



**Universidade do Estado de Mato Grosso**  
**Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação**

**ANA CARLA RODRIGUES**

**COMUNIDADES DE PEQUENOS MAMÍFEROS TERRESTRES (RODENTIA E  
DIDELPHIMORPHIA) EM FLORESTA CONTÍNUA E EM RECUPERAÇÃO  
AMBIENTAL NA AMAZÔNIA CENTRAL**

**Nova Xavantina, MT**

**2016**



**Universidade do Estado de Mato Grosso**  
**Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação**

**COMUNIDADES DE PEQUENOS MAMÍFEROS TERRESTRES (RODENTIA E  
DIDELPHIMORPHIA) EM FLORESTA CONTÍNUA E EM RECUPERAÇÃO  
AMBIENTAL NA AMAZÔNIA CENTRAL**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado do Mato Grosso como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Fabiano Rodrigues de Melo  
Coorientador: Prof. Dr. Michel Barros Faria

**Nova Xavantina, MT**

**2016**

Ana Carla Rodrigues

**Comunidades de pequenos mamíferos terrestres (Rodentia e Didelphimorphia) em floresta contínua e em recuperação ambiental na Amazônia Central**

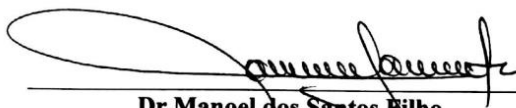
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso, *Campus* de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre.

Aprovada em 01 de Abril de 2016.

Banca Examinadora:



**Dr. Fabiano Rodrigues de Melo**  
(Orientador)  
Universidade Federal de Goiás – UFG



**Dr. Manoel dos Santos Filho**  
(Membro interno)  
Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT



**Dr. Gustavo Rodrigues Canale**  
(Membro externo)  
Universidade Federal do Mato Grosso – UFMT



**Dr. Ricardo Kelchi Umetsu**  
(Membro Suplente)  
Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT

*A gente quer ter voz ativa  
No nosso destino mandar  
Mas eis que chega a roda-viva  
E carrega o destino pra lá  
Roda mundo, roda-gigante  
(Chico Buarque)*

Dedico este trabalho à minha mãe, Lúcia Rodrigues, por sempre acreditar nos meus sonhos, ao meu irmão Antônio Neto pela inspiração, e aos meus avós Helena e Antônio Do Leôncio por tanto amor.

Dedico a vocês esta conquista, com todo meu amor.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço à Deus, por tomar conta dos meus passos, pelo amor e por não me deixar desistir nas dificuldades. Gratidão!

À minha mãe, Lúcia Rodrigues, minha guerreira, fonte de inspiração e força, por me proporcionar todas as conquistas com muito amor e carinho. Faltam palavras para expressar o tamanho do meu amor e gratidão. Ao meu irmão Antônio Neto por ser inspiração, pelo carinho e ter me apresentado essa paixão que é a biologia. Agradeço toda a minha família por ser meu ninho seguro Agradeço aos meus tios, primos, sobrinhos, Olívia, Antonela e Inácio e à minha cunhada Mirelle por estarem sempre presentes em minha vida. À minha vizinha Helena, mais linda, minha luz, obrigada por encher meu coração do mais puro amor a cada lembrança, obrigada por inspirar e sempre cuidar de mim. Saudades! Ao meu avô, Antônio do Leôncio pela presença, apoio, incentivo, carinho e amor em todas as fases da minha vida.

Ao meu namorado, Hugo C. M. Costa, por tamanha dedicação, ajudas infinitas, paciência, companheirismo sem fim, carinho e por tanto amor. Sem você eu não conseguiria! Agradeço também aos meus sogros, Neri da Costa e Gildete de Moura Costa pelas ajudas e incentivos.

As minhas Cumadis-irmãs, que Trombetas nos proporcionou o encontro, Vanessa Jorge, Letícia Silva e Viviane Sodré, obrigada por terem compartilhado todas as lutas, dificuldades, alegrias e risos. Amo muito vocês. E   Lets, em especial, por estes dois anos intensos no mesmo lar: Amanhecer!!!

Aos cooperados, que tanto trabalharam pesado, literalmente, meu grande e eterno agradecimento pelo cuidado com o trabalho e pelo interesse ao longo dessa caminhada por esses fantásticos bichos.

Aos pequenos mamíferos, obrigada e perdão! Que tudo isso tenha serventia para um futuro melhor. Obrigada pela oportunidade de conhece-los. Sempre serei encantada, apaixonada e grata. Agradeço também a oportunidade de conhecer e receber a energia de uma floresta tão linda, a Floresta Nacional de Saracá-Taquera.

Ao Prof. Dr. Fabiano Rodrigues de Melo por tantas oportunidades de aprendizado e por tamanho conhecimento e crescimento.

Aos amigos que o mestrado me deu obrigada pelo compartilhamento de ideias e convivências nesses dois anos. Agradeço em especial ao Jefferson Miranda, Ana Clara Abadia, Diego Afonso por tantos momentos de desabafos, conversas, apoios, alegrias, risos, banhos de rio e etc...

As minhas amigas do Coró, Allinne, Franciele e Marina por sempre me receberem com a mesma amizade e carinho, mesmo depois de tantos sumiços.

Aos Professores do Programa de Ecologia e Conservação, por ter me proporcionado tanto crescimento em tão pouco tempo. Agradeço em especial ao Henrique Augusto Mews por tamanha ajuda no escopo do trabalho, pelas palavras amigas que me acalmaram e motivaram. Ao Thiago Bernardi por tanta ajuda nas análises estatísticas, paciência e pelas caronas. Vocês não têm idéia do tamanho da minha gratidão!

Agradeço a Capes pelo financiamento. Às empresas envolvidas neste trabalho, MRN e STCP, pela logística e suporte. Ao ICMBIO pelas licenças.

## SUMÁRIO

<b>A ESTRUTURA DAS COMUNIDADES DE PEQUENOS MAMÍFEROS TERRESTRES (RODENTIA E DIDELPHIMORPHIA) EM ÁREAS SOB CONCESSÃO DE MINERAÇÃO NA AMAZÔNIA.....</b>	<b>9</b>
<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>9</b>
<b>MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>12</b>
<i>Área de Estudo .....</i>	<i>12</i>
<i>Coleta de dados .....</i>	<i>13</i>
<i>Análise de dados .....</i>	<i>15</i>
<b>RESULTADOS .....</b>	<b>17</b>
<b>DISCUSSÃO .....</b>	<b>20</b>
<b>REFERÊNCIAS* .....</b>	<b>24</b>
<b>A REESTRUTURAÇÃO DA COMUNIDADE DE PEQUENOS MAMÍFEROS TERRESTRES (RODENTIA E DIDELPHIMORPHIA) NA AMAZÔNIA CENTRAL. QUANTO TEMPO SERIA NECESSÁRIO? .....</b>	<b>29</b>
<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>29</b>
<b>MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>31</b>
<i>Área de Estudo .....</i>	<i>31</i>
<i>Coletas de dados.....</i>	<i>32</i>
<i>Identificação de espécies .....</i>	<i>35</i>
<i>Análise de dados .....</i>	<i>35</i>
<b>RESULTADOS .....</b>	<b>37</b>
<b>DISCUSSÃO .....</b>	<b>40</b>
<b>REFERÊNCIAS* .....</b>	<b>44</b>



# **A ESTRUTURA DAS COMUNIDADES DE PEQUENOS MAMÍFEROS TERRESTRES (RODENTIA E DIDELPHIMORPHIA) EM ÁREAS SOB CONCESSÃO DE MINERAÇÃO NA AMAZÔNIA**

## **Resumo**

As florestas tropicais têm sido alteradas pelas atividades humanas e, conseqüentemente, grandes áreas de floresta contínua são convertidas em matriz de habitat inadequado. O tamanho das áreas remanescentes é o principal fator causador da perda da biodiversidade, que em conjunto com outras características da paisagem tem seus efeitos potencializados. O objetivo do estudo foi avaliar o impacto das clareiras abertas por uma atividade de mineração em uma matriz de floresta preservada e contínua sobre a riqueza e a composição de pequenos mamíferos. A coleta foi através de armadilhas de captura viva e de interceptação e queda, durante dois anos. O esforço foi de 59.340 armadilhas-noite. Foram capturados 662 espécimes. Os resultados revelaram uma redução a riqueza de espécies em função da área desmatada e distinção na composição entre as localidades impactadas e não impactadas. É recomendado que grandes concessões para uso da terra e em unidades de conservação levem em conta as particularidades da biodiversidade existente buscando a redução dos impactos.

**Palavras-chave:** ação antrópica, impacto ambiental, unidade de conservação

## **Abstract**

Tropical forests had been threatened by human activities and consequently large areas of pristine forests are transformed into an inhospitable matrix. The area of the remaining fragments is the main driver of biodiversity loss, which can be highlighted when combined with landscape features. This study evaluates the impact of forest clearings by mining activities in a continuous and pristine forest over a small-mammal assemblage. Data were collected using live and pitfall traps during two years, with a combined trap-effort of 59,340 trap-nights capturing 662 specimens. The results revealed richness decay in function of the clearing sizes and a distinct species composition between impacted and intact sites. It is extremely recommended that land allowances inside forest reserves take account of existing biodiversity singularities to reduce the impacts.

**Key-words:** anthropic threats, deforestation, forest reserves

## **INTRODUÇÃO**

As florestas tropicais são os ecossistemas mais biodiversos do mundo (Laurance 2002). No entanto, atividades humanas como a mineração, têm convertido grandes áreas de floresta contínua em mosaicos formados em tamanhos e formatos irregulares, inseridos em uma matriz de habitat não adequada (Cochrane & Laurance 2002, Laurence & Peres 2006, Ewers & Didham 2007, Benchimol & Peres 2015a). Na Amazônia, a maior e mais biodiversa floresta tropical do mundo, os impactos da perda e degradação dos habitats

incluem (i) a perda da produtividade do solo causada pela compactação e diminuição da disponibilidade de nutrientes, (ii) mudanças no regime hidrológico, uma vez que as áreas desmatadas são rapidamente atingidas por enchentes seguidas por períodos de grande redução ou mesmo interrupção do curso de corpos d'água, (iii) perda da biodiversidade e (iv) e em um nível global, causa a intensificação do efeito estufa (Fearnside 2005, Michalski & Peres 2007, Benchimol & Peres 2015a).

Assim, a recente transformação das paisagens naturais, causadas pelas ações antrópicas, representa grande ameaça à biodiversidade das florestas tropicais e pode ser a principal causa do aumento das taxas de extinção de espécies (Henle et al. 1996, Benchimol & Peres 2015a). Isso é particularmente importante porque as áreas naturais remanescentes se tornam suscetíveis a diversos processos de ameaça iniciados pelas aberturas das grandes clareiras (Laurance 2002, Barlow et al. 2006, Cochrane & Laurance 2008), como nos desmatamentos realizados para a extração de minério.

Adicionados a essas consequências, existe também o efeito de borda, que causa mudanças nas condições bióticas e abióticas dos ambientes que podem se expandir por vários metros para o interior da floresta (Kapos 1989, Williams-Linera 1990, Bierregaard et al. 1992, Malcolm 1994, Murcia 1995) com consequências prejudiciais a todo ecossistema, alterando a estrutura e a função das comunidades naturais (Murcia 1995, Michalski & Peres 2007, Santos-Filho et al. 2012, Benchimol & Peres 2015b).

Embora seja vasta e tenha representado vários grupos de organismos, a literatura sobre o efeito de borda ainda é controversa e possui lacunas de conhecimento a serem preenchidas (Ewers & Didham 2006, Prevedello et al. 2013). A maioria dos estudos foram realizados em áreas fragmentadas com histórico conhecido de perturbação a longo prazo e com diversas atividades de impactos adjacentes às áreas naturais (Pardini 2004, Pardini et al. 2005, Umetsu & Pardini 2007, Santos-Filho et al. 2008, 2012, Passamani & Ribeiro

2009, Laurance et al. 2011, Sancha 2014). Além disso, falta um entendimento geral, através de um modelo unificado dos padrões e processos causados pelos efeitos de borda, o que é uma problemática para a formação de propostas em busca da conservação (Malcolm 1994, Murcia 1995).

Os pequenos mamíferos (Didelphimorphia e Rodentia) atuam fortemente na estruturação e manutenção das florestas, através da dispersão e predação das sementes de importantes espécies vegetais (Brewer & Rejmánek 1999, Vieira et al. 2003). Além disso, apresentam múltiplas relações com outras espécies, por serem predadores de insetos e anfíbios, servem de presa para mamíferos, aves e répteis (Eisenberg & Redford 1999). Desta forma, alterações na riqueza e composição de espécies de pequenos mamíferos refletem na estruturação das cadeias tróficas, com consequências para toda a dinâmica da floresta (Slade & Swihart 1983, Palomares et al. 1995, Rogers & Caro 1998, Brewer & Rejmánek 1999, Crooks & Soulé 1999).

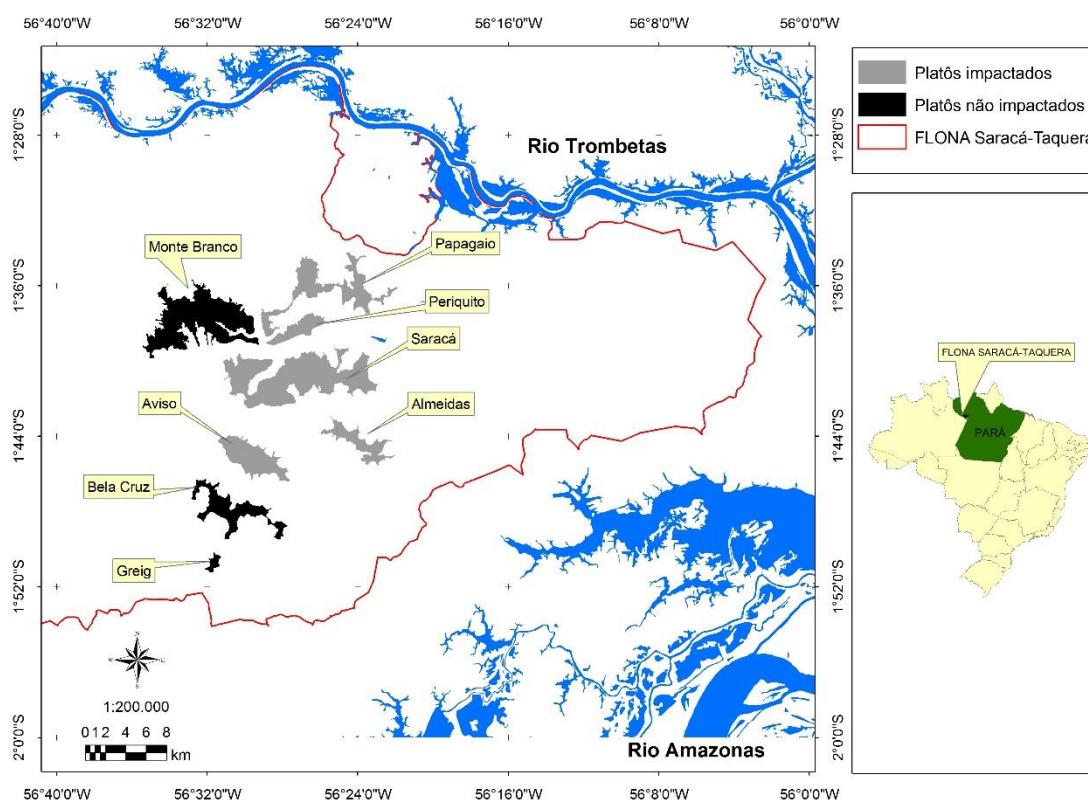
Parte da comunidade de pequenos mamíferos são sensíveis aos impactos ambientais (como efeitos de borda), portanto, bons indicadores de alterações no ambiente, principalmente por muitas espécies possuírem pequenas áreas de vida, baixa capacidade de locomoção e dispersão limitadas pelo tamanho corporal para se deslocarem entre as áreas naturais remanescentes (Eisenberg & Redford 1999, Bonvicino et al. 2009, Forero-Medina & Vieira 2009, Prevedello et al. 2011, Paglia et al. 2012, Santos-Filho et al. 2012).

Este trabalho buscou avaliar como a comunidade de pequenos mamíferos terrestres se estruturou após as consequências das ações de uma mineração que abriu clareiras em meio a uma floresta contínua. Foi avaliado um possível efeito de borda e se o tamanho das clareiras abertas aumentam a dimensão do impacto sobre a comunidade.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de Estudo

O estudo foi realizado na Floresta Nacional (FLONA) Saracá-Taquera ( $1^{\circ}20'55''$  S e  $56^{\circ}00'$  e  $57^{\circ}15'$  O), Unidade de Conservação federal localizada no município de Oriximiná, entre os municípios de Terra Santa e Faro, Estado do Pará, à margem direita do Rio Trombetas (Figura 1). A região apresenta clima Equatorial quente e úmido, com temperaturas, aproximadas, entre  $25\text{--}26^{\circ}\text{C}$ . Estruturalmente, o domínio é classificado como Planalto Dissecado Rio Trombetas–Rio Negro, com relevos em rochas sedimentares terciárias, com Latossolo Amarelo em sua maior parte. O terreno apresenta platôs e encostas íngremes ao seu redor, com desnível de até 140 m, com baixios por onde passam igarapés margeando os platôs e suas encostas (MMA 2001) (Figura 1).



**Figura 1.** Floresta Nacional Saracá-Taquera, Oriximiná, Pará. Áreas em cinza representam as localidades em exploração ou já exploradas pela mineração, áreas em preto representam localidades não exploradas.

Desde 1979, a FLONA está sob concessão a uma empresa privada para a exploração de bauxita. Tal atividade inclui o desmatamento das áreas nativas localizadas

nos platôs. Em seguida ao esgotamento das minas, as áreas são reflorestadas com mudas de espécies nativas.

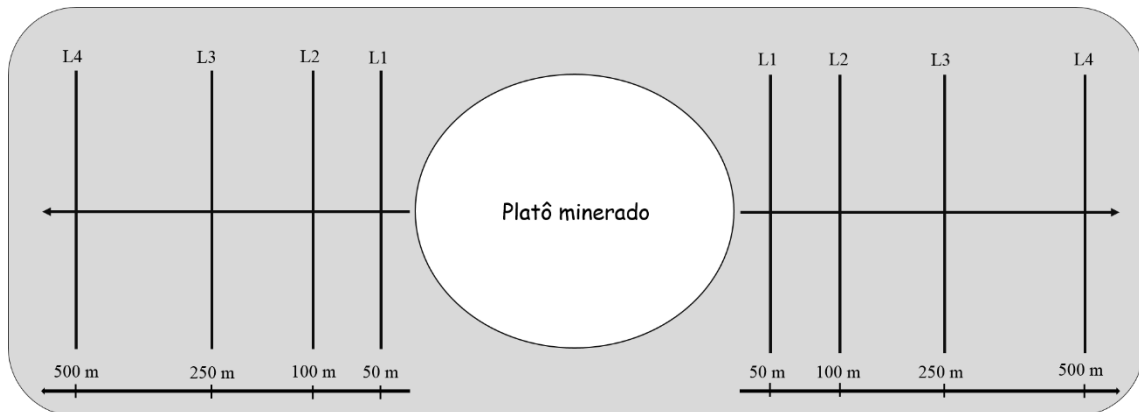
#### *Coleta de dados*

O estudo com as comunidades de pequenos mamíferos não-voadores foi realizado nas bordas adjacentes aos desmates resultantes da exploração de minério.

As localidades estudadas e os respectivos tamanhos das áreas desmatas (nos seus platôs) foram: Almeidas (702.32 hectares), Aviso (1140.06 hectares), Papagaio (418.31 hectares), Periquito (369.84 hectares) e Saracá (1134.62 hectares). Para efeito de comparação, foram estudadas três localidades de florestas intactas que não foram impactadas pela mineração, portanto, sem desmate nos platôs, que foram as localidades Bela Cruz, Greig e Monte Branco (Figura 1).

Em cada uma das localidades foram instalados dois conjuntos de unidades amostrais, adjacentes aos platôs minerados (nas encostas). Cada conjunto amostral foi formado por um transecto principal de 500 m partindo-se da borda da floresta em direção ao seu interior. Perpendicularmente a este eixo principal foram estabelecidas quatro linhas de amostragem a 50 m (linha 1), 100 m (linha 2), 250 m (linha 3) e a 500 m (linha 4) distantes da borda da floresta formando uma “espinha de peixe”, sendo cada linha com o comprimento de 350 m onde foram instaladas as armadilhas para captura de pequenos mamíferos (Figura 2).

Nas localidades não-impactadas foram instaladas configurações iguais aos conjuntos amostrais citados, porém com dois conjuntos amostrais adicionais nas áreas de floresta dos platôs intactos. Portanto, além dos conjuntos amostrais nas encostas, também foram instalados mais dois conjuntos amostrais nos platôs, formando um total de quatro conjuntos.



**Figura 2.** Desenho esquemático de dois conjuntos amostrais instalados na floresta, adjacentes a área desmatada pela mineração, formados por um transecto principal a partir da borda da floresta para o seu interior e as linhas de amostragem para captura de pequenos mamíferos não voadores, distantes em 50, 100, 250 e 500 m da borda, denominadas de L1, L2, L3 e L4, respectivamente, onde foram instaladas as armadilhas.

Nas quatro linhas paralelas foram instaladas seis armadilhas de interceptação e queda (*pitfalls*) constituídas de baldes de 64 litros distantes 50 m um do outro guiados por uma lona plástica de 60 cm de altura. Ao final de cada sequência de *pitfalls*, foram instaladas 10 armadilhas de captura viva, distribuídas em pares, em cada extremidade das quatro linhas, com distância de 15 m entre cada par (MMA 2001).

Cada par de armadilhas foi formada por uma do tipo box (430 x 125 x 145 mm) e outra do tipo gaiola (450 x 210 x 210 mm). As armadilhas foram posicionadas no solo e suspensas de maneira alternada, ou seja, se o primeiro par de armadilhas foi formado por uma box no solo e uma gaiola suspensa, o próximo par foi formado por uma armadilha box suspensa e uma gaiola no solo. Esta disposição das armadilhas foi para que capturasse tanto espécies escasoriais, terrícolas e arborícolas (Pardini 2004, Pardini & Umetsu 2006, Umetsu et al. 2006).

Todas as armadilhas de captura viva foram iscadas com porções circulares de três a cinco centímetros de diâmetro de um alimento preparado à base de banana, farinha à base de amendoim, farinha de milho e sardinhas. As armadilhas foram conferidas todas as manhãs e as iscas substituídas para manter a atratividade (Pardini 2004, Umetsu 2005, Pardini et al. 2005, Pardini & Umetsu 2006, Umetsu & Pardini 2007). As armadilhas

permaneceram abertas por seis noites consecutivas em cada localidade, totalizando um esforço de 56.220 armadilhas x noite (MMA 2001). Os dados foram coletados durante as estações secas e chuvosas dos anos de 2010 a 2012.

Os indivíduos de pequenos mamíferos capturados foram identificados a nível de espécie sempre que possível em campo. Quando identificados foram medidos, pesados e marcados individualmente com brincos metálicos numerados (Band Nacional e Tag Co., Newport, Kentucky) e soltos na mesma localidade da captura. Os primeiros indivíduos de cada espécie e aqueles com maior problemática taxonômica foram eutanasiados e submetidos às técnicas usuais preservação do material biológico (Aurichio & Salomão 2012). Posteriormente foram depositados na coleção científica no Museu de História Natural Capão da Imbuia, Curitiba, Paraná, para formação de uma coleção de referência.

#### *Análise de dados*

O esforço amostral total foi avaliado através da riqueza estimada pelo estimador não-paramétrico *Jackknife* de primeira ordem, no programa EstimateS, versão 7.5.2 (Colwell 2005).

Para testar os efeitos do tamanho da área desmatada, distância da borda, do impacto da mineração sobre a riqueza de espécies, um Modelo Linear Generalizado Misto (GLMM) (Bolker et al. 2009) foi construído utilizando cada localidade como parte aleatória do modelo. Como o número de amostragens entre as áreas não-impactadas e impactadas foram diferentes, o número de campanhas foi ajustado como variável “*offset*”. Os melhores modelos foram selecionados examinando todas as possíveis combinações das variáveis utilizadas e ranqueados baseado no valor AIC. A importância relativa de cada variável foi determinada de acordo com a sua frequência e pelo peso acumulativo de AIC (Burnham & Anderson 2002). Os coeficientes de cada variável foram estimados através da construção de um modelo médio (Tabelas 1 e 2).

A Análise Permutacional Multivariada de Variância (PerMANOVA) (Anderson 2001) foi utilizada para testar as diferenças na composição das espécies entre: (i) as distância da borda, considerando as quatro linhas distantes em 50, 100, 250, 500 m em todas as localidades; (ii) verificar se houve diferenças na composição de espécies por consequências das diferenças no tamanho da área desmatada (impactada), incluindo as áreas que não sofreram impacto (iii) verificar se há diferenças entre a composição das localidades impactadas e não impactadas (iv) verificar diferenças na composição pela influência do tamanho da área desmatada e as diferentes distâncias da borda e (v) verificar houve efeito de borda em cada localidade impactada e não impactada. Para isso foi utilizado o logaritmo da abundância relativa para normalizar a distribuição da variável e estabilizar a sua variância, em seguida foi realizada uma transformação de raiz quadrada para reduzir o peso das espécies dominantes (Clarke 1993). A medida de distância utilizada foi a de Bray-Curtis (Legendre & Legendre 1998) e as permutações realizadas foram padronizadas em 999 vezes.

Adicionalmente, com a mesma matriz foi realizada a análise Permutacional Multivariada de Dispersão (PERMDISP) (Anderson 2006) para verificar diferenças na localização dos grupos no espaço multivariado ou em sua relativa dispersão, entre (i) as diferentes distâncias da borda, (ii) se o tamanho da área desmatada causou diferenças na composição e (iii) entre as oito localidades, com 999 permutações.

Para as análises de Glmm foram utilizados os pacotes MuMIn (Barton 2015) lme4 (Bates et al. 2015) e para PerMANOVA e PERMDISP foi utilizado o pacote vegan (Oksanen et al. 2015). Essas análises foram realizadas no programa R versão 3.2.2 (R Core Team 2015).



## RESULTADOS

O esforço amostral total que indicou a captura de 90% das espécies estimadas para a área de estudo (Figura 3). Foram capturados 662 espécimes, sendo 36 recapturas, das ordens Rodentia (10 espécies) e Didelphimorphia (8 espécies) (Tabela 1).

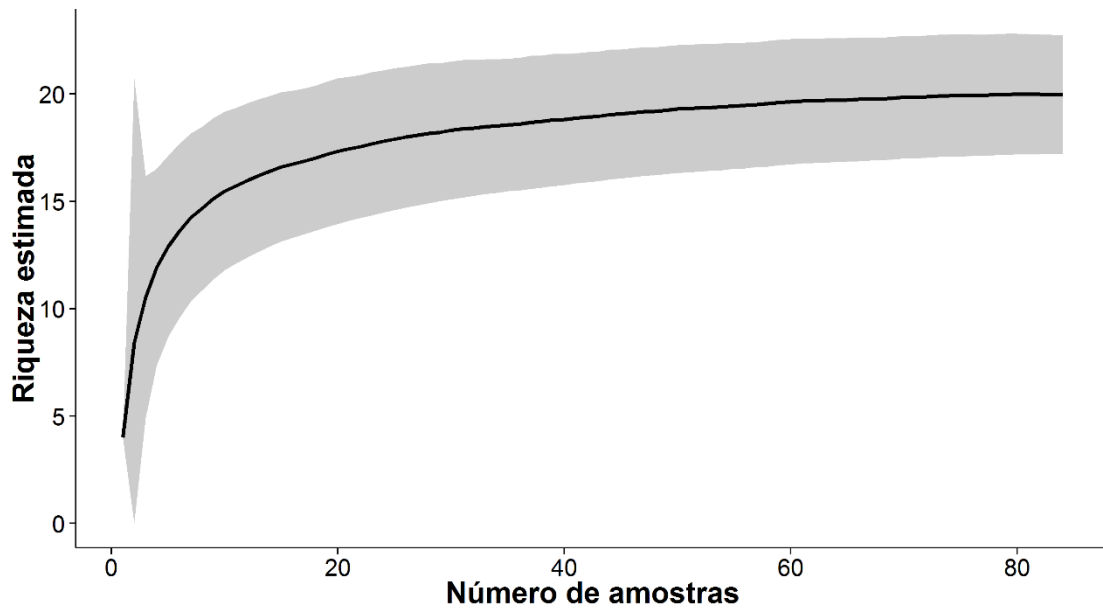


Figura 3. Estimativa da riqueza de espécies de pequenos mamíferos não voadores para a FLONA de Saracá-Taquera, Oriximiná, Pará Brasil.

**Tabela 1. Espécies capturadas em áreas impactadas e não-impactadas pela mineração na Flona Saracá-Taquera, Oriximiná - Pará. Entre parênteses estão o número de recapturas por espécie em cada localidade.**

	Total	Platôs Impactados					Platôs Não-Impactados		
		Almeidas	Aviso	Papagaio	Periquito	Saracá	Bela Cruz	Greig	Monte Branco
<b>ORDEM DIDELPHIMORPHIA</b>									
<i>Caluromys philander</i>	6	0	3	1	0	0	1	0	1
<i>Didelphis albiventris</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Didelphis marsupialis</i>	29	0	0	10 (1)	2	6 (2)	0	1	10 (2)
<i>Gracilinanus emiliae</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Marmosa demerarae</i>	165	18 (2)	35 (5)	15 (3)	8 (1)	12 (3)	15 (1)	39 (5)	23 (2)
<i>Marmosops parvidens</i>	176	3	17	19	13	6	25	63 (1)	30
<i>Monodelphis arlindoi</i>	77	5	1	16	5	0	16	25 (2)	9
<i>Metachirus nudicaudatus</i>	29	3 (1)	4	0	4	9 (1)	0	0	9
<b>ORDEM RODENTIA</b>									
<i>Euryoryzomys macconnelli</i>	8	0	0	2	1	0	0	5	0
<i>Guerlinguetus</i> sp.	4	1	2	0	0	0	1	0	0
<i>Hylaeamys megacephalus</i>	30	0	0	11	4	0	3	12	0
<i>Isothrix pagurus</i>	2	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Mesomys hispidus</i>	7	0	0	1	0	0	0	1	5
<i>Nectomys rattus</i>	3	0	0	1	2	0	0	0	0
<i>Oecomys bicolor</i>	27	4	1	3	2	0	7	5	5
<i>Proechimys cuvieri</i>	70	3	1	11	6	5 (1)	11	24 (2)	9
<i>Rhipidomys nitela</i>	13	0	1	3	2	1	2	0	4
<i>Zygodontomys brevicauda</i>	13	0	0	0	2	0	1	9	1
<b>Total de indivíduos</b>	662	38	65	93	52	39	83	184	108
<b>Número de espécies</b>	18	8	9	12	13	6	11	10	12

A seleção dos melhores GLMMs revelou que somente dois modelos apresentaram  $\Delta AIC < 2$ . O melhor modelo selecionado indicou que área desmatada pela mineração apresenta uma relação negativa com a riqueza de espécies ( $\beta = -0.148$ ,  $p = 0.03$ ) entre as localidades impactadas. Este modelo foi seguido pelo modelo nulo ( $\Delta AIC = 1.96$ ). Nenhum dos modelos apresentou as distâncias da borda como preditor.

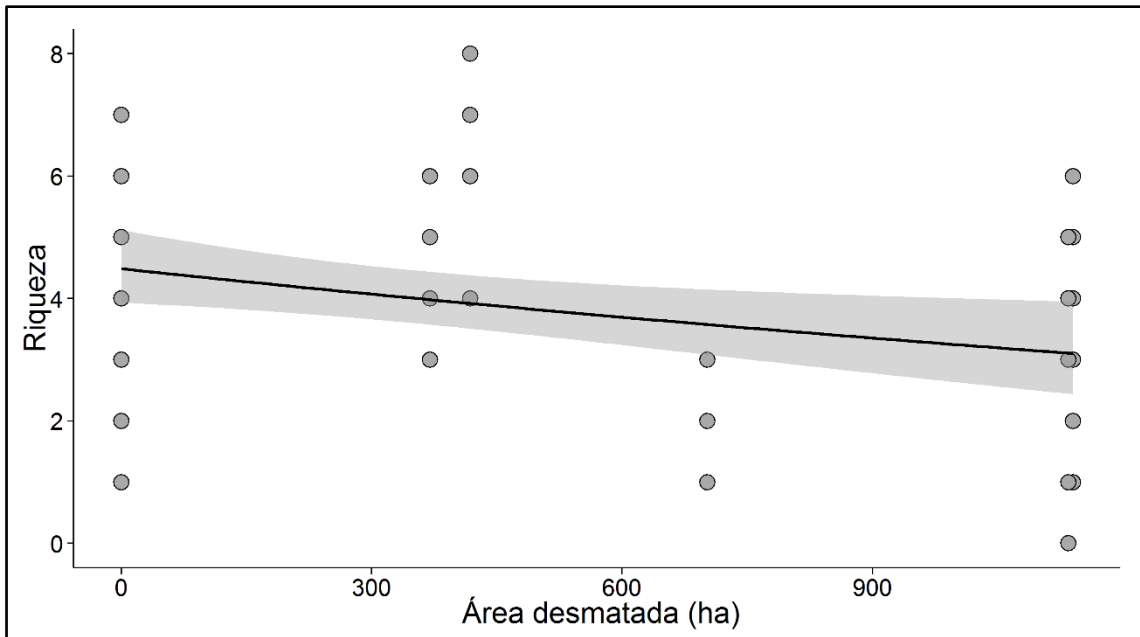


Figura 4. Relação entre riqueza de espécies de pequenos mamíferos e o tamanho das áreas desmatadas em localidades impactadas e não-impactadas pela mineração na Floresta Nacional de Saracá-Taquerá, Oriximiná, Pará, Brasil.

Não houve diferença na composição de espécies de pequenos mamíferos entre as quatro linhas distantes da borda, em 50, 100, 250 e 500 m (Tabela 2), assim como, na variabilidade da composição no espaço multidimensional. Também não houve diferença na composição entre o tamanho da área desmatada em interação com as diferentes distâncias da borda. Ainda em relação às distâncias da borda, não houve diferença na composição em interação com as localidades. No entanto, a composição de espécies é distinta de acordo com o tamanho da área desmatada (PerMANOVA,  $F = 4.056$ ,  $p = 0.001$ , Tabela 2), e também formaram grupos distintos no espaço multidimensional (PERMDISP,  $F = 2.823$ ,  $p = 0.027$ , Tabela 2). A composição de espécies também foi distinta entre as localidades (PerMANOVA,  $F = 5.495$ ,  $p = 0.001$ , Tabela 2), assim como, sua variabilidade no espaço multidimensional (PERMDISP,  $F = 3.7042.782$ ,  $p = 0.004$ , Tabela 2).

**Tabela 2. PerMANOVA E PERMDISP baseadas na matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis, para as distâncias da borda, tamanho da área desmatada em hectares e localidades.**

Grupos	PerMANOVA						PERMDISP				
	Gl	SS	MS	F	R <sup>2</sup>	P	Gl	SS	MS	F	p
Distâncias da borda	1	0.309	0.309	1.978	0.018	0.077	3	0.043	0.014	0.798	0.505
Resíduo							79	1.436	0.018		
Área desmatada	5	3.168	0.633	4.056	0.191	0.001	5	0.349	0.069	2.823	0.027
Resíduo							77	1.908	0.024		
Localidades	2	1.716	0.858	5.495	0.103	0.001	7	0.523	0.074	3.704	0.004
Resíduo							75	1.514	0.020		
Distância da borda:Área desmatada	5	0.759	0.151	0.971	0.045	0.496					
Distância da borda: localidades	2	0.124	0.062	0.398	0.007	0.940					
Resíduo	67	10.466	0.156		0.632						
Total	82	16.544			1						

## DISCUSSÃO

Este estudo demonstrou que uma atividade econômica dentro de uma unidade de conservação provoca alterações na estrutura da comunidade de pequenos mamíferos. Tais alterações envolvem a diminuição do número de espécies e a diferença da composição de espécies entre as localidades exploradas para a extração do minério e áreas não exploradas. Estes impactos são intensificados pelo tamanho da área desmatada, mesmo que a supressão da vegetação seja realizada em uma matriz contínua de floresta preservada.

A área estudada, apresenta uma proporção inversa entre o tamanho da área impactada e as áreas de florestas remanescentes, ou seja, a área total desmatada é inferior ao tamanho da área total de floresta conservada remanescente. Tal peculiaridade é um importante parâmetro, já que o nível de impacto das áreas estudadas, o grau de isolamento, o tamanho e formato da matriz antrópica, a qualidade da área resultante pós-impacto, o período de estudo e a biologia das espécies são apontadas como importantes características para o entendimento dos efeitos da fragmentação sobre a biodiversidade (Ewers & Didham 2006, Prevedello & Vieira 2010, Prevedello et al. 2013).

O tamanho reduzido dos remanescentes florestais é a principal consequência da perda da biodiversidade (Michalski & Peres 2007, Benchimol & Peres 2015a) que em combinação com outras características da paisagem como tipo e qualidade da matriz,

histórico de fragmentação, ação do fogo e exploração madeireira, tem seus efeitos intensificados (Barlow et al. 2002, Santos-Filho et al. 2008, Umetsu et al. 2008). Mesmo isenta destes efeitos adicionais, a área desmatada é o principal fator causador da perda de espécies, principalmente pelo efeito de borda, pois, quanto maior a dimensão do impacto, ou seja, quanto mais fragmentada a área, maior é o efeito para o interior da floresta (Pardini et al. 2005, 2010, Umetsu et al. 2008, Pinotti et al. 2015), que também é influenciado pelo tipo de fragmento, seu formato e qualidade (Ewers & Didham 2007, Santos-Filho et al. 2012, Prevedello et al. 2013).

Araújo et al. (2014) e Araújo & Espírito-Santo Filho (2012) utilizaram áreas em comuns em seus estudos e encontraram efeito de borda para insetos galhadores, com o acréscimo de espécies mais próximas a borda, no mesmo período de estudo deste trabalho. Porém, o tempo de impacto pode ser um fator variável para os diferentes grupos taxonômicos (Ewers & Didham 2006, Prevedello et al. 2013) e, portanto, o tempo de impacto da mineração (aproximadamente 30 anos), provavelmente, ainda não foi suficiente para o reconhecimento de um possível efeito de borda sobre a fauna de pequenos mamíferos (Malcolm 1994, Murcia 1995). Sancha (2014) e Santos-Filho et al. (2012) encontraram efeito de borda em fragmentos de Florestas Atlântica e Amazônica, respectivamente, para pequenos mamíferos em áreas alteradas por empreendimentos agro pastoris, porém com um grau de perturbação mais antigos.

Além das diferenças no número de espécies entre as localidades impactadas e não impactadas, foi encontrado que as localidades estudadas são distintas entre si, revelando uma alta beta diversidade para a área de estudo. Isto evidencia o quanto é necessário a valorização de cada ambiente, pois, na Amazônia, estes possuem distinções e particularidades, mesmo em pequenas escalas (Laurance et al. 2011).

Essas particularidades são importantes por ainda não serem bem conhecidos os padrões de distribuição de espécies relacionados aos gradientes ambientais e ao nível de antropização das áreas estudadas (Vieira 1999, Monteiro Vieira & Monteiro-Filho 2003, Pardini 2004, Umetsu et al. 2008). Já que existe uma grande variação em diversidade e na estrutura das comunidades pela presença de espécies raras e endêmicas (Bonvicino et al. 2008, Geise et al. 2004).

Dentre as espécies registradas, algumas se destacam por ser de raro registro ou pela distribuição restrita. As espécies *Isothrix pagurus* e *Mesomys hispidus* são raras e com estudos limitados sobre a sua distribuição (Patton et al. 2015). *Mesomys hispidus* é listado como baixa preocupação na lista vermelha da IUCN (2016), porém, é uma espécie rara, registrada em poucos estudos no Brasil (Santos-Filho et al. 2008). *Monodelphis arlindoi* foi recentemente descrita por Pavan et al. (2012) e é endêmica da região de estudo. A espécie *Zygodontomys brevicauda* também possuem sua importância conservacionista por ser endêmica da Amazônia e restrita à calha norte do rio Amazonas (Bonvicino et al. 2008). Já *Didelphis albiventris* é uma espécie que habita áreas abertas, montanhosas e florestais na Mata Atlântica, Cerrado, Chaco (Cerqueira 1985), portanto, é necessário um maior entendimento deste registro. No presente estudo, esta espécie foi capturada em área de floresta primária, ocorrendo em simpatria com *Didelphis marsupialis*, sendo este esperado para a área de estudo por possuir uma ampla distribuição em ambientes florestais amazônicos (Cerqueira 1985). *Gracilinanus emiliae* apesar de ampla área de distribuição é endêmica da Amazônia e de raro registro em estudos. Trata-se de uma espécie que prefere ambiente de vegetação com dossel denso de floresta primária e em terra firme, como nos registros no Amapá (Silva et al. 2013).

Desta forma, essas espécies são consideradas como de grande interesse científico e conservacionista. Apesar de não aparecerem nas duas listas de espécies em extinção

(em nível nacional e global), esses registros são de extrema importância para a diversidade local e regional da Amazônia, na qual ainda existem grandes lacunas para o entendimento da distribuição, ecologia e taxonomia dessas espécies.

Apesar do tamanho das áreas desmatadas serem nucleares sobre uma matriz contínua de floresta preservada, as áreas sob concessão para mineração são influenciadas negativamente pelas atividades antrópicas, reduzindo o número de espécies e alterando a composição da comunidade. Este trabalho reforça a importância das florestas tropicais conservadas como proprietárias insubstituíveis da biodiversidade, portanto, é recomendado a continuidade e o aprofundamento dos estudos para o entendimento dos fatores que estruturam as comunidades sob diferentes gradientes ambientais e impactos. É de extrema a necessidade a conservação das florestas tropicais e é recomendado que concessões para uso da terra, principalmente em unidades de conservação, sejam feitas priorizando as particularidades da biodiversidade existente buscando minimizar a perda de espécies.

## REFERÊNCIAS\*

- ANDERSON, M. J. 2001. A new method for non parametric multivariate analysis of variance. *Austral ecology* 26:32–46.
- ANDERSON, M. J. 2006. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics* 62:245–253.
- DE ARAÚJO, W. S. & DO ESPÍRITO-SANTO FILHO, K. 2012. Edge effect benefits galling insects in the Brazilian Amazon. *Biodiversity and Conservation* 21:2991–2997.
- DE ARAÚJO, W. S., DO ESPÍRITO-SANTO FILHO, K., BERGAMINI, L. L., GOMES, R. & MORATO, S. A. A. 2014. Habitat conversion and galling insect richness in tropical rainforests under mining effect. *Journal of Insect Conservation* 18:1147–1152.
- AURICHIO, P. & SALOMÃO, M. G. 2012. Técnicas de Coleta e Preparação de Vertebrados para Fins Científicos e Didáticos. Instituto Pau Brasil de História Natural. 350 pp.
- BARLOW, J., HAUGAASEN, T. & PERES, C. A. 2002. Effects of ground fires on understorey bird assemblages in Amazonian forests. *Biological Conservation* 105:157–169.
- BARLOW, J., PERES, C. A., HENRIQUES, L. M. P., STOUFFER, P. C. & WUNDERLE, J. M. 2006. The responses of understorey birds to forest fragmentation, logging and wildfires: An Amazonian synthesis. *Biological Conservation* 128:182–192.
- BARTON, K. 2015. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.15.1.
- BATES, D., MARTIN, M., BOLKER, B. & WALKER, S. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software* 67:1–48.
- BENCHIMOL, M. & PERES, C. A. 2015a. Widespread forest vertebrate extinctions induced by a mega hydroelectric dam in lowland Amazonia. *PLoS One* 10:1–15.
- BENCHIMOL, M. & PERES, C. A. 2015b. Edge-mediated compositional and functional decay of tree assemblages in Amazonian forest islands after 26 years of isolation. *Journal of Ecology* 103:408–420.
- BIERREGAARD, R. O., LOVEJOY, T. E., KAPOS, V., SANTOS, A. A. & HUTCHINGS, R. W. 1992. The Biological Dynamics of Tropical Rainforest Fragments. *BioScience* 42:859–866.
- BOLKER, B. M., BROOKS, M. E., CLARK, C. J., GEANGE, S. W., POULSEN, J. R., STEVENS, M. H. H., JADA-SIMONE, S. & WHITE, S. 2009. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in ecology & evolution (Personal edition)* 24:127–135.
- BONVICINO, C. R., GONCALVES, P. R., DE OLIVEIRA, J. A., DE OLIVEIRA, L. F. B. & MATTEVI, M. S. 2009. Divergence in *Zygodontomys* (Rodentia: Sigmodontinae) and Distribution of Amazonian Savannas. *Journal of Heredity* 100:322–328.
- BONVICINO, C. R., LANGGUTH, A., LINDBERGH, S. M. & DE PAULA, A. C.



- (n.d.). An elevational gradient study of small mammals at Caparaó National Park, South eastern Brazil. *Mammalia* 61:547–560. Muséum national d’Histoire naturelle.
- BONVICINO, C. R., OLIVEIRA, J. A. & D’ANDREA, P. S. 2008. Guia dos roedores do Brasil , com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos. P. *Centro Pan-Americano de Febre Aftosa - OPAS/OMS*. Rio de Janeiro. 120 pp.
- BREWER, S. W. & REJMÁNEK, M. 1999. Small rodents as significant dispersers of tree seeds in a Neotropical forest. *Journal of Vegetation Science* 10:165–174.
- BROADBENT, E., ASNER, G., KELLER, M., KNAPP, D., OLIVEIRA, P. & SILVA, J. 2008. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biological Conservation* 141:1745–1757.
- BURNHAM, K. P. & ANDERSON, D. R. 2002. Model Selection and Multimodel Inference: A practical Information-Theoretic Approach (Second Edi). Springer, Fort Collins, Colorado, USA. 488 pp.
- CERQUEIRA, R. 1985. The Distribution of Didelphis in South America (Polyprotodontia, Didelphidae). *Journal of Biogeography* 12:135–145.
- COCHRANE, M. A. & LAURANCE, W. F. 2002. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology* 18:311–325.
- COCHRANE, M. A. & LAURANCE, W. F. 2008. Synergisms among Fire, Land Use, and Climate Change in the Amazon. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 37:522–527.
- COLWELL, R. K. 2005. Estimates: statistical estimation of species richness and shared species from samples. User’s guide and application.
- CROOKS, K. & SOULÉ, M. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* 400:563–566.
- EISENBERG, J. F. & REDFORD, K. H. 1999. Mammals of the Neotropics, The Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil (3rd edition). The University of Chicago Press, Chicago and London.
- EWERS, R. M. & DIDHAM, R. K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society* 81:117–42.
- EWERS, R. M. & DIDHAM, R. K. 2007. The Effect of Fragment Shape and Species’ Sensitivity to Habitat Edges on Animal Population Size. *Conservation Biology* 21:926–936.
- FEARNSIDE, P. M. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates, and consequences. *Conservation Biology* 19:680–688.
- FORERO-MEDINA, G. & VIEIRA, M. V. 2009. Perception of a fragmented landscape by neotropical marsupials: effects of body mass and environmental variables. *Journal of Tropical Ecology* 25:53.
- GASCON, C., WILLIAMSON, G. B. & FONSECA, G. A. B. 2000. Receding Forest Edges and Vanishing Reserves. *Science* 288:1356–1358.

- GEISE, L., PEREIRA, L. G., BOSSI, D. E. P. & BERGALLO, H. G. 2004. Pattern of elevational distribution and richness of non volant mammals in Itatiaia National Park and its surroundings, in southeastern Brazil. *Brazilian journal of biology = Revista brasleira de biologia* 64:599–612.
- HENLE, K., POSCHLOD, P., MARGUL, C. S. & SETTELE, J. 1996. Species survival in relation to habitat quality, size and isolation: summary conclusions and future, directions, em: Species survival in fragmented landscapes. P. (J. Settele, C. Margules, and P. Poschlod, Eds.). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 373-381 pp.
- KAPOS, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5:173.
- DE LA SANCHA, N. U. 2014. Patterns of small mammal diversity in fragments of subtropical Interior Atlantic Forest in eastern Paraguay. *Mammalia* 78:1–13.
- LAURANCE, W. 2002. Hyperdynamism in fragmented habitats. *Journal of Vegetation Science* 13:595.
- LAURANCE, W. F., CAMARGO, J. L. C., LUIZÃO, R. C. C., LAURANCE, S. G., PIMM, S. L., BRUNA, E. M., STOUFFER, P. C., WILLIAMSON, G. B., BENÍTEZ-MALVIDO, J., VASCONCELOS, H. L., VAN HOUTAN, K. S., ZARTMAN, C. E., BOYLE, S. A., DIDHAM, R. K., ANDRADE, A. & LOVEJOY, T. E. 2011. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. *Biological Conservation* 144:56–67.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. 1998. Numerical ecology. *Numerical Ecology Second English Edition* 20:870.
- MALCOLM, J. R. 1994. Edge effects in central Amazonian Forest Fragments. *Ecology* 75:2438–2445.
- MICHALSKI, F. & PERES, C. A. 2007. Disturbance-Mediated Mammal Persistence and Abundance-Area Relationships in Amazonian Forest Fragments. *Conservation Biology* 21:1626–1640.
- MMA. 2001. Plano de Manejo da Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Estado Do Pará - Brasil. P. 708 *Ministério do Meio Ambiente*.
- MONTEIRO VIEIRA, E. & MONTEIRO-FILHO, E. L. A. 2003. Vertical stratification of small mammals in the Atlantic rain forest of south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 19:501–507.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 10:58–62.
- OKSANEN, J., G., B. F., KINDT, R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P. R., O'HARA, R. B., SIMPSON, G. L., SOLYMOS, P., STEVENS, M. H. H. & WAGNER, H. 2015. vegan: Community Ecology Package. R Core Team.
- PAGLIA, A. P., FONSECA, G. A. B., RYLANDS, A. B., HERRMANN, G., AGUIAR, L. M. S., CHIARELLO, A. G., LEITE, Y. L. R., COSTA, L. P., SICILIANO, S., KIERULFF, M. C. M., MENDES, S. L., MITTERMEIER, R. A. & PATTON, J. L. 2012. Annotated checklist of Brazilian mammals 2º Edição. *Occasional Papers in Conservation Biology* 6:1–76.

- PALOMARES, F., GAONA, P., FERRERAS, P. & DELIBES, M. 1995. Positive effects on game species of top predators by controlling smaller predator populations: an example with lynx, mongooses, and rabbits. *Conservation Biology* 9:295–305.
- PARDINI, R. 2001. Pequenos mamíferos ea fragmentação da Mata Atlântica de Una, Sul da Bahia - Processos e Conservação. . 1-147 pp.
- PARDINI, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 13:2567–2586.
- PARDINI, R., BUENO, A. D. A., GARDNER, T. A., PRADO, P. I. & METZGER, J. P. 2010. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis : Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. *Plos One* 5:1–10.
- PARDINI, R., DE SOUZA, S. M., BRAGA-NETO, R. & METZGER, J. P. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124:253–266.
- PARDINI, R. & UMETSU, F. 2006. Pequenos mamíferos não-voadores da Reserva Florestal do Morro Grande–distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica. *Biota Neotropica* 6:1–22.
- PASSAMANI, M. & RIBEIRO, D. 2009. Small mammals in a fragment and adjacent matrix in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* 69:305–9.
- PATTON, J. L., PARDINAS, U. F. . & D'ELÍA, G. 2015. Mammals of South America, Volume 2 - Rodents. The University of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- PAVAN, S. E., ROSSI, R. V. & SCHNEIDER, H. 2012. Species diversity in the *Monodelphis brevicaudata* complex (Didelphimorphia: Didelphidae) inferred from molecular and morphological data, with the description of a new species. *Zoological Journal of the Linnean Society* 165:190–223.
- PINOTTI, B. T., PAGOTTO, C. P. & PARDINI, R. 2015. Wildlife Recovery During Tropical Forest Succession : Assessing Ecological Drivers of Community Change. *Biotropica* 47:765–774.
- PREVEDELLO, J. A., FIGUEIREDO, M. S. L., GRELLE, C. E. V. & VIEIRA, M. V. 2013. Rethinking edge effects: the unaccounted role of geometric constraints. *Ecography* 36:287–299.
- PREVEDELLO, J. A., FORERO-MEDINA, G. & VIEIRA, M. V. 2011. Does land use affect perceptual range? Evidence from two marsupials of the Atlantic Forest. *Journal of Zoology* 284:53–59.
- PREVEDELLO, J. A. & VIEIRA, M. V. 2010. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity and Conservation* 19:1205–1223.
- ROGERS, C. M. & CARO, M. J. 1998. Song sparrows, top carnivores and nest predation: A test of the mesopredator release hypothesis. *Oecologia* 116:227–233.
- SANTOS, R. & HENRIQUES, R. 2010. Variação espacial e influência do habitat na estrutura de comunidades de pequenos mamíferos em áreas de campo rupestre no Distrito Federal. *Biota Neotropica* 10:31–38.

- SANTOS-FILHO, M., PERES, C. A., SILVA, D. J. & SANAIOTTI, T. M. 2012. Habitat patch and matrix effects on small-mammal persistence in Amazonian forest fragments. *Biodiversity and Conservation* 21:1127–1147.
- SANTOS-FILHO, M., SILVA, D. J. DA & SANAIOTTI, T. M. 2008. Edge effects and landscape matrix use by a small mammal community in fragments of semideciduous submontane forest in Mato Grosso, Brazil. *Brazilian journal of biology* 68:703–10.
- DA SILVA, C. R., MARTINS, A. C. M., DE CASTRO, I. J., BERNARD, E., CARDOSO, E. M., DOS SANTOS LIMA, D., GREGORIN, R., ROSSI, R. V., PERCEQUILLO, A. R. & DA CRUZ CASTRO, K. 2013. Mammals of Amapá State, Eastern Brazilian Amazonia: A revised taxonomic list with comments on species distributions. *Mammalia* 77:409–424.
- SLADE, N. A. & SWIHART, R. K. 1983. Home range indices for the hispid cotton rat (*Sigmodon hispidus*) in Northeastern Kansas. *Journal of Mammalogy* 64:580–590.
- TEAM, R. C. 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- UMETSU, F. 2005. Pequenos mamíferos em um mosaico de habitats remanescentes e antropogênicos: qualidade da matriz e conectividade em uma paisagem fragmentada de Mata. . 1-125 pp.
- UMETSU, F., NAXARA, L. & PARDINI, R. 2006. Evaluating the Efficiency of Pitfall Traps for Sampling Small Mammals in the Neotropics. *Journal of Mammalogy* 87:757–765.
- UMETSU, F. & PARDINI, R. 2007. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats - evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. *Landscape Ecology* 22:517–530.
- UMETSU, F., PAUL METZGER, J. & PARDINI, R. 2008. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. *Ecography* 0:1–12.
- VIEIRA, E. M. 1999. Estudo Comparativo de Comunidade de Pequenos Mamíferos em Duas áreas de Mata Atlântica situadas a diferentes altitudes no Sudeste de Brasil. . 129 pp.
- VIEIRA, E. M., PIZO, M. A. & IZAR, P. 2003. Fruit and seed exploitation by small rodents of the Brazilian Atlantic forest. *Mammalia* 67:1–7.
- WILLIAMS-LINERA, G. 1990. Vegetation Structure and Environmental Conditions of Forest Edges in Panama. *Journal of Ecology* 78:356–373.

\*Seguindo as normas da Journal of Tropical Ecology

# **A REESTRUTURAÇÃO DA COMUNIDADE DE PEQUENOS MAMÍFEROS TERRESTRES (RODENTIA E DIDELPHIMORPHIA) NA AMAZÔNIA CENTRAL. QUANTO TEMPO SERIA NECESSÁRIO?**

## **Resumo**

A recente transformação das paisagens naturais representa grande ameaça à biodiversidade das florestas tropicais. Este processo resulta em um mosaico de áreas naturais e áreas alteradas em diversos níveis de sucessão. Áreas em recuperação ambiental têm se tornado comuns na região neotropical e a sua importância para a conservação ainda é controversa. As comunidades de pequenos mamíferos foram estudadas em áreas com diferentes idades de plantio e em florestas não-impactadas para testar a influência do tempo de regeneração sobre a riqueza e a composição de espécies. Indivíduos foram capturados com o uso de armadilhas de captura viva e de interceptação e queda durante as estações seca e chuvosa entre 2010 e 2012 nos dois ambientes. Os resultados tornam claro que o tempo de regeneração após o distúrbio é um importante fator para explicar as diferenças na abundância e na composição de espécies entre florestas primárias e áreas em recuperação ambiental. A possibilidade de regeneração ainda é incerta e questionável, por isso, as áreas de florestas primárias devem ser fortemente tomadas como prioridade para a conservação, pois são detentoras únicas da biodiversidade.

**Palavras-chave:** regeneração, sucessão ecológica, conservação

## **Abstract**

Land use change is a major threat to tropical biodiversity. This process result in a landscape mosaic of natural and secondary forests in different recovery stages. Secondary forests are increasing at the Neotropics and its value to conservation is controversy. Small-mammal assemblages were studied in different sites varying in recovery ages and in control sites to investigate how time drives species richness and composition. Specimens were collected using live and pitfall traps within the dry and wet seasons from 2010 to 2012. Results highlighted that the recovery time is an important predictor to explain differences in species abundance and composition between secondary and primary forests. Biodiversity recovery in secondary forests is still uncertain and questionable, therefore, primary forests conservation need to be a priority once they are unique in the landscape.

**Key words:** regeneration, conservation, ecological succession

## **INTRODUÇÃO**

As florestas tropicais que são as mais biodiversas do mundo têm sido alteradas pelas atividades humanas, convertendo áreas de florestas contínuas em mosaicos de fragmentos inseridos em uma matriz de habitats inadequados (Cochrane & Laurance 2002, Laurance et al. 2011). As áreas remanescentes se tornam suscetíveis aos efeitos

deletérios comprometendo a biodiversidade e o funcionamento do ecossistema (Laurance 2002, Barlow et al. 2006, Laurence & Peres 2006, Cochrane & Laurance 2008).

Durante e, principalmente, após a interrupção das atividades de uso da terra, as áreas alteradas passam a compor a paisagem (Barlow et al. 2007, Gardner et al. 2007, 2009). A expansão destas áreas pelos trópicos tem atraído cada vez mais a atenção dos pesquisadores, pois o seu papel para a conservação ainda é controverso (Dunn 2004, Barlow et al. 2007, Gardner et al. 2007, 2009). As florestas em regeneração podem abrigar mais espécies vindas de áreas de florestas não-impactadas do que as paisagens dominadas pelo intenso uso da terra (Fahrig 2003, Barlow et al. 2007, Gardner et al. 2009).

Áreas em recuperação ambiental podem promover importantes serviços ecossistêmicos, pois podem ser utilizadas como corredores, atuarem como áreas tampão protegendo as unidades de conservação (Dunn 2004), reduzirem os impactos abióticos sobre a floresta primária próxima e funcionarem como abrigo/refúgio para biodiversidade onde há a escassez de florestas conservadas (Pardini et al. 2005, Barlow et al. 2007, Bowen et al. 2007, Gardner et al. 2007, 2009, Coelho et al. 2014).

Para a regeneração e manutenção, os pequenos mamíferos não-voadores (Didelphimorphia e Rodentia) apresentam grande importância para as florestas tropicais. Atuam como dispersores diretos, indiretos e predadores de sementes com importantes especificidades, influenciando diretamente nas estruturas das comunidades (Brewer & Rejmánek 1999, Vieira et al. 2003, Wilson & Reeder 2005, Bonvicino et al. 2008). Somado a isso, o grupo apresenta múltiplas relações com outras espécies como predadores de insetos e servem de presa para mamíferos, aves, répteis e anfíbios (Eisenberg & Redford 1999) aumentando a complexidade das cadeiras tróficas em locais em estágios iniciais de sucessão.

Pequenos mamíferos terrestres são representados por muitas espécies extremamente sensíveis aos efeitos das atividades antrópicas, e, portanto, são ótimos bioindicadores de qualidade do habitat. As respostas às alterações ambientais podem se dar por possuírem diferentes áreas de vida, capacidade de locomoção e dispersão para se deslocarem entre as áreas naturais remanescentes (Santos-Filho et al. 2008, 2012, Prevedello & Vieira 2010a, 2010b).

Neste trabalho, foram utilizadas a riqueza e composição de pequenos mamíferos terrestres para (i) investigar se existem diferenças entre as comunidades de áreas de recuperação ambiental e não-impactadas, e (ii) se com o aumento da idade de plantio as comunidades das áreas em recuperação se assemelham as áreas não-impactadas. A hipótese é que ocorre uma equiparação de riquezas entre as áreas e uma alternância na dominância das espécies ao longo do gradiente de sucessão.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### *Área de Estudo*

O estudo foi realizado na Floresta Nacional (FLONA) de Saracá-Taquera (1°20'55" S e 56°00' e 57°15' O) em Oriximiná, Pará, Brasil (Figura 1). O terreno possui desnível de aproximadamente 140 m, que formam platôs margeados por encostas e baixios ao seu redor. É classificado por rochas sedimentárias terciárias, com predominância de Latossolo Amarelo, e denominado como Planalto Dissecado Rio Trombetas–Rio Negro (MMA 2001). O clima é o Equatorial Quente e Úmido, com temperaturas médias de 25° - 26°C.

A área de estudo possui atividades mineradoras para a extração de bauxita nos platôs, que inclui desde o desmatamento da área ao transporte do material. Quando finalizada a extração de bauxita é iniciado o processo de recuperação ambiental com o plantio de espécies nativas.

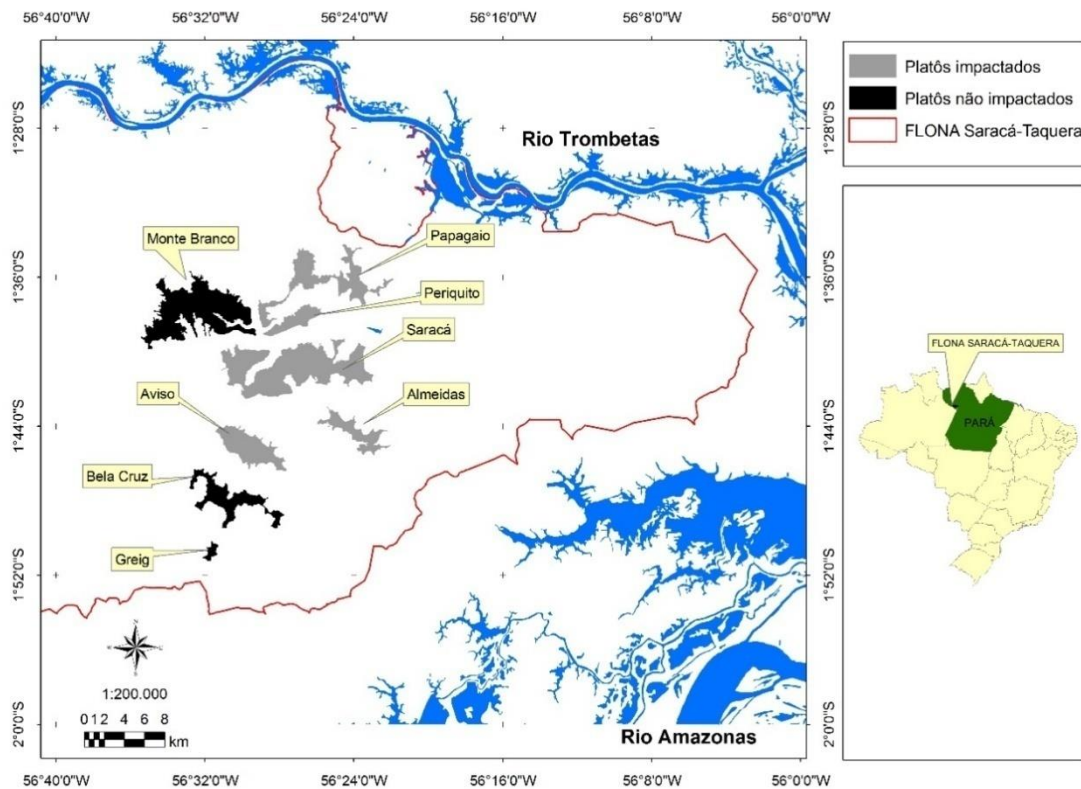


Figura 1. Platôs impactados e não-impactados por atividades de mineração na Flona de Saracá-Taquera, Oriximiná, Pará, Brasil.

### Coletas de dados

As áreas em recuperação ambiental estudadas foram os platôs denominados como (1) Almeidas, (2) Aviso, (3) Papagaio, (4) Periquito e (5) Saracá. Os platôs Bela Cruz, Monte Branco e Greig são platôs não-impactados pela mineração e não possuem outros tipos de exploração por atividades antrópicas e foram considerados como controle (Figura 1).

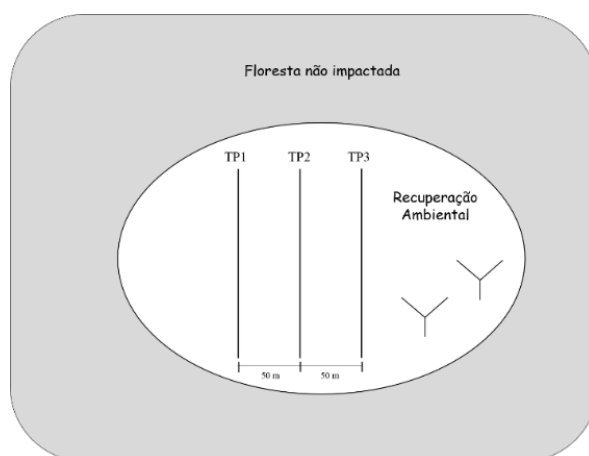
Cada platô em recuperação ambiental foi dividido em “subáreas” com diferentes tamanhos de acordo com o ano em que foram plantados ( Tabela 1).



**Tabela 1. Unidades amostrais, idade (anos) e área (ha) de cinco platôs de recuperação ambiental estudadas após exploração mineral, na Flona de Sacará-Taquera, Oriximiná, Pará, Brasil.**

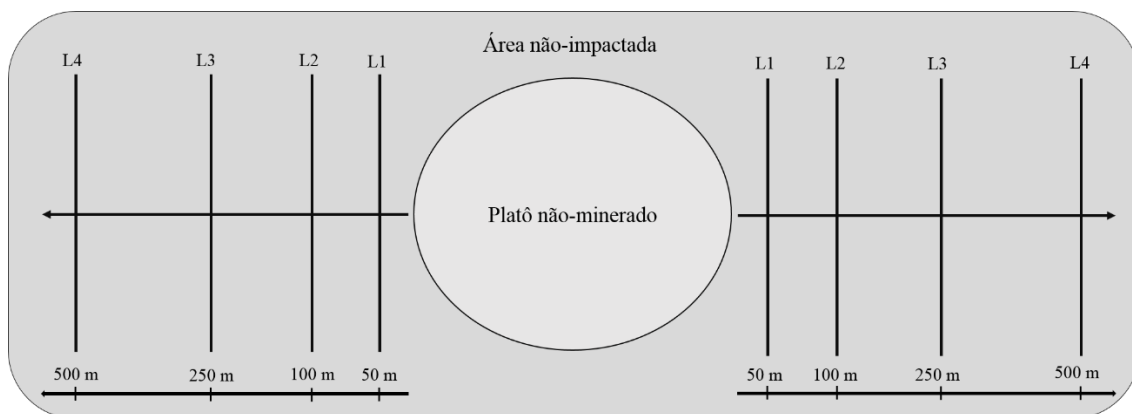
Amostra	Idade (anos)	Área (ha)															
			Almeidas			Aviso			Papagaio			Periquito			Saracá		
1	8	4.02	1	4	2.53	1	4	2.26	1	8	4.77	1	5	1.99			
2	8	4.76	2	5	3.99	2	5	2.52	2	9	5.84	2	5	4.07			
3	5	7.59	3	7	6.24	3	10	4.9				3	16	5.75			
4	5	8	4	8	9.69	4	10	6.7				4	20	7.16			
						5	13	6.9				5	29	9.08			
						6	13	30.64				6	27	13.6			

Em cada unidade amostral foram instalados três transectos paralelos, de 100 m de comprimento, equidistantes 50 m um do outro. Em cada transecto foram instaladas cinco pares de armadilhas de captura viva dispostas uniformemente a 15 m uma da outra. Cada par era formado por uma armadilha box (430 x 125 x 145 mm) e outra Gaiola (450 x 210 x 210 mm), sendo uma no solo e outra suspensa (< 3 m) disposta de maneira alternada para que o número total de cada tipo de armadilha no solo e suspensa fosse o mesmo (Pardini 2004, Pardini & Umetsu 2006, Umetsu et al 2006). Também foram instalados conjuntos de armadilhas do tipo *pitfall* distantes 100m um do outro. Cada conjunto era formado por quatro baldes de 60 litros dispostos em forma de “Y”, com um balde em cada vértice e um balde central equidistante 10 m um do outro, conectados ao balde central por uma lona plástica com altura de 50 cm. O número de *pitfalls* em “Y” foi distribuído de acordo com o tamanho da subárea de cada platô (Figura 2) (MMA 2001).



**Figura 2. Desenho amostral utilizado nos cinco platôs sem recuperação ambiental estudados na FLONA de Sacará-Taquera, Oriximiná, Pará, Brasil. O número de armadilhas em “Y” foi distribuído de acordo com o tamanho de cada subárea.**

Em cada platô utilizado como controle foram instalados dois pontos amostrais. Em cada unidade amostral foi instalado um transecto principal de 500 m a partir do ponto de acesso, perpendicularmente a este transecto principal, foram estabelecidas quatro linhas de amostragem a 50, 100, 250 e 500 m distantes uma da outra formando uma “espinha de peixe”. Em cada linha (350 m) foram instaladas seis armadilhas de interceptação e queda (*pitfalls*) constituídas de baldes de 64 litros equidistantes 50 m um do outro guiados por uma lona plástica de 60 cm de altura. As armadilhas de captura viva, *Box* e *Gaiola* eram dispostas de forma alternada, conforme descrito acima (Figura 3).



**Figura 3.** Desenho amostral utilizado nas áreas não-impactadas, utilizadas como controle, na FLONA de Saracá-Taquera, Oriximiná, Pará, Brasil. Nos platôs não-minerados foram inseridos também mais dois pontos amostrais, já que também são florestas conservadas.

Em todas as armadilhas de captura viva foi utilizado como isca um alimento preparado à base de sardinhas, farinha de amendoim, bananas e fubá. As armadilhas foram conferidas todas as manhãs, quando as iscas eram também substituídas por iscas frescas para garantir a sua atratividade (MMA 2001, Pardini 2004, Umetsu 2005, Pardini et al. 2005, Pardini & Umetsu 2006, Umetsu et al. 2006, Umetsu & Pardini 2007).

Todas as armadilhas permaneceram abertas por seis noites consecutivas. Os platôs em recuperação ambiental tiveram um esforço de 30.720 armadilhas x noite e as áreas não-impactadas tiveram um esforço de 18.096 armadilhas-noite. As coletas foram durante os anos de 2010 a 2012, nas estações seca e chuvosa.

### *Identificação de espécies*

Parte dos espécimes capturados foi eutanasiada e submetida a técnicas usuais de preparação e preservação de material biológico (Aurichio & Salomão 2012) e depositada na coleção científica no Museu de História Natural Capão da Imbuia, Curitiba, Paraná, para comparação morfológica com outros indivíduos. Os demais indivíduos não coletados foram marcados com brincos numerados (Band Nacional e Tag Co. Newport, Kentucky) e soltos no mesmo local da captura.

O sequenciamento molecular foi utilizado como ferramenta para identificar espécies de maior problemática taxonômica com análises morfológicas. Dos espécimes coletados foram obtidas amostras de tecido (fígado ou músculo) como material genético. As amostras foram extraídas do tecido, conservados em etanol absoluto, de acordo com o protocolo modificado da técnica de fenol (Sambrook et al. 1989).

O marcador molecular utilizado para a confirmação taxonômica foi o Citocromo *b*, escolhido pela ampla utilização em estudos com roedores e marsupiais (Musturangi & Patton 1997, Costa & Patton 2006, Nascimento et al. 2011, Faria et al. 2013), apresentando bom sinal filogenético tanto em nível de gênero quanto de espécies. O gene mitocondrial completo Citocromo *b* foi amplificado através da técnica da reação da polimerase em cadeia (PCR; do inglês, *polimerase chain reaction*) utilizando como iniciadores externos L1472 (MVZ05) e *mt-Cytb Rev*.

As sequências de DNA obtidas foram comparadas com outras disponíveis no banco de dados do National Center for Biotechnology Information-NCBI ([www.ncbi.nlm.nih.gov](http://www.ncbi.nlm.nih.gov)).

### *Análise de dados*

Para testar se existem diferenças na riqueza das comunidades de pequenos mamíferos entre floresta não-impactada e em recuperação ambiental foram utilizadas as curvas de rarefação de espécies baseadas em indivíduos (Gotelli & Colwell 2001)

realizados no programa EcoSim (Gotelli & Entsminger 2001). Posteriormente comparadas através do método de inferência por médias e intervalos de confiança (Gotelli & Colwell 2001).

Para testar a especificidade e fidelidade das espécies em relação às áreas em recuperação ambiental e áreas não-impactadas foi realizado o método Indicator Species Analysis *InDval* (Dufrene & Legendre 1997) modificado por De Cáceres et al. (2010). Esta análise fornece um valor que varia de 0 a 100, onde os maiores valores representam maior consistência para a associação das espécies a um determinado tipo de habitat ou condição ambiental. Em seguida, para testar a alternância da abundância das espécies indicadoras que apresentaram valores significativos de acordo com a idade de plantio das áreas, foi construído um Modelo Linear Generalizado (GLM) (Bolker 2007) de distribuição binomial negativa, com a função “log” de ligação, que é a recomendada para dados de contagem com “overdispersion”.

Foi utilizada a Análise Permutacional Multivariada de Variância (PerMANOVA) (Anderson 2001) para testar as diferenças na composição das espécies entre: (1) as diferentes idades de recuperação ambiental, (2) entre o tamanho das áreas em recuperação (em hectares) de cada subárea, (3) a interação da composição em diferentes idades e o tamanho de cada subárea. Para a análise da PerMANOVA foi utilizada a matriz de similaridade de Bray-Curtis (Legendre & Legendre 1998). Adicionalmente, sobre a mesma matriz, a análise Permutacional Multivariada de Dispersão (PERMDISP) (Anderson 2006) foi utilizada para verificar diferenças na localização dos grupos (das diferentes idades e tamanhos das subáreas) no espaço multivariado ou em sua relativa dispersão.

As análises foram feitas no programa R (R Core Team 2015) utilizando os pacotes *vegan* (Oksanen et al. 2015), *cowplot* (Wilke 2015), *ggplot2* (Wickham 2009), *Indicspecies* (De Cáceres & Legendre 2009) e *MASS* (Venables & Ripley 2002).

## RESULTADOS

Nos platôs em recuperação ambiental foram capturados, 425 espécimes distribuídos entre 16 espécies pertencentes às ordens Rodentia (7 espécies) e Didelphimorphia (9). As espécies registradas foram *Marmosa demerarae* (267), *Marmosops parvidens* (53), *Caluromys philander* (21 indivíduos), *Didelphis marsupialis* (20), *Hylaeamys megacephalus* (17), *Monodelphis arlindoi* (9), *Rhipidomys nitela* (8), *Euryoryzomys macconnelli* (7), *Proechimys cuvieri* (7), *Zygodontomys brevicauda* (6), *Oecomys bicolor* (5), *Nectomys rattus* (2), *Gracilinanus emiliae* (1), *Metachirus nudicaudatus* (1), *Didelphis cf. imperfecta* (1).

Nas áreas de floresta não-impactadas foram capturados 375 espécimes pertencentes a 16 espécies das ordens Rodentia (8 espécies) e Didelphimorphia (8). As espécies registradas foram *Marmosops parvidens* (118), *Marmosa demerarae* (77), *Monodelphis arlindoi* (50), *Proechimys cuvieri* (44), *Oecomys bicolor* (17), *Hylaeamys megacephalus* (15), *Didelphis marsupialis* (11), *Zygodontomys brevicauda* (11), *Metachirus nudicaudatus* (9), *Mesomys hispidus* (6), *Rhipidomys nitela* (6), *Euryoryzomys macconnelli* (5), *Caluromys philander* (2), *Didelphis albiventris* (2), *Gracilinanus emiliae* (1), *Guerlinguetus* sp. (1).

As espécies *M. parvidens*, *M. nudicaudatus*, *M. arlindoi*, *O. bicolor* e *P. cuvieri* foram mais abundantes em floresta primária. As espécies *Guerlinguetus* sp., *Mesomys hispidus* e *Didelphis albiventris* foram exclusivas deste ambiente. Três espécies foram selecionadas como indicadoras para os ambientes de recuperação ambiental, enquanto nenhuma representou valores significativos para as áreas não-impactadas. Na análise de

*InDval*, *C. philander* (*InDval* = 93,5 %,  $p = 0.005$ ) foi a espécie com maior valor indicador, seguida por *D. marsupialis* (*InDval*= 62,6 %,  $p = 0.005$ ) e *M. demerarae* (*InDval*= 62,5 %,  $p= 0.005$ ).

Não houve diferenças na riqueza de espécies entre as áreas em recuperação ambiental e as áreas não-impactadas. Pois, nas curvas de rarefação de espécies (Figura 4) a riqueza das áreas em recuperação se sobrepôs aos intervalos de confiança das não-impactadas. A abundância das espécies selecionadas como indicadoras para as áreas em recuperação ambiental decresceu de áreas com plantio mais recentes para áreas de plantio mais antigas ( $\beta = -0.088$ ,  $p= 0.024$ ) (Figura 5).

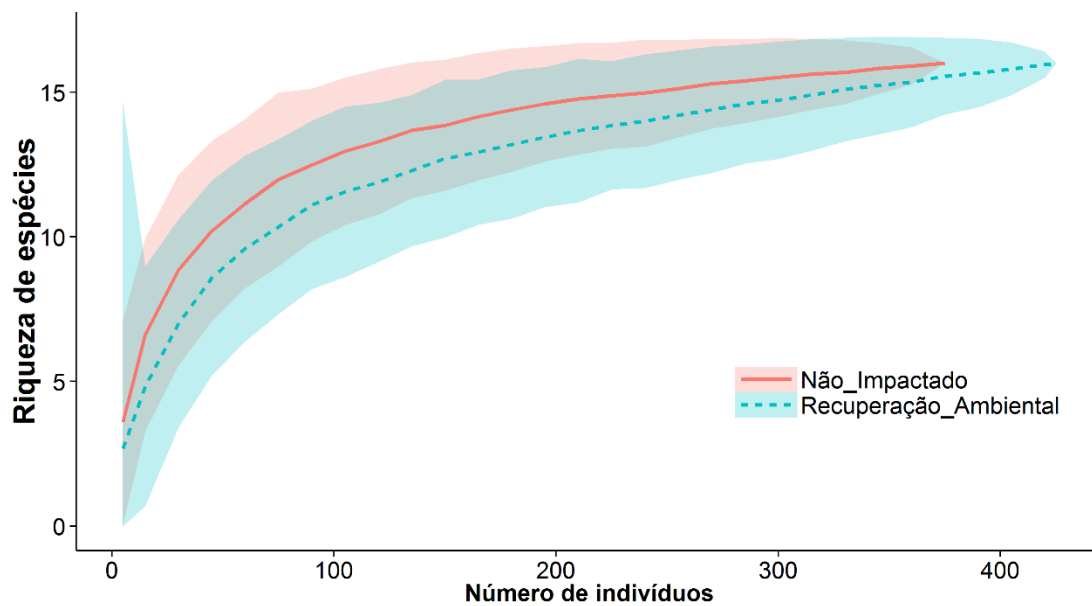


Figura 4. Curvas de rarefação de espécies de pequenos mamíferos com intervalos de confiança de 95%, em áreas de florestas não-impactadas e em recuperação ambiental na FLONA de Saracá-Taquera, Oriximiná, Pará, Brasil.

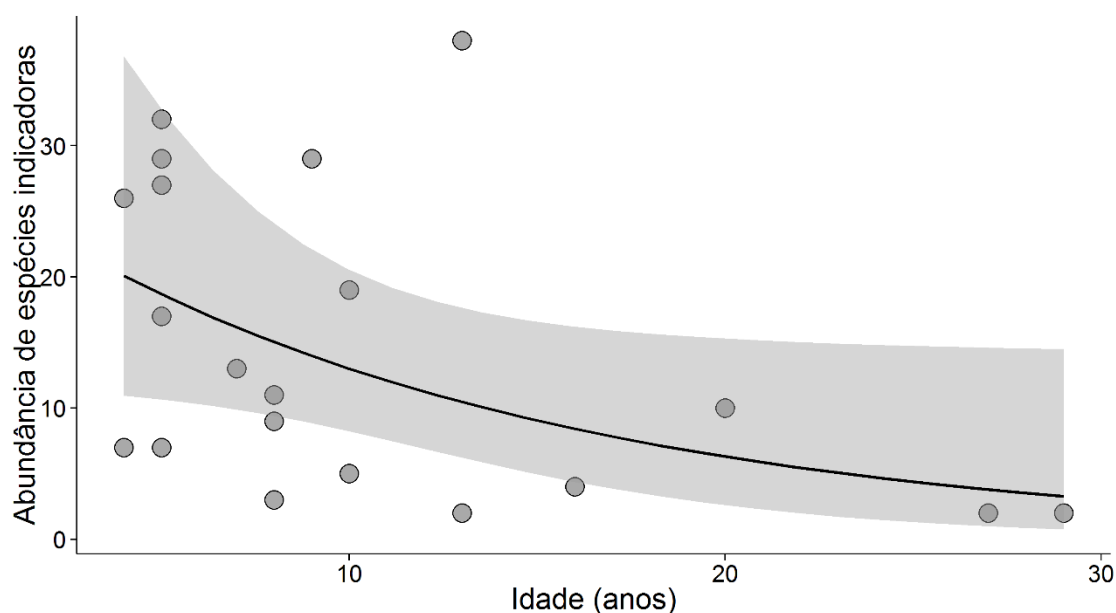


Figura 5. Abundância das espécies selecionadas como indicadoras, em função da idade de plantio em anos nas áreas em recuperação ambiental, na FLONA de Saracá-Taquera, Oriximiná, Pará, Brasil.

A diferença na composição de espécies foi explicada pelas diferentes idades de plantio das áreas em recuperação ambiental (PerMANOVA,  $F_{(1, 83)} = 13.151$ ,  $p = 0.001$ , Tabela 2). Os tamanhos das subáreas em hectares (PerMANOVA,  $F_{(1, 83)} = 0.943$ ,  $p = 0.435$ , Tabela 2) não explicaram a composição de espécies encontradas nos diferentes platôs. Quando relacionados, os tamanhos das áreas e as idades, juntas, não explicaram a composição de espécies encontradas (PerMANOVA,  $F_{(1, 83)} = 1.010$ ,  $p = 0.369$ , Tabela 2).

As idades (PERMDISP,  $F_{(10, 73)} = 10.067$ ,  $p = 0.421$ , Tabela 2) e os tamanhos das áreas (PERMDISP,  $F_{(21, 62)} = 0.628$ ,  $p = 0.891$ , Tabela 2) não formaram grupos distintos no espaço multidimensional.

Tabela 2. PerMANOVA e PERMDISP baseadas na matriz de Bray-Curtis em diferentes platôs em recuperação ambiental, com diferentes idades de plantio em diferentes áreas (ha) na Flona Saracá-Taquera, Oriximiná, Pará, Brasil.

	Grupos	Gl	PerMANOVA					PERMDISP	
			SS	MS	F. Modelo	R <sup>2</sup>	p	F	p
(1)	Idade	1	3.471	3.471	13.151	0.138	0.001	1.067	0.421
(2)	Área (ha)	1	0.249	0.249	0.943	0.009	0.435	0.6285	0.891
(3)	Idade:Área	1	0.266	0.266	1.010	0.010	0.369		
	Resíduos	80	21.117	0.264		0.841			
	Total	83	25.105			1			

## DISCUSSÃO

Os resultados mostraram que os platôs em recuperação ambiental apresentaram mesma riqueza que os platôs com floresta primária após o período de 29 anos de regeneração. Este período encontra-se dentro do intervalo de tempo esperado para que haja a recuperação da riqueza de espécies original da área. Segundo Dunn (2004) pode acontecer em um período de 20 a 40 anos para grupos taxonômicos de vertebrados e invertebrados em condições ótimas da paisagem, como as populações fonte próximas às florestas em regeneração e um desmatamento em pequena escala. O local estudado apresenta condições ainda melhores do que as descritas por Dunn (2004), uma vez que apresenta proporcionalmente maior área de floresta conservada e as áreas em recuperação foram plantadas com mudas de espécies nativas.

Embora a riqueza de espécies tenha se igualado às áreas não-impactadas, ao longo do gradiente de aumento da idade, existiu uma alternância na abundância de espécies. Houve um aumento na abundância de espécies abundantes em idades iniciais, que com o passar dos anos foi reduzido assemelhando-se aos limiares encontrados em floresta primária, com espécies mais especialistas (Pardini 2004, Pardini et al. 2005, Umetsu & Pardini 2007, Pinotti et al. 2012, 2015).

Surpreendentemente, a espécie *Caluromys philander* foi fortemente indicadora dos ambientes em recuperação ambiental. Ao contrário, Santos-Filho et al. (2008) a considerou como uma espécie rara e vulnerável aos efeitos de fragmentação, por ter sido capturada em área nuclear de fragmento. As espécies *Didelphis marsupialis* e *Marmosa demerarae* foram também indicadoras das áreas em recuperação. Porém, Lambert et al. (2006) consideraram que a presença de *D. marsupialis* em áreas impactadas pode estar relacionado ao forrageamento, e provavelmente, não se estabelece em definitivo nessas áreas. Já Santos-Filho e colaboradores (2008, 2012) a classificaram como restrita a áreas florestais, encontrando-a somente no interior dos fragmentos, em áreas bastante



impactadas. *M. demerarae* apresentou altas abundâncias em muitos fragmentos e em florestas secundárias antigas, embora sem preferências ao habitat (Pardini 2004, Lambert et al. 2006). Santos-Filho et al. (2008) a consideraram como menos suscetível a borda, mas nunca capturada em áreas de pastagem.

Um fator que pode ter facilitado a colonização das áreas por estas espécies é que as áreas são adjacentes às áreas de florestas conservadas (Lambert et al. 2006, Santos-Filho et al. 2012). Além disso, puderam ser atraídas pelo hiperdinamismo das áreas em idades iniciais, que apresentam alta disponibilidade de recursos, como frutos, insetos e baixa competitividade com espécies florestais que habitam áreas de floresta primária (Malcolm 1997, Laurance 2002, Lambert et al. 2006, Laurance et al. 2011, Pinotti et al. 2012, 2015). Portanto, a alternância nas abundâncias de determinadas espécies em áreas de recuperação ambiental retratam um alto grau de perturbações causadas no ambiente pelas atividades humanas (Gascon et al. 1999, Pardini et al. 2005, Lambert et al. 2006, Pinotti et al. 2015).

Dessa forma, estas espécies são capazes de explorar novos habitats (Gascon et al. 1999) contribuindo no avanço da sucessão como dispersores de sementes, servindo de presa para outras espécies de vertebrados, como serpentes, aves e carnívoros, o que resulta em um aumento da complexidade da cadeia trófica nesses ambientes (Slade & Swihart 1983, Eisenberg & Redford 1999 Palomares et al. 1995, Rogers & Caro 1998, Crooks & Soulé 1999, Pardini et al. 2005).

As análises mostraram que 29 anos após os distúrbios, a composição de espécies das áreas em recuperação ambiental ainda não se igualou à composição da floresta primária. O tempo é um fator tão importante como a qualidade do ambiente (Delciellos et al. 2015), já que o aumento da idade também representa um acréscimo no gradiente de qualidade (Pardini et al. 2005). Ainda assim, faz-se necessário a realização de estudo em

longo prazo, pois não é conhecido se os distúrbios antrópicos causam danos irreversíveis ou se as funções ecossistêmicas são restauradas ao longo dos anos. Raman et al. (1998) relataram que mesmo após 100 anos de regeneração florestal a composição de espécies de aves não foi restaurada em áreas impactadas. Desta forma, as análises de recomposição da fauna devem englobar diversos grupos taxonômicos, uma vez que tempo de restauração e os requerimentos de habitat também são variáveis (Dunn 2004, Bowen et al. 2007, Gardner et al. 2007).

Apesar da idade após o distúrbio ser um fator importante para a recuperação ambiental, outros fatores como a proximidade com áreas de floresta preservada, uma vez que são detentoras únicas de toda a biodiversidade (Gascon et al. 1999, Broadbent et al. 2008, Pardini et al. 2010, Laurance et al. 2011, Gibson et al. 2013) que abrigam as populações fonte, o tamanho das áreas fonte, tipo de matriz e atividades de uso da terra devem ser levados em conta

As áreas em recuperação ambiental também devem ser consideradas nos planejamentos de conservação, pois podem atuar como áreas tampão de unidades de conservação (Dunn 2004), reduzindo os impactos da matriz, do efeito de borda e das mudanças micro climáticas sobre a floresta conservada e atuar como conectores entre áreas de floresta conservada remanescente (Gascon et al. 1999, Dunn 2004, Pardini et al. 2005, Barlow et al. 2007, Bowen et al. 2007, Gardner et al. 2007, Broadbent et al. 2008, Laurance et al. 2011, Coelho et al. 2014). Entretanto, a conservação de áreas em recuperação ambiental não deve ser tomada como medida compensatória para uma área de floresta primária, pois estas são detentoras de espécies podem não chegar a existir nas áreas em recuperação ambiental (Dunn 2004, Gardner et al. 2007, Puttker et al. 2011).

A maioria dos estudos dessa natureza é realizada em um tempo relativamente curto e em pequenas escalas, sendo um fruto da limitada carga de recursos destinada a

esses estudos impossibilitando entender o real potencial da recomposição da fauna em florestas (Lamb 1998, Pardini et al. 2010). Este período de regeneração aqui estudado pode representar apenas o início de um processo ainda não completamente conhecido na literatura, principalmente em regiões tropicais, como a Amazônia. Para estas áreas é preciso muita cautela em ser otimista e superestimar o seu valor para a conservação. O tempo necessário para que tenha a mesma complexidade de florestas primárias é incerto e questionável sobre tal possibilidade. Portanto, devem ser fortemente tomadas como prioridade, para que seja possível o melhor desenvolvimento de planos eficazes para a gestão e conservação em longo prazo em locais com atividades deletérias pelo homem.

## REFERÊNCIAS\*

- ANDERSON, M. J. 2001. A new method for non parametric multivariate analysis of variance. *Austral ecology* 26:32–46.
- ANDERSON, M. J. 2006. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics* 62:245–253.
- AURICHIO, P. & SALOMÃO, M. G. 2012. Técnicas de Coleta e Preparação de Vertebrados para Fins Científicos e Didáticos. Instituto Pau Brasil de História Natural. 350 pp.
- BARLOW, J., GARDNER, T. A., ARAUJO, I. S., AVILA-PIRES, T. C., BONALDO, A. B., COSTA, J. E., ESPOSITO, M. C., FERREIRA, L. V., HAWES, J., HERNANDEZ, M. I. M., HOOGMOED, M. S., LEITE, R. N., LO-MAN-HUNG, N. F., MALCOLM, J. R., MARTINS, M. B., MESTRE, L. A. M., MIRANDA-SANTOS, R., NUNES-GUTJAHR, A. L., OVERAL, W. L., PARRY, L., PETERS, S. L., RIBEIRO-JUNIOR, M. A., DA SILVA, M. N. F., DA SILVA MOTTA, C. & PERES, C. A. 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104:18555–18560.
- BARLOW, J., PERES, C. A., HENRIQUES, L. M. P., STOUFFER, P. C. & WUNDERLE, J. M. 2006. The responses of understory birds to forest fragmentation, logging and wildfires: An Amazonian synthesis. *Biological Conservation* 128:182–192.
- BOLKER, B. 2007. *Ecological Models and Data in R*. Princeton University Press, Princeton.
- BONVICINO, C. R., OLIVEIRA, J. A. & D'ANDREA, P. S. 2008. Guia dos roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos. *Centro Pan-Americano de Febre Aftosa - OPAS/OMS*. Rio de Janeiro. 120 pp.
- BOWEN, M. E., MCALPINE, C. A., HOUSE, A. P. N. & SMITH, G. C. 2007. Regrowth forests on abandoned agricultural land: A review of their habitat values for recovering forest fauna. *Biological Conservation* 140:273–296.
- BREWER, S. W. & REJMÁNEK, M. 1999. Small rodents as significant dispersers of tree seeds in a Neotropical forest. *Journal of Vegetation Science* 10:165–174.
- BROADBENT, E., ASNER, G., KELLER, M., KNAPP, D., OLIVEIRA, P. & SILVA, J. 2008. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biological Conservation* 141:1745–1757.
- DE CÁCERES, M. & LEGENDRE, P. 2009. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology* 90:3566–3574.
- DE CÁCERES, M., LEGENDRE, P. & MORETTI, M. 2010. Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos* 119:1674–1684.
- COCHRANE, M. A. & LAURANCE, W. F. 2002. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology* 18:311–325.
- COCHRANE, M. A. & LAURANCE, W. F. 2008. Synergisms among Fire, Land Use, and Climate Change in the Amazon. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 37:522–527.

- COELHO, M., JUEN, L. & MENDES-OLIVEIRA, A. C. 2014. The role of remnants of Amazon savanna for the conservation of Neotropical mammal communities in eucalyptus plantations. *Biodiversity and Conservation* 23:3171–3184.
- COSTA, L. P. & PATTON, J. L. 2006. Diversidade e limites geográficos e sistemáticos de marsupiais brasileiros. P. 343–361 in Cáceres, N. C. & Monteiro-Filho, E. L. A. (eds.). *Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e evolução*. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande.
- CROOKS, K. & SOULÉ, M. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* 400:563–566.
- DELICIELLOS, A. C., VIEIRA, M. V., GRELLE, C. E. V., COBRA, P. & CERQUEIRA, R. 2015. Habitat quality versus spatial variables as determinants of small mammal assemblages in Atlantic Forest fragments. *Journal of Mammalogy*:1–13.
- DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. 1997. Species Assemblages and Indicator Species : The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecological Monographs* 67:345–366.
- DUNN, R. R. 2004. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conservation Biology* 18:302–309.
- EISENBERG, J. F. & REDFORD, K. H. 1999. Mammals of the Neotropics, The Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil (3rd edition). The University of Chicago Press, Chicago and London.
- FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34:487–515.
- FARIA, M. B., DE OLIVEIRA, J. A. & BONVICINO, C. R. 2013. Filogeografia de populações brasileiras de Marmosa (Marmosa) murina (Didelphimorphia, Didelphidae). *Revista Nordestina de Biologia* 21:27–52.
- GARDNER, T. A., BARLOW, J., CHAZDON, R., EWERS, R. M., HARVEY, C. A., PERES, C. A. & SODHI, N. S. 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters* 12:561–582.
- GARDNER, T. A., HERNÁNDEZ, M. I. M., BARLOW, J. & PERES, C. A. 2007. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. *Journal of Applied Ecology* 45:883–893.
- GARDNER, T. A., RIBEIRO-JÚNIOR, M. A., BARLOW, J., ÁVILA-PIRES, T. C. S., HOOGMOED, M. S. & PERES, C. A. 2007. The Value of Primary, Secondary, and Plantation Forests for a Neotropical Herpetofauna. *Conservation Biology* 21:775–787.
- GASCON, C., LOVEJOY, T. E., BIERREGAARD, R. O., MALCOLM, J. R., STOUFFER, P. C., VASCONCELOS, H. L., LAURANCE, W. F., ZIMMERMAN, B., TOCHER, M. & BORGES, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91:223–229.
- GIBSON, L., LYNAM, A. J., BRADSHAW, C. J. A., HE, F., BICKFORD, D. P., WOODRUFF, D. S., BUMRINGSRI, S. & LAURANCE, W. F. 2013. Near-

- Complete Extinction of Native Small Mammal Fauna 25 Years After Forest Fragmentation. *Science* 341:1508–1510.
- GOTELLI, N. J. & COLWELL, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4:379–391.
- GOTELLI, N. J. & ENTSMINGER, G. L. 2001. EcoSim: Null models software for ecology. Acquired Intelligence Inc. & Kesy-Bear.
- LAMB, D. 1998. Large-scale ecological restoration of degraded tropical forest lands: the potential role of timber plantations. *Restoration Ecology* 6:271–279.
- LAMBERT, T. D., MALCOLM, J. R. & ZIMMERMAN, B. L. 2006. Amazonian small mammal abundances in relation to habitat structure and resource abundance. *Journal of Mammalogy* 87:766–776.
- LAURANCE, W. 2002. Hyperdynamism in fragmented habitats. *Journal of Vegetation Science* 13:595.
- LAURANCE, W. F., CAMARGO, J. L. C., LUIZÃO, R. C. C., LAURANCE, S. G., PIMM, S. L., BRUNA, E. M., STOUFFER, P. C., WILLIAMSON, G. B., BENÍTEZ-MALVIDO, J., VASCONCELOS, H. L., VAN HOUTAN, K. S., ZARTMAN, C. E., BOYLE, S. A., DIDHAM, R. K., ANDRADE, A. & LOVEJOY, T. E. 2011. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. *Biological Conservation* 144:56–67.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. 1998. Numerical ecology. *Numerical Ecology Second English Edition* 20:870.
- MENA, L. J. & MEDELLÍN, R. A. 2010. Small mammal assemblages in a disturbed tropical landscape at Pozuzo, Peru. *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde* 75:83–91.
- MMA. 2001. Plano de Manejo da Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Estado Do Pará - Brasil. P. 708 *Ministério do Meio Ambiente*.
- MUSTRANGI, M. A. & PATTON, J. L. 1997. Phylogeography and systematics of the slender mouse opossum *Marmosops marmosops* (Marsupialia, Didelphidae). Pp. 1–86. University of California Publications in Zoology.
- NASCIMENTO, F. F., PEREIRA, L. G., GEISE, L., BEZERRA, A. M. R., D'ANDREA, P. & BONVICINO, C. R. 2011. Colonization process of the Brazilian common vesper mouse, *Calomys expulsus* (Cricetidae, Sigmodontinae): a biogeographic hypothesis. *Journal of Heredity* 102:260–268.
- OKSANEN, J., G., B. F., KINDT, R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P. R., O'HARA, R. B., SIMPSON, G. L., SOLYMOS, P., STEVENS, M. H. H. & WAGNER, H. 2015. vegan: Community Ecology Package. R Core Team.
- PAGLIA, A. P., FONSECA, G. A. B., RYLANDS, A. B., HERRMANN, G., AGUIAR, L. M. S., CHIARELLO, A. G., LEITE, Y. L. R., COSTA, L. P., SICILIANO, S., KIERULFF, M. C. M., MENDES, S. L., MITTERMEIER, R. A. & PATTON, J. L. 2012. Annotated checklist of Brazilian mammals 2<sup>o</sup> Edição. *Occasional Papers in Conservation Biology* 6:1–76.

- PALOMARES, F., GAONA, P., FERRERAS, P. & DELIBES, M. 1995. Positive effects on game species of top predators by controlling smaller predator populations: an example with lynx, mongooses, and rabbits. *Conservation Biology* 9:295–305.
- PARDINI, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 13:2567–2586.
- PARDINI, R., BUENO, A. D. A., GARDNER, T. A., PRADO, P. I. & METZGER, J. P. 2010. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis : Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. *Plos One* 5:1–10.
- PARDINI, R., DE SOUZA, S. M., BRAGA-NETO, R. & METZGER, J. P. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124:253–266.
- PARDINI, R. & UMETSU, F. 2006. Pequenos mamíferos não-voadores da Reserva Florestal do Morro Grande—distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica. *Biota Neotropica* 6:1–22.
- PERES, C. A., BARLOW, J. & LAURANCE, W. F. 2006. Detecting anthropogenic disturbance in tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 21:227–229.
- PINOTTI, B. T., PAGOTTO, C. P. & PARDINI, R. 2012. Forest Ecology and Management Habitat structure and food resources for wildlife across successional stages in a tropical forest. *Forest Ecology and Management* 283:119–127. Elsevier B.V.
- PINOTTI, B. T., PAGOTTO, C. P. & PARDINI, R. 2015. Wildlife Recovery During Tropical Forest Succession : Assessing Ecological Drivers of Community Change. *Biotropica* 47:765–774.
- PREVEDELLO, J. A. & VIEIRA, M. V. 2010a. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity and Conservation* 19:1205–1223.
- PREVEDELLO, J. A. & VIEIRA, M. V. 2010b. Plantation rows as dispersal routes: A test with didelphid marsupials in the Atlantic Forest, Brazil. *Biological Conservation* 143:131–135.
- PUTTKER, T., BUENO, A. A., BARROS, C. S., SOMMER, S. & PARDINI, R. 2011. Immigration Rates in Fragmented Landscapes – Empirical Evidence for the Importance of Habitat Amount for Species Persistence. *Plos One* 6:1–10.
- RAMAN, T. R. S., RAWAT, G. S. & JOHNSINGH, A. J. T. 1998. Recovery of tropical rainforest avifauna in relation to vegetation succession following shifting cultivation in Mizoram, north-east India. *Journal of Applied Ecology* 35:214–231.
- ROGERS, C. M. & CARO, M. J. 1998. Song sparrows, top carnivores and nest predation: A test of the mesopredator release hypothesis. *Oecologia* 116:227–233.
- SAMBROOK, J., FRITSCH, E. F. & MANIATIS, T. 1989. Molecular Cloning: A Laboratory Manual. Cold Spring Harbor Laboratory Press, Nova York.
- SANTOS-FILHO, M., PERES, C. A., SILVA, D. J. & SANAIOTTI, T. M. 2012. Habitat patch and matrix effects on small-mammal persistence in Amazonian forest

- fragments. *Biodiversity and Conservation* 21:1127–1147.
- SANTOS-FILHO, M., SILVA, D. J. DA & SANAIOTTI, T. M. 2008. Edge effects and landscape matrix use by a small mammal community in fragments of semideciduous submontane forest in Mato Grosso, Brazil. *Brazilian journal of biology* 68:703–10.
- DA SILVA, C. R., MARTINS, A. C. M., DE CASTRO, I. J., BERNARD, E., CARDOSO, E. M., DOS SANTOS LIMA, D., GREGORIN, R., ROSSI, R. V., PERCEQUILLO, A. R. & DA CRUZ CASTRO, K. 2013. Mammals of Amapá State, Eastern Brazilian Amazonia: A revised taxonomic list with comments on species distributions. *Mammalia* 77:409–424.
- SLADE, N. A. & SWIHART, R. K. 1983. Home range indices for the hispid cotton rat (*Sigmodon hispidus*) in Northeastern Kansas. *Journal of Mammalogy* 64:580–590.
- TEAM, R. C. 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- UMETSU, F. 2005. Pequenos mamíferos em um mosaico de habitats remanescentes e antropogênicos: qualidade da matriz e conectividade em uma paisagem fragmentada de Mata. . 1 -125 pp.
- UMETSU, F., NAXARA, L. & PARDINI, R. 2006. Evaluating the Efficiency of Pitfall Traps for Sampling Small Mammals in the Neotropics. *Journal of Mammalogy* 87:757–765.
- UMETSU, F. & PARDINI, R. 2007. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats - evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. *Landscape Ecology* 22:517–530.
- UMETSU, F., PAUL METZGER, J. & PARDINI, R. 2008. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. *Ecography* 0:1–12.
- VENABLES, W. N. & RIPLEY, B. D. 2002. Modern Applied Statistics with S. Fourth Edition. Springer, New York.
- VIEIRA, E. M., PIZO, M. A. & IZAR, P. 2003. Fruit and seed exploitation by small rodents of the Brazilian Atlantic forest. *Mammalia* 67:1–7.
- VOSS, R., FLECK, D. & JANSA, S. 2009. On the diagnostic characters, ecogeographic distribution, and phylogenetic relationships of *Gracilinanus emiliae* (Didelphimorphia: Didelphidae: Thylamyini). *Mastozoología neotropical* 16:433–443.
- WICKHAM, H. 2009. ggplot2: elegant graphics for data analysis. Springer, New York.
- WILKE, C. O. 2015. cowplot: Streamlined Plot Theme and Plot Annotations for ‘ggplot2’. R Core Team.
- WILSON, D. E. & REEDER, D. M. 2005. Mammal Species of the world: A taxonomic and geographic reference. Johns Hopkins University Press. 2 - 142 pp.

\*Seguindo as normas da Journal of Tropical Ecology