Landscape Ecology* 18:17-39
- Bernard E, Fenton MB (2007) Bats in a fragmented landscape: species composition, diversity and habitat interactions in savannas of Santarém, Central Amazônia, Brazil. *Biological Conservation* 134:332-343
- Bierregaard RO, Lovejoy TE (1989) Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. *Acta Amazonica* 19:215–241
- Bodmer RE, Eisenberg JF, Redford KH (1997) Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conservation Biology* 11:460-466
- Boyle SA, Smith AT (2010) Can landscape and species characteristics predict primate presence in forest fragments in the Brazilian Amazon? *Biological Conservation* 143:1134–1143

- Burnham KP, Anderson DR (2002) Model Selection and Multimodel Inference. A Practical Information—Theoretical Approach, Springer, New York
- Chiarello AG (1999) Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89:71-82
- Colwell RK (2005). EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples, Version 7.5
- Costa MH, Pires GF (2010) Effects of Amazon and Central Brazil deforestation scenarios on the duration of the dry season in the arc of deforestation. *International Journal of Climatology* 30:1970–1979
- Crooks KR (2002) Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16: 488-502
- Cullen LJr, Bodmer RE, Padua CV (2000) Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation* 95:49-56
- ESRI (1999-2006) ArcGIS version 9.2, ESRI-Inc
- Fahrig L (1998) When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? *Ecological Modelling* 105:273-292
- Fahrig L (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34:487-515
- Fahrig L, Merriam G (1994) Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8:50–59
- Fearnside PM (2001) Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. *Environmental Conservation* 28:23–38
- Fearnside P (2005) Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates and consequences. *Conservation Biology* 19:680-688

- Ferraz SFB, Vettorazzi CA, Theobald DM, et al. (2005) Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1984 and 2002 in central Rondônia, Brazil: assessment and future scenarios. *Forest Ecology and Management* 204:67-83
- Ferraz G, Nichols JD, Hines J, et al. (2007) A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on Amazon birds. *Science* 315:238–241
- Flather C H, Sauer J R (1996) Using landscape ecology to test hypotheses about large-scale abundance patterns in migratory birds. *Ecology* 77:28-35
- Fujisaka S, Bell W, Thomas N, and al. (1996) Slash-and-burn agriculture, conversion to pasture, and deforestation in two Brazilian Amazon colonies. *Agriculture Ecosystems & Environment* 59:115-130
- Grelle CEV (2005) Predicting extinction of mammals in the Brazilian Amazon. *Oryx* 39:347–350
- Gros PM (1998) Status of the cheetah *Acinonyx jubatus* in Kenya: a field-interview assessment. *Biological Conservation* 85:137–149
- Hanski I (1999) *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press, Oxford.
- Langlois JP, Fahrig L, Merriam G, et al. (2001) Landscape structure influences continental distribution of antavirus in deer mice. *Landscape Ecology* 16:255-266
- Laurance WF, Useche DC (2009) Environmental synergisms and extinctions of tropical species. *Conservation Biology* 23:1427-1437
- Laurance WF, Lovejoy TE, Vasconcelos HL, et al. (2002) Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 13: 605-618
- Laurance WF, Croes BM, Tchignoumba L, et al. (2005) Impacts of roads and hunting on Central African rainforest mammals. *Conservation Biology* 20: 1251-1261

- Laurance WF, Nascimento HEM, Laurance SG, et al. (2007) Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. *PlosONE* 10:e1017. www.plosone.org
- Laurance WF, Laurance SG, Hilbert DW (2008) Long-term dynamics of a fragmented rainforest mammal assemblage. *Conservation Biology* 22:1154-1164
- Laurance WF, Goosem M, Laurance SG (2009) Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 24:DOI: 10.1016/j.tree.2009.06.009
- Laurance WF, Camargo JLC, Luizão RCC, et al. (2011) The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. *Biological Conservation* 144:56-67
- Lawes MJ, Mealin PE, Piper SE (2000) Patch occupancy and potential metapopulation dynamics of three forest mammals in fragmented afro-montane forest in South Africa. *Conservation Biology* 14:1088–1098
- Lees AC, Peres CA (2006) Rapid avifaunal collapse along the Amazonian deforestation frontier. *Biological Conservation* 133:198-211
- Lees AC, Peres CA (2008) Avian life-history determinants of local extinction risk in a hyper-fragmented neotropical forest landscape. *Animal Conservation* 11:128-137
- Lindenmayer DB, McCarthy MA, Parris KM, et al. (2000) Habitat fragmentation, landscape context, and mammalian assemblages in southeastern Australia. *Journal of Mammalogy* 81:787–797
- Lyra-Jorge MC, Ribeiro MC, Ciocheti G, et al. (2010) Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. *European Journal of Wildlife Research* 56:359-368

- Martins MM (2005) Density of primates in four semi-deciduous forest fragments of São Paulo, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 14:2321-2329
- McAlpine CA, Rhodes JR, Callaghan JG, et al. (2006) The importance of forest area and configuration relative to local habitat factors for conserving forest mammals: a case study of koalas in Queensland, Australia. *Biological Conservation* 132:153-165
- McGarigal K, Marks BJ (1995) FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Report PNW-GTR-351, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR
- Melo FR, Cosenza BAP, Ferraz DS, et al. (2005) The near extinction of a population of northern muriquis (*Brachyteles hypoxanthus*) in Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Primates* 13:10–14
- Metzger JP (2001) Effects of deforestation pattern and private nature reserves on the forest conservation in settlement areas of the Brazilian Amazon. *Biota Neotropica* 1:1–14
- Michalski F, Peres CA (2005) Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation* 124:383-396
- Michalski F, Peres CA (2007) Disturbance - mediated mammal persistence and abundance - area relationships in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology* 21:1626-1640
- Michalski F, Boulhosa RLP, Faria A, et al. (2006) Human-wildlife conflicts in a fragmented Amazonian Forest landscape: determinants of large felid depredation on livestock. *Animal Conservation* 9:179-188

- Michalski F, Peres CA, Lake IR (2008) Deforestation dynamics in a fragmented region of southern Amazonia: evaluation and future scenarios. *Environmental Conservation* 35:93-103
- Michalski F, Metzger JP, Peres CA (2010) Rural property size drivers patterns on upland and riparian Forest retention in a tropical deforestation frontier. *Global Environmental Change* 20:705-712
- Milton K (1981) Estimates of reproductive parameters for free ranging *Ateles geoffroyi*. *Primates* 22:574–579
- Moilanen A, Hanski I (1998) Metapopulation dynamics: effects of habitat quality and landscape structure. *Ecology* 79:2503-2515
- Noss AJ, Cuéllar RL, Barrientos J, et al. (2003) A camera trapping and radio telemetry study of lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in Bolivian dry forests. *Tapir Conservation. Newsletter of the IUCN/SSC Tapir Specialist Group* 12:24-32
- Norris D, Peres CA, Michalski F, et al. (2008) Terrestrial mammal responses to edges in Amazonian forest patches: a study based on track stations. *Mammalia* 72:15-23
- Norris D, Michalski F, Peres CA (2010) Habitat patch size modulates terrestrial mammal activity patterns in Amazonian forest fragments. *Journal of Mammalogy* 91:551-560
- Nowak RM (1999) Walker's Primates of the World, Vol 1. Baltimore, Johns Hopkins University Press pp. 537 - 557
- Ockinger E, Schweiger O, Crist TO, et al. (2010) Life-history traits predict species responses to habitat area and isolation: a cross-continental synthesis. *Ecology Letters* 13:969-979

- Oliveira-Filho FJB, Metzger JP (2006) Thresholds in landscape structure for three common deforestation patterns in the Brazilian Amazon. *Landscape Ecology* 21:1061-1073
- Peres CA (2001) Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology* 15:1490-1505
- Peres CA, Michalski F (2006) Synergistic effects of habitat disturbance and hunting in Amazonian forest vertebrates. In Laurance WF, Peres CA (eds) *Emerging Threats to Tropical Forests*. University of Chicago Press, Chicago, pp 105–127
- Peres CA, Gardner TA, Barlow J, et al. (2010) Biodiversity conservation in human-modified Amazonian forest landscapes. *Biological Conservation* 143:2314 - 2327
- Pimm SL, Jones HL, Diamond J (1988) On the risk of extinction. *American Naturalist* 132:757–785
- Puttker T, Meyer-Lucht Y, Sommer S (2008) Fragmentation effects on population density of three rodent species in secondary Atlantic Rainforest, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 43:11-18
- R Development Core Team 2008 *R* v. 2.1.0.1
- Righi CA, Graça PMLA, Cerri CC, et al. (2009) Biomass burning in Brazil's Amazonian “Arc of Deforestation”: burning efficiency and charcoal formation in a fire after mechanized clearing at Feliz Natal, Mato Grosso. *Forest Ecology and Management* 258:2535-2546
- Rudel TK, Defries R, Asner GP, et al. (2009) Changing drivers of deforestation and new opportunities for conservation. *Conservation Biology* 23:1396–1405

- Sálek M, Kreisinger J, Sedláček F, et al. (2009) Corridor vs. hayfield matrix use by mammalian predators in agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 134:8-13
- Sampaio R, Lima AP, Magnusson WE, et al. (2010) Long-term persistence of midsized to large-bodied mammals in Amazonian landscapes under varying contexts of forest cover. *Biodiversity Conservation* 19:2421-2439
- Saunders DA, Hobbs RJ, Margules CR (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5:18-32
- Soulé ME, Bolger DT, Alberts AC, et al. (1988) Reconstructed dynamics of rapid extinction of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. *Conservation Biology* 2:75-92
- Stauffer D (1985) *Introduction to Percolation Theory*. Taylor & Francis, London
- Stratford JA, Stouffer PC (1999) Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology* 13:1416–1423
- Swift TL, Hannon SJ (2010) Critical thresholds associated with habitat loss: a review of the concepts, evidence, and applications. *Biological reviews* 85:35-53
- Terborgh J, Lopez L, Nunez P, et al. (2001) Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294:1923–1926
- Tilman D, May RM, Lehman CL, Nowak MS (1994) Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371:65-66
- Urquiza-Haas T, Peres CA, Dolman PM (2009) Regional scale effects of human density and Forest disturbance on large-bodied vertebrates throughout the Yucatán Peninsula, Mexico. *Biological Conservation* 142:134-148

- Urquiza-Haas T, Peres CA, Dolman PM (2011) Large vertebrates responses to Forest cover and hunting pressure in communal landholdings and protected areas of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Animal Conservation* 14:271-282
- Wiegand T, Revilla E, Moloney KA (2005) Effects of habitat loss and fragmentation on population dynamics. *Conservation Biology* 19:108–121
- Woodroffe R, Ginsberg JR (1998) Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science* 280:2126–2128
- Zuur AG, Ieno EN, Walker NJ, et al. (2009) *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with r*. Springer New York

Supplementary online material

Table S1. List of species present in the study area and their classification as specialist and generalist

Species	Diet	Classification	References
<i>Mazama americana</i>	Frugivore-herbivore	Specialist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006); Parry et al. (2007, 2009)
<i>Mazama gouazoubira</i>	Frugivore-herbivore	Generalist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006); Parry et al. (2007)
<i>Tayassu tajacu</i>	Omnivorous	Generalist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006)
<i>Tayassu pecari</i>	Omnivorous	Specialist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006)
<i>Tapirus terrestris</i>	Frugivore-herbivore	Specialist	Emmons (1997); Reis et al. (2006); Parry et al. (2007)
<i>Ateles spp.</i>	Frugivore	Specialist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006); Parry et al. (2007)
<i>Alouatta seniculus</i>	Folivore	Generalist	Emmons (1997); Chiarello (1999); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006)
<i>Aotus spp.</i>	Frugivore-insectivorous	Generalist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006)
<i>Callithrix argentata</i>	Omnivorous	Generalist	Emmons (1997); Chiarello (1999); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006)
<i>Callicebus molloch</i>	Frugivore-folivore	Generalist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006)
<i>Cebus apella</i>	Omnivorous	Generalist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006); Michalski & Peres (2007); Parry et al. (2007)
<i>Agouti paca</i>	Frugivore-herbivorous	Generalist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006)
<i>Coendou spp.</i>	Frugivore-herbivorous	Generalist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006)
<i>Dasyprocta agouti</i>	Frugivore-herbivorous	Generalist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006); Michalski &

<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>	Herbivorous	Generalist	Peres (2007); Parry et al. (2009)
<i>Scirurus aestuans</i>	Herbivorous	Generalist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006)
<i>Didelphis spp.</i>	Omnivorous	Generalist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999)
			Emmons (1997); Chiarello (2000); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006)
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Herbivorous	Generalist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006)
<i>Priodontes maximus</i>	Insectivorous	Specialist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006)
<i>Euphractus sexcinctus</i>	Omnivorous	Generalist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006); Michalski & Peres (2007)
<i>Dasypus kappleri</i>	Carnivore	Specialist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006)
<i>Dasypus novemcinctus</i>	Omnivorous	Generalist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006); Michalski & Peres (2007)
<i>Cabassous unicinctus</i>	Insectivorous	Generalist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006)
<i>Bradypus spp.</i>	Folivore	Generalist	Emmons (1997); Chiarello (1999); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006)
			(2006)
<i>Choloepus spp.</i>	Folivore	Generalist	Emmons (1997); Chiarello (1999); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006)
			(2006)
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Insectivorous	Specialist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006)
<i>Tamandua tetradactyla</i>	Insectivorous	Generalist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006); Michalski & Peres (2007)
<i>Cyclopes didactylus</i>	Insectivorous	Specialist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006)
<i>Atelocynus microtis</i>	Omnivorous	Specialist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006)
<i>Cerdocyon thous</i>	Omnivorous	Generalist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Chiarello (2000); Michalski & Peres (2005); Reis et al. (2006)
<i>Eira barbara</i>	Omnivorous	Generalist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006); Michalski & Peres (2007)
<i>Galictis vittata</i>	Omnivorous	Generalist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006); Michalski & Peres (2005)
<i>H. yagouaroundi</i>	Carnivore	Generalist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006)

<i>Leopardus pardalis</i>	Carnivore	Generalist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006)
<i>Leopardus wiedii</i>	Carnivore	Specialist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006)
<i>L. longicaudis</i>	Carnivore	Generalist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006)
<i>Nasua nasua</i>	Omnivorous	Generalist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006); Michalski & Peres (2005); Timm et al. (2009)
<i>Panthera onca</i>	Carnivore	Specialist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006)
<i>Potos flavus</i>	Frugivore	Generalist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Kays and Gittleman (2001); Reis et al. (2006)
<i>Procyon cancrivorous</i>	Omnivorous	Generalist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006); Timm et al. (2009)
<i>Puma concolor</i>	Carnivore	Generalist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006); Crooks (2002)
<i>Pteronura brasiliensis</i>	Carnivore	Specialist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006)
<i>Speothos venaticus</i>	Carnivore	Specialist	Emmons (1997); Eisenberg and Redford (1999); Reis et al. (2006)
<i>Psophia viridis</i>	Frugivore	Specialist	Sherman in: Del Hoyo, J. et al. (1996); Parry et al. (2007)
<i>Pipile cujubi</i>	Frugivore	Specialist	Del Hoyo, J. in: Del Hoyo, J. et al. (1994); Galetti et al. (1997)
<i>Mitu tuberosa</i>	Frugivore	Specialist	Del Hoyo, J. in: Del Hoyo, J. et al. (1994)
<i>Penelope jacquacu</i>	Frugivore	Generalist	Del Hoyo, J. in: Del Hoyo, J. et al. (1994); Parry et al. (2007);
<i>Crypturellus spp.</i>	Omnivorous	Generalist	Cabot in Del Hoyo, J. et al. (1992); Parry et al. (2009)
<i>Tinamus spp.</i>	Omnivorous	Generalist	Cabot in Del Hoyo, J. et al. (1992);
<i>Odontophorus gujanensis</i>	Omnivorous	Generalist	Carroll, in: Del Hoyo, J. et al. (1994); Franco et al. (2006)

Table S2. List of all models analyzed in the multiple regression analysis with the response variables (species richness, specialist richness, generalist richness).

Model Name	Predictor Variables	Model Type
N1	None – Richness is constant and suffers no influence from any variable	Null
N2	Latitude and Longitude	Null
N3	Latitude	Null
N4	Longitude	Null
RV1	Proportion of forest	Landscape
RV2	Number of fragments	Landscape
RV3	Size of the largest fragment in the landscape context	Surrounding habitat
RV4	Deforestation age and isolation age	Temporal
RV5	Deforestation age	Temporal
RV6	Isolation age	Temporal
RV7	Proportion of forest and size of the largest fragment in the landscape	Landscape and Surrounding habitat
RV8	Number of fragments and size of the largest fragment in the landscape	Landscape and Surrounding habitat
RV9	Isolation age and deforestation age and size of the largest fragment in the landscape	Temporal and surrounding habitat
RV10	Deforestation age and size of the largest fragment in the landscape	Temporal and surrounding habitat
RV11	Isolation age and size of the largest fragment in the landscape	Temporal and surrounding habitat
RV12	Proportion of forest and isolation age	Landscape and Temporal
RV13	Number of fragments and isolation age and deforestation age	Landscape and Temporal
RV14	Number of fragments and isolation age	Landscape and Temporal
RV15	Number of fragments and deforestation age	Landscape and Temporal
RV16	Proportion of forest and size of the largest fragment in the landscape and isolation age	Landscape and Surrounding habitat and Temporal
RV17	Number of fragments and size of the largest fragment in the landscape and isolation age and deforestation age	Landscape and Surrounding habitat and Temporal

RV18	Number of fragments and size of the largest fragment in the landscape and isolation age	Landscape and Surrounding habitat and Temporal
RV19	Number of fragments and size of the largest fragment in the landscape and deforestation age	Landscape and Surrounding habitat and Temporal
RV20	Proportion of forest and Longitude	Landscape and Longitude
RV21	Number of fragments and Longitude	Landscape and Longitude
RV22	Size of the largest fragment in the landscape (without the 4 X 4 km context) and Longitude	Surrounding habitat and latitude and Longitude
RV23	Deforestation age and isolation age and longitude	Temporal and Longitude
RV24	Deforestation age and Longitude	Temporal and Longitude
RV25	Isolation age and Longitude	Temporal and Longitude
RV26	Proportion of forest and size of the largest fragment in the landscape and Longitude	Landscape and Surrounding habitat and Longitude
RV27	Number of fragments and size of the largest fragment in the landscape and Latitude	Landscape and Surrounding habitat and Longitude
RV28	Isolation age and deforestation age and size of the largest fragment in the landscape and Longitude	Temporal and surrounding habitat and Longitude
RV29	Deforestation age and size of the largest fragment in the landscape and Longitude	Temporal and surrounding habitat and Longitude
RV30	Isolation age and size of the largest fragment in the landscape and Longitude	Temporal and surrounding habitat and Longitude
RV31	Proportion of forest and isolation age and Longitude	Landscape and Temporal and Longitude
RV32	Number of fragments and isolation age and deforestation age and Longitude	Landscape and Temporal and Longitude
RV33	Number of fragments and isolation age and Longitude	Landscape and Temporal and Longitude
RV34	Number of fragments and deforestation age and Longitude	Landscape and Temporal and Longitude
RV35	Proportion of forest and size of the largest fragment in the landscape and isolation age and Longitude	Landscape and Surrounding habitat and Temporal and Longitude
RV36	Number of fragments and size of the largest fragment in the landscape and isolation age and deforestation age and Longitude	Landscape and Surrounding habitat and Temporal and Longitude
RV37	Number of fragments and size of the largest fragment in the landscape and isolation age	Landscape and Surrounding habitat and

RV38

and Longitude
Number of fragments and size of the largest fragment in the landscape and deforestation
age and Longitude

Temporal and Longitude
Landscape and Surrounding habitat and
Temporal and Longitude

References

- Chiarello AG (1999) Effects of fragmentation of the Atlantic Forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89:71-82
- Chiarello AG (2000) Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology* 14:1649-1657
- Crooks KR (2002) Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16:488-502
- Del Hoyo J, Elliot A, Sargatal J (1992) Handbook of the Birds of the World. Volume 1, p 112-140
- Del Hoyo J, Elliot A, Sargatal J (1994) Handbook of the Birds of the World. Volume 2, p 310-363
- Del Hoyo J, Elliot A, Sargatal J (1996) Handbook of the Birds of the World. Volume 3, p 380-402
- Eisenberg JF, Redford KH (1999) Mammals of the Neotropics - The Central Neotropics - Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil, Volume 3. The University of Chicago Press 609p
- Emmons LH, Feer F (1997) Neotropical Rainforest Mammals. A field Guide - second edition. The University of Chicago Press 281p
- Franco P, Fierro-Calderón K, Kattan G (2006) Population densities and home range sizes of the Chestnut Wood-quail. *Journal of Field Ornithology* 77:85–90
- Kays RW, Gittleman JL (2001) The Social organization of the Kinkajou *Potos flavus* (Procyonidae). *The Zoological society of London* 253:491-504
- Michalski F, Peres CA (2005) Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation* 124:383-396

- Michalski F, Peres CA (2007) Disturbance - mediated mammal persistence and abundance - area relationships in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology* 21:1626-1640
- Parry L, Barlow J, Peres CA (2007) Large-vertebrate assemblages of primary and secondary forests in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 23:653-662
- Parry L, Barlow J, Peres CA (2009) Hunting for sustainability in tropical secondary forests. *Conservation Biology* 23:1270-1280
- Reis NR, Peracchi AL, Pedro WA, Lima IP (2006) *Mamíferos do Brasil*. Universidade Estadual de Londrina 437p
- Timm RM, Lieberman D, Lieberman M, McClearn D (2009) Mammals of Cabo Blanco: history, diversity, and conservation after 45 years of regrowth of a Costa Rican dry forest. *Forest Ecology and Management* 258:997-1013

Capítulo 3

Considerações Finais

3.0. Considerações Finais

Os resultados encontrados neste estudo indicam que os impactos ecológicos provocados pelo padrão espinha-de-peixe serão graves para a manutenção da biodiversidade. Nestas paisagens, encontramos uma comunidade de vertebrados de médio e grande porte dominada por espécies generalistas e oportunistas, e uma riqueza de espécies (tanto para espécies especialistas quanto para espécies generalistas) menor do que nas outras paisagens estudadas.

As paisagens espinha-de-peixe são compostas por um número elevado de pequenos fragmentos florestais isolados e possuem uma baixa probabilidade de ocorrência de vertebrados quando comparada às paisagens do padrão de grandes propriedades, que são menos fragmentadas e menos isoladas. Tais impactos são ainda agravados por queimadas invasivas de superfície, extração seletiva de madeira, e pressão de caça, que são intensos nas paisagens de espinha-de-peixe, devido ao número elevado de propriedades e pessoas que circundam nestes fragmentos remanescentes. Estas paisagens também podem apresentar grandes áreas de borda, ou até mesmo, ter fragmentos inteiros sofrendo efeitos de borda, dependendo do seu tamanho.

Extinções futuras nas paisagens espinha-de-peixe parecem certas, uma vez que o tempo de isolamento destes fragmentos para algumas espécies possivelmente ainda não foi suficiente para provocar sua extinção. A extinção de espécies especialistas e de predadores de topo de cadeia pode afetar os principais processos ecológicos, uma vez que estas espécies são importantes para a dispersão de sementes, polonização, herbivoria, contribuem para a regeneração florestal e controlam populações de

herbívoros, entre outros (Laurance et al. 2006). Estudos mostram que em fragmentos onde predadores de topo foram extintos, houve um aumento dramático dos herbívoros, o que por sua vez levou a uma série de efeitos cascata, reduzindo inclusive os níveis de recrutamento de árvores (Terborgh et al. 2001).

Preocupações sobre o futuro da Floresta Amazônica estão crescendo tanto quanto a extensão e a taxa de destruição das florestas primárias (Kirby et al. 2006). Com a tendência crescente de ocupação e expansão das fronteiras agrícolas, as paisagens da bacia amazônica se tornarão cada vez mais fragmentadas (Fearnside 2001). Neste contexto, é de extrema importância avaliar os impactos deste desmatamento para que as novas fronteiras agrícolas sejam espacialmente projetadas, visando o menor impacto possível para a biodiversidade.

Se o desmatamento pudesse ser espacialmente planejado, permitindo a manutenção de remanescentes florestais em blocos mais agregados no fundo das propriedades, com altos níveis de conectividade, o padrão espinha-de-peixe criaria áreas alongadas de floresta que atravessariam quase que toda a paisagem (Metzger 2001). Esta maior conectividade, em escala local e regional, permitiria um maior fluxo gênico entre os remanescentes florestais de Alta Floresta, e seria capaz de manter a biodiversidade a longo prazo, mesmo nos remanescentes menores que formam o padrão espinha-de-peixe, através da recolonização por novos indivíduos. Assim, estratégias de conservação que encorajem e implementem um uso de terra espacialmente planejado devem ser prioritárias para a conservação da Floresta Amazônica (Bernard and Fenton 2007).

Programas de restauração nestas paisagens, com espécies nativas, podem ser essenciais para o re-estabelecimento da conectividade dos fragmentos remanescentes nas paisagens espinha-de-peixe, principalmente para as áreas de APP. De acordo com

Pardini et al. (2010), paisagens com proporção de habitat remanescente intermediário (30%) são ideais para programas de intervenção que visem a conservação, como programas de restauração de pequenas manchas ou o reestabelecimento de corredores, pois ainda possuem resiliência ecológica. Nossas paisagens espinha-de-peixe possuem uma proporção de floresta ($\text{mean} \pm \text{SD} = 24.26 \pm 8.13$) limitófre para estas intervenções, com algumas paisagens com percentuais de floresta passando deste limiar ($> 30\%$) e outras com um percentual mais baixo, porém nenhuma ainda atingiu os 10% de proporção de floresta, que provavelmente indicam paisagens que perderam a resiliência ecológica, e não terão mais capacidade de ser recuperar (Pardini et al. 2010).

O não cumprimento do Código Florestal vigente certamente tem tido conseqüências severas não apenas para a biodiversidade, mas também para os serviços ambientais, com repercussões na qualidade de vida humana e saúde pública (Galetti et al. 2010). A atual legislação ambiental prevê que em áreas de ocorrência de Floresta Amazônica, 80% da área florestal deve permanecer preservada em propriedades particulares, em forma de reserva legal (RL), incluindo uma faixa de floresta ripária ao longo de todo o rio, na forma de Área de Preservação Permanente (APP). Mesmo assim, Michalski et al. (2010a), estudando 300 propriedades na região de Alta Floresta, encontraram que somente 20.3% destas mantiveram os 80% de suas propriedades protegidas na forma de Reserva Legal, como requerido pela Lei em vigor.

Se a legislação atual fosse respeitada, e os 80% de área fossem mantidos sobre a forma de Reserva Legal juntamente com as áreas de APP, grandes fragmentos florestais e áreas sem ação do efeito de borda (áreas núcleo) seriam mantidas, com

alta conectividade, permitindo a conservação de praticamente todas as espécies florestais, independentemente do padrão de desmatamento (Metzger 2001).

Os ecossistemas florestais do Brasil abrigam um dos mais altos níveis de diversidade de vertebrados da Terra, e boa parte dessa diversidade se encontra nas áreas legalmente protegidas em áreas de domínio privado (Galetti et al. 2010). Reservas legais e as áreas de preservação permanente representam assim estratégias importantes para a proteção e manutenção da biodiversidade, complementando as Unidades de Conservação no seu papel de conservação da biodiversidade brasileira e permitindo o fluxo de animais entre os grandes fragmentos de vegetação nativa (Ribeiro et al. 2009).

Mudanças no Código Florestal prevêem que pequenas propriedades rurais (com menos de quatro módulos fiscais, ou seja, menores que 400 ha para algumas regiões amazônicas), muitas das quais formam o padrão espinha-de-peixe (média do tamanho das propriedades = 49.31 ha), e que compõem cerca de 25 a 40% do território brasileiro, dependendo da região (Michalski et al. 2010b), não precisarão mais ter áreas de vegetação obrigatória além da APP. Se atualmente, essas propriedades já são responsáveis por níveis consideráveis de desmatamento (Michalski et al. 2010a), com as novas mudanças propostas, o desmatamento deve ser ainda mais intensificado, podendo levar até à perda total da floresta em algumas pequenas propriedades. Estes pequenos fragmentos muitas vezes contribuem para o aumento da conectividade da paisagem, atuando como *stepping stones* (Develey and Pongiluppi 2010), tendo importante papel na manutenção da biodiversidade da paisagem como um todo.

Para as propriedades maiores, a redução das áreas de reserva legal seria de 80 para 50%. Porém, estudos considerando três padrões distintos de fragmentação na

Amazônia sustentam a ocorrência de mudanças bruscas na paisagem em valores de limiares de percolação próximos a 60% (Oliveira Filho and Metzger 2006). O limiar de percolação é a quantidade mínima de habitat necessária numa determinada paisagem para que uma espécie, que não tem capacidade de sair do seu habitat, possa cruzar a paisagem de uma ponta a outra (Metzger 2010). Na realidade, ocorrem mudanças estruturais bruscas em diferentes momentos: há uma perda brusca no tamanho médio dos fragmentos por volta de 70% a 80% de habitat remanescente, além do esperado aumento do isolamento, da fragmentação e redução da conectividade para valores intermediários (30 a 60%). Todas essas modificações levam a uma redução na capacidade da paisagem de sustentar diversidade biológica (Metzger 2010). Assim, na Amazônia, onde temos um vasto patrimônio biológico e genético ainda pouco conhecido, e relativamente conservado, dever-se-ia manter paisagens com pelo menos 60% de cobertura (Metzger 2002), ou de preferência com mais de 70%, para se evitar os efeitos iniciais da redução brusca do tamanho dos fragmentos (Metzger 2010). Ademais, na Amazônia, qualquer mudança na porcentagem de floresta desmatada implica não apenas em impactos na biodiversidade, mas também em impactos irremediáveis no ciclo hidrológico regional e nacional (Fearnside 2004). Novamente, as reduções nas áreas de RL além de diminuir os tamanhos dos fragmentos, promovendo subseqüentes extinções relacionadas que podem ser estimadas pela relação espécie-área, também provocará o aumento da fragmentação e a diminuição da conectividade, aumentando o isolamento dos remanescentes florestais e promovendo a extinção de espécies especialistas.

As novas mudanças do Código Florestal também estipulam que rios com até 5 m de largura, que compõem cerca de 90% da malha hidrográfica brasileira (e estão presentes nas pequenas propriedades) terão suas áreas de APP reduzidas de 30 para

15 m. Para a maioria das espécies de plantas e vertebrados, a faixa atual, de no mínimo 30 m ao lado de cursos d'água, não é suficiente para promover a conectividade da paisagem e assegurar a manutenção da biodiversidade em longo prazo, devido aos efeitos de borda e a redução do hábitat (Metzger 2010). Com isto, estas áreas se tornam empobrecidas, afetando a produtividade primária da floresta e tendo efeitos negativos sobre várias espécies (Galetti et al. 2010). Hoje, as APPs são fundamentais para a persistência de populações de mamíferos e aves, pois criam na paisagem corredores que permitem a conectividade de populações previamente isoladas, e promovem a dispersão das aves através da matriz (Develey and Pongiluppi 2010).

Se a nova Lei do Código Florestal entrar em vigor, a cobertura florestal no padrão de desmatamento espinha-de-peixe será ainda mais reduzida, trazendo diversos impactos negativos para os serviços ecossistêmicos que estas áreas de RL e APP prestam (Chan et al. 2006). Ademais, haverá efeitos irreversíveis para a diversidade de vertebrados de médio e grande porte, pois estes apresentam papéis-chave nos ecossistemas, atuando como polinizadores e dispersores de sementes (Galetti et al. 2010). O fim das áreas de floresta nas pequenas propriedades também poderá provocar o isolamento das áreas de floresta das grandes propriedades, que podem passar a sofrer os impactos do isolamento e ter, em médio e longo prazo, suas populações de espécies especialistas diminuídas e extintas.

Todas as informações científicas atuais indicam a importância da manutenção das RL e APP do atual Código Florestal, como medida pró-ativa para prevenir que irreversivelmente os biomas brasileiros atinjam os níveis de funcionamento e perda de diversidade biológica irreversíveis (Galetti et al. 2010).

A criação de áreas protegidas, o efetivo cumprimento das leis ambientais (Fearnside 2004) e programas de restauração de áreas degradadas seriam de grande importância para a manutenção dos serviços ambientais da floresta amazônica – como a biodiversidade, o estoque de carbono (que ajuda a evitar o efeito estufa) e a ciclagem de água (que inclui a provisão de água para outras áreas, como São Paulo) (Fearnside 2004, 2006).

O desmatamento contribui para a erosão e compactação do solo, exaustão dos nutrientes, perda das funções básicas da bacia hidrográfica e aumento do aquecimento global (Fearnside 2005), por meio da emissão de uma fração desproporcional de carbono proveniente da queima de biomassa, e erosão de biodiversidade através da perda de habitat (Michalski et al. 2010a). Podemos prever que esses efeitos serão ainda mais intensificados com as mudanças propostas do Código Florestal. Os pequenos fragmentos, que compõem a paisagem espinha-de-peixe, deverão sumir ou se tornar ainda mais escassos, extinguindo localmente todas as espécies especialistas e com alto requerimento de habitat. A ausência destas espécies nos pequenos fragmentos pode iniciar uma cascata trófica que irá beneficiar algumas espécies de presas, permitindo que estas persistam em abundâncias supranormais (Feeley and Terborgh 2008), tendo graves consequências para a produção primária da floresta. Dentro destes efeitos ainda está a perda da resiliência ecológica destas paisagens, pois paisagens com 10% de proporção de floresta não possuem mais a capacidade de se recuperar de perturbações (Pardini et al. 2010). A Amazônia inteira pode se tornar uma grande área repleta de pequenos fragmentos, isolados, desprovidos de espécies especialistas, e sem resiliência ecológica, que em longo prazo podem ter consequências irreversíveis e destrutivas para a Floresta, comprometendo além de

uma das mais ricas biodiversidades do mundo, as próprias populações humanas que sobrevivem da floresta.

Referências Bibliográficas

- Bernard E, Fenton MB (2007) Bats in a fragmented landscape: species composition, diversity and habitat interactions in savannas of Santarém, Central Amazônia, Brazil. *Biological Conservation* 134:332-343
- Chan KMA, Shaw MR, Cameron DR, Underwood EC, Daily GC (2006) Conservation planning for ecosystem services. *Plos Biology* 4:2138-2152
- Develey PF, Pongiluppi T (2010) Impactos potenciais na avifauna decorrentes das alterações propostas para o Código Florestal Brasileiro. *Biota Neotropica* 10:43-46
- Fearnside PM (2001) Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. *Environmental Conservation* 28:23-38
- Fearnside PM (2004) A água de São Paulo e a floresta amazônica. *Ciência Hoje* p63-66
- Fearnside PM (2005) Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e consequências. *Megadiversidade* 1:113-123
- Fearnside PM (2006) Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. *Acta Amazônica* 36:395-400
- Feeley KJ, Terborgh JW (2008) Trophic drivers of species loss from fragments. *Animal Conservation* 11:366-368
- Kirby KR, Laurance WF, Albernaz AK, Schroth G, Fearnside PM, Bergen S, Venticinque EM, Costa C (2006) The future of deforestation in the Brazilian Amazon. *Futures* 38:432-453

- Galetti M, Pardini R, Barbanti JMD, Silva VMF, Rossi A, Peres CA (2010) Mudanças no código florestal e seu impacto na ecologia e diversidade dos mamíferos no Brasil. *Biota Neotrópica* 10:1-6
- Laurance WF, Nascimento HEM, Laurance SG, Andrade A, Ribeiro JELS, Giraldo JP, Lovejoy TE, Condit R, Chave J, Harms KE, D'Angelo S (2006) Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. *PNAS* 103:19010-19014
- Metzger JP (2001) Effects of deforestation pattern and private nature reserves on the forest conservation in settlement areas of the Brazilian Amazon. *Biota Neotrópica* 1:1-14
- Metzger JP (2002) Bases biológicas para definição de Reservas Legais. *Ciência Hoje* 31:183-184
- Metzger JP (2010) O Código Florestal tem base científica? *Natureza & Conservação* 8:1-5
- Michalski F, Metzger JP, Peres CA (2010a) Rural property size drivers patterns on upland and riparian Forest retention in a tropical deforestation frontier. *Global Environmental Change* 20:705-712
- Michalski F, Norris D, Peres, CA (2010b) No return from biodiversity loss. *Science* 329:1282
- Oliveira-Filho FJB, Metzger JP (2006) Thresholds in landscape structure for three common deforestation patterns in the Brazilian Amazon. *Landscape Ecology* 21:1061-1073
- Pardini R, Bueno AdA, Gardner TA, Prado PI, Metzger JP (2010) Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across

fragmented landscapes. PLoS ONE 5(10):e13666
doi:10.1371/journal.pone.0013666

Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM (2009) The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142:1141-1153

Terborgh J, Lopez L, Nunez P, Rao M, Shahabuddin G, Orihuela G, Riveros M, Ascanio R, Adler GH, Lambert TD, Balbas L (2001) Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294:1923-1926

Anexos

Parte 1. Protocolo de entrevistas utilizado para as entrevistas com os proprietários locais entre Fevereiro e Julho de 2009 (Michalski F, Unpublished data).

PROJETO UNIDADES DE PAISAGEM – ALTA FLORESTA FEVEREIRO/JULHO 2009

Unidade ID: Data: Entrevista #:.....
Nome da Propriedade:
Coordenadas: EPE:
Tamanho da Propriedade: Área de Pasto:
Cultivo: Mata: Ativ. Econ.:
do Rebanho: Córrego: () Sim () Não

1) DADOS PESSOAIS

Nome: Idade:
Tempo de Residência na área:.....

2) FRAGMENTO/ÁREA DE MATA

Tamanho Aprox.: Idade da Derrubada:
Idade do tamanho atual: Dist. Aprox. Da mata + próx.:
Qual?
Caracterização do fragmento (vegetação, etc.):
Já houve diminuição do tamanho do fragmento? Há qto. Tempo?
Quanto?
Isolado () Sim. Há qto. tempo?() Não. Conectado com:
Matriz (Entorno) () Pasto () Pasto abandonado () Lavoura () Outro
.....

3) CORREDORES

Voce tem corredores ripários que atravessam ou estão dentro da sua propriedade?.....

Se sim quantos?.....

Por favor indique qual o nível de concordância com os itens abaixo:

	Concorda Fortemente	Concorda	Neutro	Não concorda	Não concorda fortemente	Não sabe
Corredores não tem função						
Corredores fornecem uma fonte útil de água para o gado						
Corredores são uma barreira efetiva para o fogo						
Corredores permitem que os animais se movam através da propriedade						
Corredores deveriam utilizar o mínimo espaço possível						
Corredores são uma paisagem bonita na propriedade						
Corredores deveriam ser removidos						

4) PERTURBAÇÃO

CORTE SELETIVO

Já houve corte seletivo? () Não. Há qto. Tempo? () Sim. Qual foi a última vez que foi extraída madeira?

Qual a quantidade de madeira que foi extraída?

Madeira extraída:

Intensidade da extração de Madeira () Maquinário () Manual

O que ainda tem de Madeira importante?

FOGO

Já houve queimada? () Não. () Sim. Qtas. Vezes?

Quando foi a última queimada?

Qual proporção de mata que foi queimada?

O interior da mata pegou fogo?

CAÇA

Presença de caça no fragmento () Não. Há qto. Tempo? () Sim.

Quantos caçadores entram no mato atualmente?

Antigamente tinha mais caçadores?

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

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

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

Mensal

Até que ano houve caça? Ainda há? () Sim () Não

Seletividade:

Qual o bicho mais caçado?

Quantidade de bichos mais caçados/mês:

5) OCORRÊNCIA DE ESPÉCIES

UNGULADOS

- ☐ Anta (*Tapirus terrestris*)
- ☐ Catitu (*Tayassu tajacu*)
- ☐ Queixada (*Tayassu pecari*)
- ☐ Veado vermelho/mateiro (*Mazama Americana*)
- ☐ Veado roxo/fubóca (*Mazama gouazoubira*)

PRIMATAS

- ☐ Macaco aranha (*Ateles sp.*)
- ☐ Bugio (*Alouatta belzebul*)
- ☐ Cuxiú (*Chiropotes albinasus*)
- ☐ Zog-Zog (*Callicebus moloch*)
- ☐ Macaco prego (*Cebus apella*)
- ☐ Macaco da noite (*Aotus infulatus*)
- ☐ Sauim (*Callithrix argentata*)

ROEDORES

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

LAGOMORPHA

- ☐ Tapiti (*Sylvilagus brasiliensis*)

MARSUPIAIS

- ☐ Gambá (*Didelphis sp.*)

XENARTHRA

- ☐ Tatu canastra (*Priodontes maximus*)
- ☐ Tatu peba (*Euphractus sexcinctus*)
- ☐ Tatu 15 kilos (*Dasypus kappleri*)
- ☐ Tatu galinha (*Dasypus novencinctus*)
- ☐ Tatu rabo de couro (*Cabassous unicinctus*)
- ☐ Preguiça comum (*Bradypus variegates*)
- ☐ Preguiça real (*Choloepus didactylus*)
- ☐ Tamanduá bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*)
- ☐ Tamanduá de coleite (*Tamandua tetradactyla*)
- ☐ Tamanduá-í (*Cyclopes didactylus*)

CARNIVORA

- () Gogó-de-sola (*Potos flavus*) Já foi visto no pasto? () Sim () Não
- () Irara (*Eira Barbara*) Já foi visto no pasto? () Sim () Não
- () Coati (*Nasua nasua*) Já foi visto no pasto? () Sim () Não
- () Furão (*Galictis vittata*) Já foi visto no pasto? () Sim () Não
- () Mão-pelada (*Procyon cancrivorus*) Já foi visto no pasto? () Sim () Não
- () Cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) Já foi visto no pasto? () Sim () Não
- () Raposa/cachorro de orela pequena (*Atelocynus microtis*) Já foi visto no pasto? () Sim () Não
- () Cachorro-vinagre (*Speothos venaticus*) Já foi visto no pasto? () Sim () Não
- () Lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) Já foi visto no pasto? () Sim () Não
- () Mourisco (*Herpailurus yaguarondi*) Já foi visto no pasto? () Sim () Não
- () Gato peludo (*Leopardus wiedii*) Já foi visto no pasto? () Sim () Não
- () Jaguaririca (*Leopardus pardalis*) Já foi visto no pasto? () Sim () Não
- () Puma/Parda (*Puma concolor*) Já foi visto no pasto? () Sim () Não
- () Onça pintada (*Panthera onca*) Já foi visto no pasto? () Sim () Não
- () Ariranha (*Pteronura brasiliensis*)
- () Lontra (*Lontra longicaudis*)

Já viu ariranha e lontra na propriedade (nos rios)?

RÉPTEIS

- () Jabutí (*Geochelone sp.*)

AVES

() Jacú (<i>Penelope sp.</i>)	() Nambú
() Mutúm (cavalo ou pinima?)	() Nambúzinho
() Jacutinga (<i>Aburria pipile</i>)	() Tucano
() Jacamin	() Araçari
() Urú	() Arara
() Macuco	() Papagaio
() Jaó	

6) PROBLEMAS DE PREDACÃO

Você tem casos de predação de criações domésticas em sua propriedade? Quando foi o último caso?

.....

.....

.....

.....

Se você pudesse escolher, você gostaria de ter onças em sua propriedade?.....

Por quê?.....

Parte 2. Pranchas com as figuras e fotos de todas as espécies que ocorrem na região e com a adição de sete espécies que não ocorrem, utilizadas nas entrevistas com os proprietários locais entre Fevereiro e Julho de 2009.