



Universidade Federal do Amapá
Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical



Mestrado e Doutorado
UNIFAP / EMBRAPA-AP / IEPA / CI-Brasil

TONY ENRIQUE NORIEGA PIÑA

INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO E DA PAISAGEM
NA OCORRÊNCIA E ABUNDÂNCIA DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E
GRANDE PORTE EM UM MOSAICO DE PLANTAÇÕES DE
EUCALIPTO, SAVANA E REMANESCENTES FLORESTAIS NO
NORTE DO BRASIL.

MACAPÁ, AP

2019

TONY ENRIQUE NORIEGA PIÑA

Influência da estrutura da vegetação e da paisagem na ocorrência e abundância de mamíferos de médio e grande porte em um mosaico de plantações de eucalipto, savana e remanescentes florestais no norte do Brasil. .

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical (PPGBIO) da Universidade Federal do Amapá, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Biodiversidade Tropical.

Orientador: Dr. Renato Richard Hilário
Co-Orientador: Dr. William Douglas de Carvalho

MACAPÁ, AP

2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Biblioteca Central da Universidade Federal do Amapá

910.021

P645 Noriega Piña, Tony Enrique.

Influência da estrutura de vegetação e da paisagem na ocorrência e abundância de mamíferos de médio e grande porte em um mosaico de plantações de eucalipto, savana e remanescentes florestais no norte do Brasil / Tony Enrique Noriega Piña; Orientador, Renato Richard Hilário. – 2019.

50 f.

Dissertação (Mestrado) – Fundação Universidade Federal do Amapá, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical.

1. Savanas amazônicas. 2. Heterogeneidade da paisagem. 3. Conservação. 4. Plantações eucalipto. I. Hilário, Renato Richard, orientador. II. Fundação Universidade Federal do Amapá. III. Título.

CDD. 22 ed.

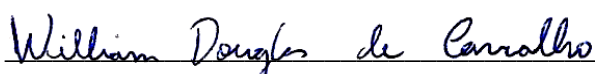
TONY ENRIQUE NORIEGA PIÑA

INFLUÊNCIA DA ESTRURA DA VEGETAÇÃO E DA PAISAGEM NA
OCORRÊNCIA E ABUNDÂNCIA DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE
PORTE EM UM MOSAICO DE PLANTAÇÕES DE EUCALIPTO, SAVANA E
REMANESCENTES FLORESTAIS NO NORTE DO BRASIL.



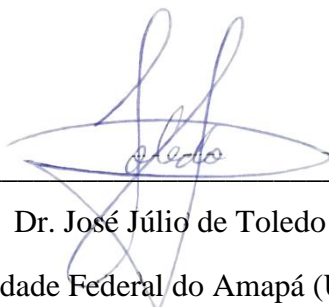
Dr. Renato Richard Hilário

Universidade Federal do Amapá (UNIFAP)



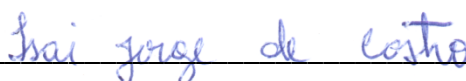
Dr. William Douglas de Carvalho

Universidade Federal do Amapá (UNIFAP)



Dr. José Júlio de Toledo

Universidade Federal do Amapá (UNIFAP)



Dr. Isai Jorge de Castro

Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do estado do Amapá (IEPA)

Aprovada em 22 de fevereiro de 2019, Macapá, AP, Brasil.

DEDICATÓRIA

À minha querida mãe Gladys, por ser meu exemplo de luta e coragem, e que hoje em tempos difíceis, seremos sua força nesta batalha que também é nossa.

E meu amado filho Arjen, cuja vida foi um presente divino para mim, sendo meu principal impulsionador de forças e esperança em dias de angústias.

AGRADECIMENTOS

Agradecer ficou muito difícil nesse ponto, porque são muitas as pessoas que me apoiaram na construção desta dissertação e por aquelas as quais a convivência fez grande diferença nesse caminho antagonicamente curto e ao mesmo tempo muito longo pelas noites sem sonho. Nesse sentido, não seria justo deixar de citar a todas as pessoas que direta e indiretamente me ajudaram e foram fundamentais neste processo.

Agradeço primeiramente a minha família, por tudo o amor, e apoio durante todo esse período que estive longe. Agradeço pelas longas conversas pelas redes sociais que me ajudaram psicologicamente nas adversidades e por todas as orações e torcida que tiveram por mim. Amo muito vocês.

Ao meu filho, por ser ele o motivo impulsionador da minha força e esperança em momentos de debilidade, e pela paciência para esperar meu retorno a casa, com a ilusão de ser uma família feliz como ele costuma dizer.

À Universidade Federal do Amapá do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical, e a Organização dos Estados Americanos – OEA, pela oportunidade do curso e todo apoio recebido.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES, pela concessão da bolsa de estudo.

Ao CNPq, pelo financiamento do projeto de pesquisa, permitindo assim a realização do meu mestrado.

À Empresa Amapá Florestal e Celulose - AMCEL pelo apoio logístico em campo.

Ao Laboratório de Ecologia da Universidade Federal do Amapá, e a todos os meus colegas que integram o mesmo, por toda a parceria, troca de conhecimentos, conversas que sempre agregam muito para a evolução profissional e pessoal.

Aos amigos que me ajudaram em campo: Roni, Felipe Todeschini, “Dudu”, Manoel e Evellyn Façanha. Cada um de vocês foi muito importante na coleta de dados,

eu estou muito agradecido de vocês que não consigo encontrar as palavras certas para expressar toda a minha gratidão.

Ao Pessoal do laboratório de geoprocessamento do curso da geografia prof. Dr. Genival Fernandes e ao Eduardo pela ajuda na análise e classificação das imagens de radar. Muito obrigado por ter compartilhado comigo seus conhecimentos na análise das imagens e especialmente pela generosidade e amabilidade nesse curto tempo.

Ao meu orientador, Dr. Renato R. Hilário, que apesar de algumas diferenças sempre esteve disposto a esclarecer as minhas dúvidas e incertezas e por todo seu tempo dedicado ao presente trabalho.

Aos colegas do PPGGIO e à minha turma de mestrado, pela companhia, desabafos e troca de ideias ao longo desses dois anos.

Aos meus verdadeiros amigos, que compreenderam minhas ausências prolongadas, minha reclusão forçada, minha necessidade de isolamento e ainda assim estão sempre presentes.

Muito obrigado!

“Se a quantidade de humanos habitantes do planeta diminuísse pela metade, quantas florestas deixariam de ser cortadas? Se a quantidade de habitantes do planeta diminuísse para um centésimo, a poluição despejada sobre ela também diminuiria para um centésimo? O futuro é incerto, mas depende de nossas atitudes no presente. Precisamos defender nossa terra e o futuro das criaturas que nela habitam”.

Parasyte Kyseiju – Hitoshi Iwaaki

RESUMO

Noriega, Tony E. Influência da estrutura da vegetação e da paisagem na ocorrência e abundância de mamíferos de médio e grande porte em um mosaico de plantações de eucalipto, savana e remanescentes florestais no norte do Brasil. 2019. Dissertação (Mestre em Biodiversidade Tropical)– Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Tropical – Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação - Universidade Federal do Amapá.

A crescente transformação de áreas naturais para a produção agrícola é uma das principais ameaças para a biodiversidade, afetando vários ecossistemas e, por conseguinte a sobrevivência de muitas espécies que conseguem usar esses sistemas, tornando-se necessário o entendimento dos fatores que podem moldar os padrões de ocorrência de mamíferos de médio grande porte em relação à estrutura da vegetação e a paisagem, de modo que visem priorizar áreas mais adequadas para maximizar a prevalência dessas espécies na paisagem. Este estudo foi realizado em uma paisagem composta por um mosaico de plantações de eucalipto, savanas e remanescentes florestais. Utilizando armadilhas fotográficas e transectos lineares foram registradas 17 espécies de mamíferos, incluídas duas espécies ameaçadas de extinção (*Myrmecophaga tridactyla* e *Tapirus terrestris* – VU). A riqueza de mamíferos foi semelhante entre os três ambientes, com divergências na abundância de mamíferos entre as metodologias utilizadas. A rotatividade das espécies foi o principal mecanismo de diversidade na paisagem. A ocorrência de mamíferos foi favorecida pelo eucalipto, em locais com menos estradas e maior proporção de ambientes naturais. Os Primatas, Carnívoros, Roedores e Pilosos foram encontrados principalmente longe das savanas e em áreas com maior altura das árvores, enquanto Cingulata, Artiodactyla e Perissodactyla foram encontrados longe da floresta. A análise da RDA mostrou uma associação da Didelphimorphia a áreas com maior heterogeneidade ambiental, enquanto cinco ordens foram associadas principalmente a áreas homogêneas. A manutenção de áreas de vegetação natural circundante as plantações de eucalipto, é uma estratégia fundamental para a conservação da biodiversidade, dada que a heterogeneidade e a proporção de vegetação nativa aumentam a ocorrência de mamíferos nesta paisagem.

Palavras-chave: Savanas amazônicas; Heterogeneidade da paisagem; Conservação de mamíferos; plantações de eucalipto.

ABSTRACT

Noriega, Tony E. Influence of the structure vegetation and landscape on the occurrence and abundance of medium and large mammals in a matrix of eucalyptus plantations, savanna and forest patches in northern Brasil. 2019. Dissertation (Master in Tropical Biodiversity) – Post graduate Program in Tropical Biodiversity - Pro-Rectoriy of Research and Post-Graduation - Federal University of Amapá.

The increasing transformation of natural areas into agricultural production is one of the main drivers of biodiversity loss, greatly affecting several ecosystems and therefore the survival of many species capable to use these systems. Thus it is necessary to understand the factors that can determine the patterns of occurrence of medium-sized mammals in relation to the vegetation structure and landscape attributes, in order to prioritize areas more adequate to maximize the prevalence of these species in the landscape. This study was carried out in a landscape composed of a mosaic of eucalyptus plantations, savannas and forest patches. Using câmeras traps and line transects, 17 species of mammals were recorded, including two endangered species (*Myrmecophaga tridactyla* and *Tapirus terrestris* - VU). Mammalian richness was similar among the three environments, with differences in the abundance of mammals between both of the methodologies used. The turnover of the species was the main mechanism of diversity in the landscape. The occurrence of mammals was favored by eucalyptus, in places with less roads and greater proportions of natural environments. Primates, Carnivores, Rodents and Pilosa are found mainly away from the savannas and areas with higher tree height, while Cingulata, Artiodactyla and Perissodactyla are mostly found far from the forest. The RDA analysis showed an association of Didelphimorphia to areas with grater environmental heterogeneity, while five orders are found mainly within homogeneous areas. The maintenance of areas of natural vegetation surrounding eucalyptus plantations is a fundamental strategy for the conservation of biodiversity, given that the heterogeneity and the proportion of native vegetation increase the occurrence of mammals in this landscape.

Keywords: Amazonian savannas; Landscape heterogeneity, Mammal conservation; Eucalyptus plantations.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	12
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	14
2.1 A Savana do Amapá – Situação atual e Conservação.....	14
2.2 As espécies e sua relação com as variáveis ambientais.....	15
2.3 Influência das plantações de Eucalipto na biodiversidade	17
3. PERGUNTA.....	20
4. HIPÓTESES	20
5. OBJETIVOS.....	21
5.1 Geral.....	21
5.2 Específicos.....	21
6. MATERIAL E MÉTODOS.....	22
6.1 Área de estudo	22
6.2 Amostragem de mamíferos.....	23
6.3 Variáveis de estrutura da vegetação e da paisagem	24
6.3.1 Estrutura da vegetação.....	24
6.3.2 Variáveis de paisagem.....	25
6.4 Análise de dados.....	26
7. RESULTADOS	28
7.1 Riqueza e abundância de mamíferos	28
7.2 Diversidade Beta	31
7.3 Determinantes da riqueza e abundância de mamíferos	33
8. DISCUSSÃO.....	37
8.1 Riqueza e abundância de mamíferos	37
8.2 Diversidade Beta	38
8.3 Determinantes da riqueza e abundância de mamíferos	39
9. CONCLUSÕES.....	41
10. REFERÊNCIAS	43

1. INTRODUÇÃO

A expansão dos agrossistemas é um dos principais impulsionadores das perdas da biodiversidade (Foley et al. 2005). Nos trópicos, muitos ecossistemas naturais foram substituídos por diferentes tipos de agricultura (Gibson et al. 2011), levando a uma diminuição global das áreas de florestas nativas em uma taxa de ~6,5 milhões de hectares por ano (FAO 2015). Nos últimos 10 anos, cerca de 1,5 milhão de hectares de floresta foram destruídos anualmente na Amazônia brasileira, e o plantio florestal contribuiu fundamentalmente para esse processo (Barlow et al. 2007). Na Região nordeste da Amazônia Brasileira, a implantação de florestas exóticas substituiu ~49.025 ha da área total de uma savana amazônica (IBGE 2016). Este processo gera modificações da configuração natural da paisagem, formando fragmentos de remanescentes de vegetação naturais, reduzindo a área de hábitat natural disponível para muitas espécies (Ewers e Didham 2006, Brockerhoff et al. 2008). Estudos apontam que este processo tem efeitos significativos na fauna silvestre local (Carrilho et al. 2017), especialmente naquelas espécies com amplos requerimentos ecológicos ou com requerimentos de hábitat específicos.

As plantações impõem restrições à fauna nativa local e criam um cenário incerto para a conservação (Timo et al. 2015), funcionando como um filtro seletivo sobre os movimentos dos animais através da paisagem (Chiarello 2000). No entanto, esses efeitos são relativos à capacidade de dispersão de cada espécie, que irão responder dependendo da plasticidade e flexibilidade ecológica que eles apresentam (Lyra-jorge et al. 2010).

Embora as florestas plantadas por si só não possam substituir o papel ecológico das florestas nativas em todas as suas complexidades estruturais, morfológicas e funcionais, existe um crescente reconhecimento sobre diversos fatores que podem contribuir para aumentar a biodiversidade numa paisagem dominada por essas plantações, como a heterogeneidade da paisagem (Barbaro et al. 2007), qualidade da matriz (Garmendia et al. 2013), maior cobertura no sub-bosque (Stallings 1990, Carrilho et al. 2017), idade da plantação (Brockerhoff et al. 2008) e a diversidade de árvores plantadas (Proença et al. 2010). Considerando isso, é possível garantir uma maior diversidade dentro dessas paisagens dominadas por plantações, garantindo a manutenção das espécies nessa paisagem agrícola.

Apesar desse reconhecimento, há uma necessidade de uma melhor compreensão dos efeitos das florestas plantadas dentro de paisagens com escasso conhecimento sobre sua biodiversidade como as savanas Amazônicas, uma vez que poucos estudos têm focado os padrões e processos das mudanças da biodiversidade causadas pela implementação das plantações de eucalipto nas savanas. Nesse sentido, é altamente relevante entender quais fatores podem estar determinando os padrões de ocorrência das espécies em relação à estrutura da vegetação e atributos da paisagem, de modo que visem priorizar áreas mais adequadas para maximizar a prevalência dessas espécies em paisagens alteradas.

Mamíferos de médio e grande porte podem ser úteis na compreensão dos padrões de ocorrência em paisagens alteradas, devido principalmente a sua variabilidade de respostas às modificações no ambiente, pois possuem variadas guildas tróficas, apresentam padrões de uso de hábitat diversificados e atuam em importantes processos ecológicos (Henle et al. 2004, Sergio et al. 2006). Dessa forma, o estudo dos mamíferos em uma paisagem composta por plantações de eucalipto, savana e remanescentes florestais é imprescindível para fornecer informações necessárias para subsidiar a conservação em paisagens modificadas.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 A Savana do Amapá – Situação atual e Conservação

A Savana do Amapá é um dos maiores complexos de savana amazônica no norte do Brasil. Abrange uma área aproximada de 13,027 km², ou menos de 7,2% da superfície territorial do estado do Amapá (Carvalho and Mustin 2017), que se estende desde o município de Calçoene, ao norte, até os arredores da cidade de Macapá, além de uma extensão menor no sentido centro-sul situada entre os municípios de Mazagão e Laranjal do Jari.

Presume-se que a Savana do Amapá é possivelmente uma formação mais recente quando comparadas a outras áreas de Cerrado do Brasil Central (Cole 1986). No entanto, estudos realizados com genética de aves (Bates et al. 2003), indicaram uma baixa diferenciação genética entre as espécies que ocorrem nessas áreas, sugerindo que a avifauna que habita a Savana do Amapá é provavelmente o resultado das conexões com o Cerrado do Brasil central. Essas conexões provavelmente dão a Savana do Amapá uma característica particular, que junto com a alta diversidade (ver Mustin et al. 2017), e a alta riqueza de espécies de aves e flora encontradas (Costa Neto et al. 2017, Lima et al. 2017) fazem que seja considerada como uma das áreas com maior importância biológica e maior riqueza de espécies em comparação com as outras áreas de savanas na Amazônia (Costa Neto et al. 2017). Sendo reconhecida pelo governo brasileiro como uma área com prioridade de conservação muito alta (Brasil 2014).

Apesar desse reconhecimento, a Savana do Amapá, está sendo destruída de forma acelerada, sendo a menos protegida dentre as savanas da Amazônia (Carvalho and Mustin 2017, Mustin et al. 2017). A principal ameaça é o desmatamento, geralmente uma consequência da ocupação desordenada do território, a expansão da fronteira agrícola (principalmente soja) e o florestamento com florestas exóticas (Carvalho & Mustin 2017, Mustin et al. 2017), expondo a Savana do Amapá numa degradação ambiental, que acarreta perdas irreversíveis da sua biodiversidade.

Além das vastas áreas usadas para o desenvolvimento da agricultura e silvicultura comercial, o que também vem pressionando a Savana do Amapá é a alta densidade humana e a extensa rede de rodovias do estado, sendo que mais da metade

das rodovias do Amapá situam-se dentro de áreas de savana (Mustin et al. 2017), com destaque para a rodovia BR-156, que percorre quase toda a sua extensão, sendo um atrativo populacional e de execução de diversas atividades económicas. Além disso, a Savana é ainda recortada por outras duas rodovias estaduais por diversos ramais de acesso a comunidades e assentamentos rurais (Oliveira 2009), que o colocam numa situação vulnerável (Mustin et al. 2017).

Nesse contexto, a savana do Amapá se torna uma área extremamente frágil diante das pressões históricas, existindo uma necessidade urgente de implementar medidas de proteção, com a finalidade de garantir a conservação da riqueza natural da Savana do Amapá, e sustente o aproveitamento sustentável de sua biodiversidade (Carvalho and Mustin 2017).

2.2 As espécies e sua relação com as variáveis ambientais

A presença de uma espécie é definida por diversos fatores que interagem de forma dinâmica a diferentes intensidades e a diferentes escalas (Soberón and Miller 2009), variando ao longo da sua distribuição geográfica (Maciel-Mata et al. 2015), e sujeitando as espécies a diferentes condições ambientais (Chase and Myers 2011). Essas condições determinam o nicho de uma espécie, definido por Hutchinson (1957) como "*um hipervolume num espaço ecológico multidimensional, que contém o conjunto de condições abióticas e bióticas nas quais uma espécie é capaz de persistir*". No entanto, existem fatores que podem alterar o nicho e conseqüentemente a ocorrência de uma determinada espécie.

As limitações na capacidade de dispersão, existência das barreiras geográficas, ou a presença de fatores dinâmicos como a competição, predação e doenças, são alguns desses fatores que podem limitar a presença de uma espécie (Soberón and Peterson 2005). Contudo, as ocorrências de algumas mudanças nas características da paisagem também podem moldar a presença das espécies, por exemplo, a heterogeneidade ambiental, afeta a dinâmica populacional e o processo evolutivo de uma espécie, diminuindo radicalmente a velocidade na qual a posição e a amplitude do nicho são adaptadas a uma região geográfica (Soberón and Miller 2009). Do mesmo modo, as interferências antrópicas no ambiente são fatores que também podem afetar a presença

de uma espécie. A fragmentação de habitats, por exemplo, pode impedir a movimentação de uma espécie de um local para outro e alterar a taxa de processos ecológicos nos ecossistemas (Spinola 2008), afetando dessa forma, os padrões de seleção de recursos e aumentando as taxas de predação e competição entre os carnívoros.

A fragmentação reflete-se na redução e isolamento de área que afeta o tamanho da população (Fahrig 2001). A limitação da área pelo tamanho do fragmento pode ser um agravante para as espécies, porque seu tamanho pode não ser suficiente para sustentar uma população ou até mesmo um indivíduo (Fahrig 2001), fato que pode ser visto em espécies de grande porte com características que conduzem a necessidade a grandes territórios (Bernardo 2012).

O tipo de matriz também pode ser um fator limitante para a presença das espécies, pois características como a qualidade e complexidade da matriz atuam como filtros na movimentação de espécies na paisagem (Lyra-Jorge et al. 2010). Desta forma, dependendo do quanto à estrutura da matriz se assemelha à do fragmento e da plasticidade das espécies, algumas delas podem-se deslocar e ou usar a matriz para busca de alimento e abrigo, enquanto outras não (Michalski and Peres 2005, Lyra-jorge et al. 2010).

São variados os estudos que mostram a influência de uma ou outra variável ambiental sobre a ocorrência e abundância de mamíferos de médio e grande porte. Michalski e Peres (2007) mostraram que o tamanho do fragmento foi o melhor preditor da presença dos mamíferos, explicando 90% da variação da riqueza de espécies. Entretanto, outros estudos também reportaram que a qualidade da matriz da paisagem (Garmendia et al. 2013), a cobertura do dossel (Andrade-Núñez and Aide 2010, Kuhnen 2010), a densidade de borda e a heterogeneidade do habitat (Tews et al. 2004, Kuhnen 2010) foram as variáveis explicativas mais importantes.

No entanto, os mamíferos podem ter diferenças nas respostas às alterações ambientais, Os primatas, por exemplo, estão entre as espécies mais sensíveis à fragmentação do habitat (Pozo-Montuy et al 2011), ao igual que o cateto (*Pecari tajacu*) a onça pintada (*Panthera onca*), e a anta (*Tapirus terrestres*), que são espécies

dependentes da cobertura florestal, podendo suas populações aumentar em paisagens com alta cobertura e qualidade da matriz (Garmendia et al. 2013).

Da mesma forma, os mamíferos carnívoros são vulneráveis a paisagens alteradas, e apresentam baixas densidades, extensas áreas de vida e frequentemente dispersam-se a longas distâncias quando jovens, sendo que ambientes abertos junto aos fragmentos funcionam muitas vezes como barreiras geográficas à movimentação destes animais (Forero-Medina et al. 2009). Por outro lado, existem espécies que ocorrem preferentemente em ambientes abertos, como a raposa-do campo (*Lycalopex vetulus*) e o tatu bola (*Tolypeutes tricinctus*), que podem se adaptar facilmente a ambientes alterados (Rocha and Dalponte 2006, Bocchiglieri et al. 2010), existindo também algumas espécies que selecionam ambientes com maior abertura de dossel, menor densidade de sub-bosque e, maior altura das árvores (*Saimiri* sp., *Sapajus apella*, *Pithecia albicans*) (Kasecker 2006). Essas preferências mostradas pelas distintas espécies de mamíferos evidenciam que além das características e requerimentos ecológicos de cada espécie, a composição de uma comunidade é influenciada fortemente pelo ambiente (Chase and Leibold 2003, Chase and Myers 2011).

2.3 Influência das plantações de Eucalipto na biodiversidade

As florestas exóticas começaram a ser aproveitadas no Brasil no início do século passado, foram estabelecidas inicialmente dentro de áreas de pastagem e posteriormente modificadas pelas leis brasileiras a serem plantadas em terras anteriormente degradadas ou em áreas onde a floresta natural já estava extremamente reduzida (Brockerhoff et al. 2013). Nos anos 80, a cultura de eucalipto, tomou maior importância no Brasil, ascendendo no mercado internacional e tornando-se um dos principais produtores de celulose (Vagner et al. 2013). Consequentemente, fortes críticas foram lançadas devido à expansão da cultura de eucalipto, gerando vigorosos debates sobre suas implicações na conservação da biodiversidade (Brockerhoff et al. 2008, 2013). A percepção principal é que são ambientes ecologicamente vazios (Brockerhoff et al. 2008), pois a homogeneidade da vegetação representa uma matriz pobre que torna inviável a sobrevivência das espécies nesses ambientes (Almeida 1996), afetando grandemente a produtividade e funcionalidade do ecossistema (Barlow et al. 2007). No entanto,

existem grandes evidências que as florestas plantadas fornecem em muitos casos uma alternativa de abrigo e proteção para muitas espécies (Marsden et al. 2001, Lindenmayer and Hobbs 2004, Andrade-Núñez and Aide 2010, Coelho et al. 2014, Carrilho et al. 2017). Além de fornecer serviços de conservação complementários através de uma maior conectividade funcional entre os ambientes (Barlow et al. 2007, Brockerhoff et al. 2008).

Nesse cenário, as florestas plantadas mostram-se como uma relevante área de uso para as espécies, sendo favorecida pelo mosaico composto basicamente por fragmentos misturados com vegetação nativa (Vagner et al. 2013) e pela presença de um sub-bosque que confere aos plantios de eucalipto locais de abrigo e alimento para diversas espécies (Stallings 1990, Brockerhoff et al. 2008). Estudos em talhões homogêneos sem sub-bosque revelaram a ocorrência de populações reduzidas e indivíduos transitórios devido ao aumento do tempo de forrageamento e das taxas de predação; refletindo na redução da biodiversidade local (Stallings 1990). De qualquer maneira, o aumento de florestas plantadas constitui uma proteção às florestas nativas e abrigam uma ampla diversidade de espécies quando comparadas a outras áreas de uso da terra (Brockerhoff et al. 2008). Fato que pode ser visto em diversos estudos que mostram a ocorrência de diversas espécies nesses ambientes, seja utilizando-as como hábitat ou como passagem. Por exemplo, Barlow et al. (2007), verificaram que plantações de eucaliptos possuíam 47% das espécies de vários grupos taxonômicos presentes na mata primária, sendo que 11% destas espécies foram exclusivamente encontradas nos eucaliptos.

Em um estudo semelhante, (Spinola 2008) mostrou que das espécies registradas, 17 espécies foram encontradas em ambientes de vegetação nativa e 11 espécies em plantações de eucalipto. Dotta (2005) registrou 17 espécies de mamíferos em eucalipto e 23 em áreas de floresta, enquanto que Silveira (2005) verificou apenas 10 espécies para ambientes de eucalipto para diferentes níveis de regeneração de sub-bosque.

Nesse sentido, os estudos realizados mostraram que apesar de haver um número menor de espécies nas plantações de eucaliptos em comparação com a vegetação nativa, essas monoculturas apresentaram muitas das espécies que, mesmo não utilizando essas plantações como habitats, podem estar utilizando-as como corredores (Alves et al. 2012), Isto ocorre porque apesar das plantações de eucaliptos terem estrutura e

aparência fundamentalmente diferentes das florestas naturais, elas mantêm parte dos elementos da floresta natural no sub-bosque (Brockerhoff et al. 2013), que sendo devidamente manejados podem ser localmente importantes na conservação de mamíferos.

3. PERGUNTA

Como influencia a estrutura da vegetação e a paisagem na riqueza, abundância e composição de mamíferos de médio e grande porte em uma paisagem composta por plantações de eucalipto, savana e remanescentes florestais?

4. HIPÓTESES

A riqueza e abundância de mamíferos de médio e grande porte aumentam conforme aumenta a complexidade da vegetação e a heterogeneidade da paisagem, pelo qual a riqueza de mamíferos será possivelmente menor nas plantações de eucalipto quando comparadas as áreas da vegetação natural.

A diversidade beta da comunidade de mamíferos será possivelmente baixa na paisagem, apresentando um processo de aninhamento da composição dos mamíferos nas plantações de eucalipto, devido que a simplificação da vegetação e a paisagem podem significar barreiras para a dispersão de algumas espécies de mamíferos, criando o agrupamento de espécies em comunidades maiores.

Por fim, predizemos que as respostas dos mamíferos na alteração da vegetação e da paisagem serão diversas, pois cada espécie é diferente no grau de tolerância aos processos de alteração do habitat, pelo qual apresentarão uma diferenciação de nicho sendo favorecida por diferentes atributos da vegetação da paisagem.

5. OBJETIVOS

5.1 Geral

Investigar a influência da estrutura da vegetação e a paisagem na riqueza, abundância e composição de mamíferos de médio e grande porte numa paisagem composta por plantações de eucalipto, savana e remanescentes florestais como elementos chave para a conservação da biodiversidade da Savana do Amapá.

5.2 Específicos

- Conhecer a riqueza e abundância de mamíferos de médio e grande porte num mosaico de plantações de eucalipto, savana e remanescentes florestais.
- Comparar a Diversidade Beta e os processos de substituição e aninhamento de espécies entre as os ambientes estudados.
- Avaliar a influencia da estrutura da vegetação e a paisagem na riqueza e abundância de mamíferos bem como os padrões de resposta dos mamíferos de médio e grande porte numa paisagem composta por plantações de eucalipto, savana e remanescentes florestais.

6. MATERIAL E MÉTODOS

6.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na região central do estado do Amapá ($0^{\circ}38'N$; $51^{\circ}12'W$), no extremo nordeste da Amazônia Brasileira. Como varias outras regiões exploradas pelo homem, a região de estudo está formado por um mosaico de vegetação natural e monoculturas extensas, especialmente eucalipto, que ocupam $\sim 160,558$ ha (GEA et al 2016 – Figura 1). A vegetação natural compreende diferentes fitofisionomias de savana amazônica (savana arborizada, savana florestada, savana gramíneo-lenhosa e parque savana), entrecortadas por trechos de florestas de galeria e campos inundáveis (Mustin et al. 2017).

Maior parte da vegetação natural foi convertida em plantações de eucalipto na década de 1970. Originalmente foram plantados dentro de áreas de savana, deixando intactos todos os baixios, matas de galeria, margens e nascentes dos rios e vales profundos, de acordo a legislação brasileira (Lei 12.651/2012). Atualmente as florestas plantadas de eucalipto abrangem uma área de mais de 49 mil hectares disponíveis no estado do Amapá (IBGE 2018).

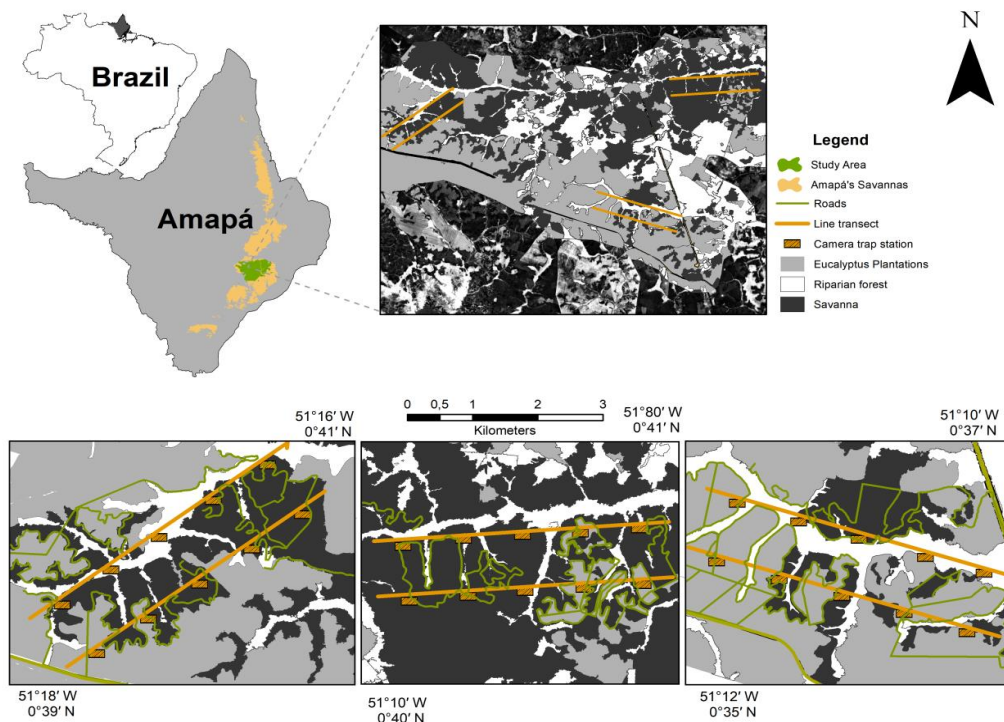


Figura 1. Mapa da área de estudo, mostrando a distribuição das trilhas entre as plantações de eucalipto, savana e remanescentes florestais, dentro da savana do Amapá no extremo nordeste da Amazônia brasileira.

As plantações de eucalipto apresentaram talhões de diferentes idades e alturas, sendo que os plantios jovens estiveram caracterizados por uma vegetação baixa e um sub-bosque com terra nua, devido à supressão da vegetação em períodos iniciais dos plantios para favorecer o crescimento do eucalipto. Entretanto, nas plantações mais antigas (5 – 7 anos), as árvores registraram alturas de até 23 m, apresentando um dossel com muitas variações e um sub-bosque denso, o que favorece a presença de muitas espécies nesses ambientes.

6.2 Amostragem de mamíferos

Os mamíferos de médio e grande porte foram registrados de janeiro a setembro de 2018, utilizando duas metodologias complementares: a transecção linear e as armadilhas fotográficas.

A metodologia da transecção linear foi realizada utilizando seis trilhas de cinco quilômetros de extensão, distribuídas de forma equilibrada e pareada entre as três fitofisionomias principais (floresta de galeria, savana e plantios de eucalipto), espaçadas a uma distância média de 9,9 km ($SE \pm 1,9$) entre cada par de trilhas e de 1 km entre os transectos. Os censos foram percorridos nos períodos da manhã (07:00 – 11:00) e da tarde (14:00 – 18:00), a uma velocidade média de 1,25 km/h (Peres 1999). A mesma trilha nunca foi percorrida no mesmo dia ou em dias subsequentes. Qualquer efeito de confusão dos avistamentos ou de contagem dupla foi minimizado pela rotação sistemática de amostragem nas trilhas, evitando dessa forma vieses de detecção. No total, o nosso esforço de amostragem acumulou 601.95 km, coletados entre os meses de janeiro a julho de 2018.

Para detectar espécies de mamíferos evasivas ou pouco comuns nos transectos, usamos dez câmeras *Bushnell Trophy Cam HD* com laser infravermelho por sua eficiência na detecção de espécies raras e discretas (Trolle 2003, Thompson 2004, Trolle e Kéry 2005). As câmeras foram expostas entre os meses de março a setembro de 2018, tentando obter um período de 31 dias em cada ponto. No entanto, por conta do corte do eucalipto, 28 câmeras tiveram um esforço de 31 dias e duas câmeras tiveram esforço de 12 e 15 dias, totalizando 895 câmeras/dia (21.480 câmeras/horas) de exposição para todos os pontos de amostragem.

Selecionamos aleatoriamente os locais de amostragem das câmeras considerando os seguintes pré-requisitos: 1) colocados perpendicularmente a uma distância de 100 metros do transecto, 2) manter uma distância de 1 km entre as câmeras, 3) com pegadas de mamíferos, 4) perto de árvores em frutificação ou 4) perto de alguma fonte de água. Devido a um limitado número de câmeras e para evitar efeitos de sazonalidade, os locais de amostragem não foram amostrados de forma simultânea em todos os sítios, sendo organizadas alternadamente em diferentes períodos de 15 dias cada. Seis câmeras foram colocadas em áreas de floresta, dezesseis em áreas de savana e oito no eucalipto. As câmeras foram programadas para registrar 10 segundos de vídeo clips às 24 horas por dia em modo “stand by”, além de um intervalo de 10 segundos entre os vídeos e um registro automático ao meio dia, usando um lapso determinado.

6.3 Variáveis de estrutura da vegetação e da paisagem

6.3.1 Estrutura da vegetação

As variáveis de estrutura da vegetação foram realizadas através de pontos a cada 100 m ao longo das trilhas estabelecidas para amostragem de mamíferos (50 pontos por transecto), de modo que, o ponto mais próximo ao avistamento de uma determinada espécie, seja atribuído numa característica da vegetação. No local das câmeras também foram utilizadas essas mesmas variáveis com a exceção da densidade de sub-bosque, que foi cortado para melhorar a detectabilidade. As variáveis da estrutura da vegetação incluíram: 1) a cobertura do dossel (%); 2) a densidade de sub-bosque (%); e 3) altura das árvores.

A cobertura do dossel foi estimada através do cálculo dos índices de cobertura da copa modificado (Tichý 2016), calculada como valores médios de três fotografias hemisféricas por ponto de amostragem, sendo cada fotografia tirada em pontos equidistantes, formando um triângulo equilátero com lados de 5 m (Gonsamo et al. 2013). As fotografias foram feitas com um smartphone em direção vertical, equipado com uma lente olho de peixe, posicionado a 1,5 m de altura do chão. As fotografias posteriormente foram analisadas utilizando o software Gap Light Analysis Mobile Application – GLAMA (Tichý 2016).

A densidade do sub-bosque foi quantificada utilizando fotografias padronizadas (Marsden et al. 2002), tiradas a ambos os lados do transecto em cada ponto de

amostragem, com a câmera posicionada 1m acima do solo e a uma distância de 4,5 m de uma lona branca de 2 m de altura e 1,45 m de largura. As imagens foram transformadas em preto e branco e analisadas com o auxílio do *software* Sidelook 1.1 (Nobis 2005). A densidade do sub-bosque foi representada pela porcentagem média de área da lona obstruída pela vegetação (troncos galhos e folhas).

Para o cálculo da altura das árvores na floresta de galeria e na savana, foram utilizadas as bandas DH das imagens de radar e extraídas os valores a partir dos pontos de amostragem. No eucalipto a altura foi medida utilizando um laser “rangefinder” (Nikon Laser 600) próximo à árvore, apontando o laser em direção aos ramos ou folhas superiores, evitando tomar as medidas com ângulos de 90 graus, para não superestimar a altura da árvore.

6.3.2 Variáveis de paisagem

A análise preliminar da paisagem foi realizada através de imagens de radar de abertura sintética (SAR), com resolução de 2,5 m, com o auxílio do Software ENVI 5.1 (Exelis Visual Information Solutions). As imagens foram obtidas pelo Exército Brasileiro e disponibilizada pelo Governo do Estado do Amapá através da Secretaria do médio Ambiente (SEMA). A classificação das imagens serviu para a identificação dos tipos de ambientes estudados e posteriormente foram convertidos em capas vetoriais para análise. Quantificamos as diferentes variáveis da paisagem em cada ponto de amostragem usando o programa Arcgis 10.3 (ESRI 2015). Seleccionamos seis variáveis de paisagem que incluem: 1) a proporção dos ambientes em buffers de tamanho variados (%); 2) área da mancha do ambiente (ha); 3) quantidade de borda dentro do buffer (m), 4) quantidade de estradas dentro do buffer (m), 5) menor distância até manchas de floresta (m), e 6) menor distância até áreas de savana (m).

A área da mancha do ambiente foi calculada para todos os pontos de amostragem e no local do avistamento de uma determinada espécie. A proporção dos ambientes, a quantidade de borda e a quantidade de estradas foram calculadas dentro de três buffers com raios de tamanho diferentes. Nos pontos dos transectos usamos buffers de 100 e 200 m de raio, e no local das câmeras usamos três buffers de 100, 200 e 500 m de raio. Nos pontos dos transectos não usamos o buffer de 500 m para evitar a auto-correlação espacial, pois esse raio aumentou a sobreposição entre vários pontos de amostragem. A menor distância para as manchas de floresta e áreas de savana foi

calculada como a distância (m) mais próxima para os trechos de floresta e savana em todos os pontos de amostragem.

6.4 Análise de dados

A riqueza de espécies foi estimada tanto para as armadilhas fotográficas como para os transectos, utilizando curvas de acumulação de espécies interpoladas e extrapoladas, corrigidas pelos números de Hill, realizadas com o auxílio do pacote iNEXT (Hsieh et al. 2016). Para cada método de amostragem, comparamos os números de Hill até um tamanho de amostra de duas vezes o tamanho da menor amostra (ou seja, 20 indivíduos na floresta para armadilhas fotográficas e 28 indivíduos na savana para transectos), conforme recomendado por Chao et al. (2014). Posteriormente, as comparações das curvas entre os diferentes ambientes foram feitas com base na sobreposição do intervalo de 95% de confiança das curvas (Chao e Chiu 2016). O eucalipto não foi incluído na comparação das curvas nos transectos, devido a um único registro nesse ambiente durante o estudo.

Usamos o índice de dissimilaridade de Sørensen como medida da diversidade β das espécies entre os ambientes amostrados, expressado em seus componentes de substituição (β_{sim}) e aninhamento (β_{nes}) de espécies. Avaliamos o componente de turnover através do índice de dissimilaridade de Simpson (Baselga 2010, 2012). A diversidade β foi estimada usando o pacote 'betapart' em R (Baselga e Orme 2012).

A abundância relativa das espécies foi calculada como o número de indivíduos por cada 10 km percorridos nas trilhas (Thoisy et al. 2008). Para o caso das armadilhas fotográficas a abundância relativa foi calculada pelo número de eventos capturados de uma espécie sobre o esforço de amostragem (número de câmeras * dias de monitoramento). Diferenças na abundância das espécies entre os ambientes amostrados foram verificadas usando a análise de variância (ANOVA) e o post-hoc de Tuckey. Para garantir a independência dos dados, todos os registros da mesma espécie em um mesmo ponto em um intervalo menor de 60 minutos foram tomados como um único evento.

Relacionamos tanto a riqueza quanto a abundância das espécies de mamíferos de médio e grande porte com as métricas explicativas (variáveis da estrutura da vegetação

e da paisagem), usando o Modelo Linear Generalizado (GLM pelas siglas em inglês) sobre os dados do levantamento de armadilhas fotográficas e o Modelo binomial Misto Generalizado (GLMM) com identificação da trilha como um fator aleatório, para os dados dos transectos, usando a função “glmer” do pacote lme4 (Bates et al. 2015). Isso devido que duas ou mais detecções de mamíferos ocorreram em apenas duas das 300 seções e em nenhum deles, foi detectada duas vezes ou mais, pelo qual as análises foram feitas como presença / ausência, em vez de avaliar a riqueza e abundância de mamíferos. As variáveis de ambiente de avistamento (savana, floresta de galeria ou eucalipto), proporção de savana e floresta dentro do buffer, distância até a área de savana mais próxima, distância até a área de floresta mais próxima, quantidade de estradas dentro do buffer, altura da vegetação e cobertura do dossel foram incluídos nos modelos para ambos os métodos, com a adição da densidade de sub-bosque nos modelos dos transectos. Além disso, diferentes tamanhos de buffer foram incluídos em diferentes modelos. Devido que algumas variáveis estavam correlacionadas, não foram incluídos nos modelos juntos (ou seja, ambiente de avistamento, variáveis de estrutura de vegetação; e distância para savana / floresta e a proporção desses ambientes dentro do buffer). Considerando essas restrições, testamos cada combinação de variáveis independentes com a função “draga” do pacote MuMIn (Barton 2018).

O Critério de Informação de Akaike, corrigido para tamanho pequeno da amostra (AICc) foi utilizado para selecionar o modelo mais plausível (Burnham et al. 2011). A existência de autocorrelação espacial nos resíduos dos modelos foi verificada através do fator de inflação de variância (VIF), que representam o incremento da variância devido à presença de multicolinearidade (Montgomery; Peck; Vining 2006).

Finalmente, pra avaliar os fatores da detecção de mamíferos, utilizamos a Análise da Redundância (RDA), usando o pacote 'vegan' em R (Oksanen et al. 2016). Dado que algumas espécies tiveram apenas algumas detecções, dividimos as espécies em ordens. Como o maior buffer testado apresentou os melhores resultados na análise GLM, utilizamos o buffer com raio de 500 m para armadilhas fotográficas e de 200 m para transectos. Usamos forward stepwise com a função “ordstep” do pacote vegan para selecionar o melhor conjunto de variáveis, seguindo Borcard et al. (2011). Todas as análises foram realizadas a traves do software R (R Development Core Team 2018).

7. RESULTADOS

7.1 Riqueza e abundância de mamíferos

Com base em 895 câmeras/dias e 601,95 km de percorrido, registramos 17 das potenciais espécies de mamíferos esperadas para toda a região (incluídas duas espécies ameaçadas, *Myrmecophaga tetradactyla* e *Tapirus terrestris*), representando oito ordens taxonômicas e 11 famílias (Tabela 1). Das 17 espécies registradas, 12 espécies foram registradas dentro da floresta, oito na savana e oito no eucalipto, sendo que três espécies estavam partilhando os três ambientes. Todas as espécies registradas no eucalipto foram também registradas nos ambientes de savana e remanescentes florestais, com exceção de *Tamandua tetradactyla* e *Cerdocyon thous* que foram registradas exclusivamente no eucalipto (Tabela 1). Por outro lado, espécies arborícolas, como os primatas, foram observados no interior da floresta, registrados exclusivamente nos transectos, com exceção de um único registro de *Saguinus midas*, detectado pelas câmeras dentro do eucalipto (Tabela 1).

Nenhuma das curvas de acumulação estabilizou, indicando a presença potencial de espécies adicionais em todos os ambientes, e que mais espécies seriam detectadas com um esforço maior. A riqueza de espécies projetadas foi $16 \pm 2,6$ espécies na amostragem das câmeras e $14,8 \pm 5,2$ nos transectos, resultando numa completude amostral de 87% nas câmeras e 74% nos transectos. Os intervalos de confiança associados a essas curvas se sobrepuseram uns aos outros indicando que a riqueza não diferiu significativamente entre os ambientes (Figura 2).

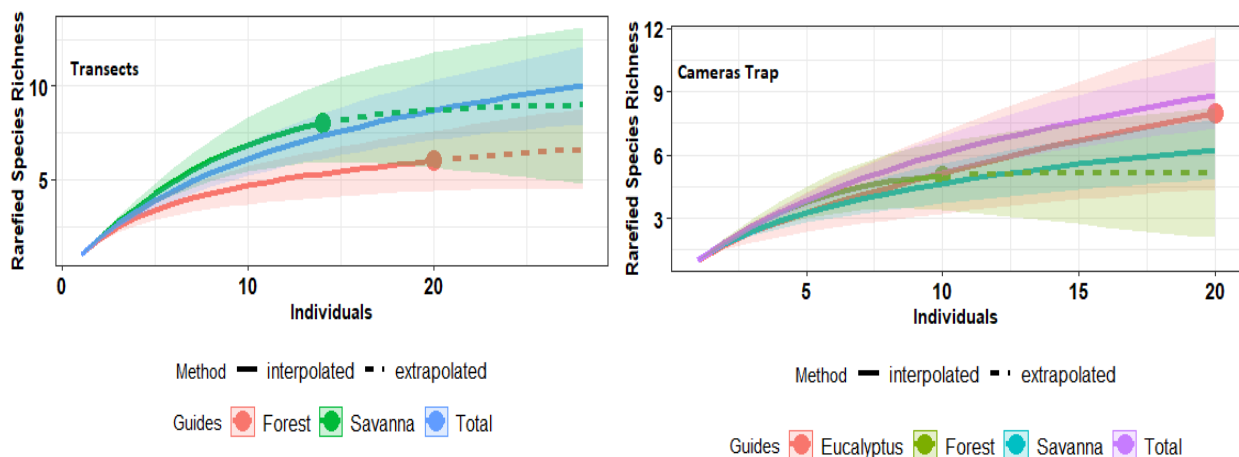


Figura 2. Curvas de rarefação baseada em indivíduos que estimam a riqueza de mamíferos de médio e grande porte, A área sombreada representa o 95% do intervalo de confiança.

Tabela 1. Composição das espécies de mamíferos de médio e grande porte registradas nos ambientes de floresta (Flo), savana (Sa) e Eucalipto no Estado do Amapá, Brasil.

Ordem / Família	Espécie	Nº registros nas câmeras	Nº registros nos transectos	Ambiente		
				Flo	Sa	Eu
Didelphimorphia/ Didelphidae	<i>Didelphis marsupialis</i>	11	-	1	-	10
Pilosa/ Myrmecophagidae	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	2	-	-	2	-
Pilosa/ Myrmecophagidae	<i>Tamandua tetradactyla</i>	3	-	-	-	3
Cingulata/ Dasypodidae	<i>Dasypus</i> sp.	3	-	-	1	2
Cingulata/ Dasypodidae	<i>Euphractus sexcinctus</i>	3	-	-	2	1
Primates/Cebidae	<i>Sapajus apella</i>	-	10	10	-	-
Primates/Cebidae	<i>Cebus olivaceus</i>	-	2	2	-	-
Primates/ Cebidae	<i>Saguinus midas</i>	1	7	7	-	1
Primates/ Cebidae	<i>Saimiri sciureus</i>	-	1	1	-	-
Primates/ Cebidae	<i>Alouatta macconnelli</i>	-	4	4	-	-
Carnívora/ Felidae	<i>Leopardus pardalis</i>	2	-	2	-	-
Carnívora/ Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	2	-	-	-	2
Carnívora/ Mustelidae	<i>Eira barbara</i>	1	3	2	2	-
Perissodactyla/ Tapiridae	<i>Tapirus terrestris</i>	13	2	2	12	1*
Artiodactyla/ Cervidae	<i>Mazama americana</i>	1	4	2	1	2*
Artiodactyla/ Cervidae	<i>Odocoileus virginianus</i>	3	1	-	4	-
Rodentia/ Dasyproctidae	<i>Dasyprocta leporina</i>	13	1	3	10	1

* Registros dentro do eucalipto utilizando a metodologia da transecção linear

A frequência de detecção da maioria das espécies foi relativamente baixa para toda a área de estudo. De fato, sete espécies tiveram menos de três registros independentes em todo o levantamento. As espécies mais registradas foram *Didelphis marsupialis*, *Tapirus terrestris* e *Dasyprocta leporina*. Destes, os dois últimos foram registrados nos três ambientes amostrados, entretanto *D. marsupialis* foi registrado tanto na floresta como no eucalipto (Figura 3; Tabela 1). Espécies raras ou com um único registro incluíam a *Myrmecophaga tetradactyla*, *Saimiri sciureus* e *Cebus olivaceus*, registrados na savana e na floresta respectivamente. Embora a abundância de mamíferos nas câmeras tenha sido ligeiramente maior em plantações de eucalipto, a análise de variância (ANOVA) mostrou uma distribuição uniforme do número de registros por ponto de amostragem ($F_{2,27} = 0,523$; $p = 0,598$ - Figura 4). No entanto, o número de registros detectados nos transectos ajustados para a distância percorrida em cada ambiente foi significativamente maior nas florestas (29,0 detecções / 10 km) do que nas savanas (18,0 detecções / 10 km) e no eucalipto (2,3 detecções / 10 km - $F_{2,297} = 20,94$; $p < 0,001$).

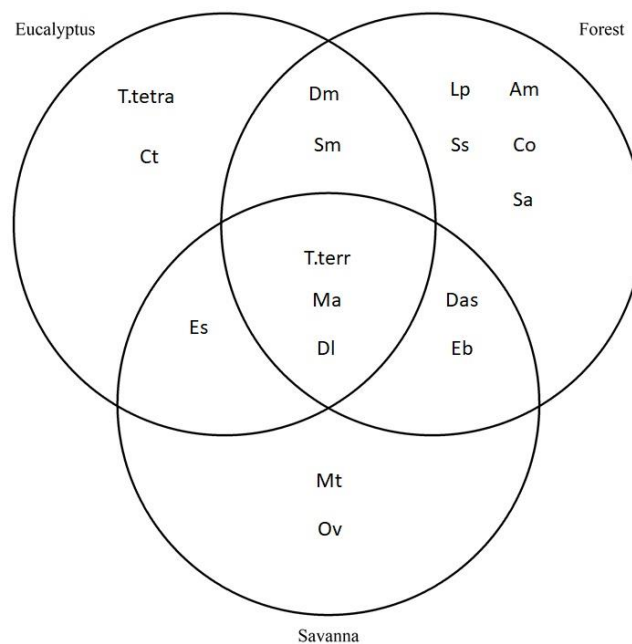


Figura 3. Diagrama de Venn mostrando a detecção das diferentes espécies através dos três ambientes amostrados neste estudo. Am: *Alouatta macconnelli*; Co: *Cebus olivaceus*; Ct: *Cerdocyon thous*; Das: *Dasyprocta* sp.; Dl: *Dasyprocta leporina*; Dm: *Didelphis marsupialis*; Eb: *Eira barbara*; Es: *Euphractus sexintus*; Lp: *Leopardus pardalis*; Ma: *Mazama americana*; Mt: *Myrmecophaga tridactyla*; Sa: *Sapajus apella*; Sm: *Saguinus midas*; Ss: *Saimiri sciureus*; Ov: *Odocoileus virginianus*; T.terr: *Tapirus terrestris*; T.tetra: *Tamandua tetradactyla*.

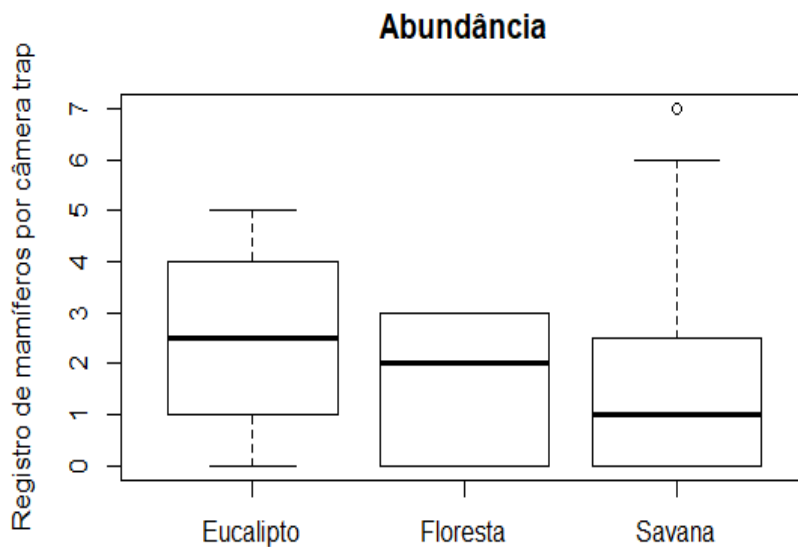


Figura 4. Número de registros de mamíferos (abundância) por estação de câmera trap para cada um dos ambientes amostrados.

7.2 Diversidade Beta

A diversidade β estimada (β_{sor}) mostrou níveis iguais de dissimilaridade entre os ambientes amostrados. Quando comparadas as proporções de cada componente da diversidade beta (β_{sim} e β_{nes}), os ambientes mostraram-se influenciados principalmente pelo turnover das espécies. O turnover representou 100% da diversidade beta entre os ambientes de savana e eucalipto. A dissimilaridade resultante do aninhamento (β_{nes}), que é resultado da diferença entre a dissimilaridade de Sørensen (β_{sor}) e a dissimilaridade de Simpson (β_{sim}) indicou ausência de aninhamento entre os ambientes de savana e eucalipto, mas quando comparados com a floresta, os ambientes mostraram um baixo valor de aninhamento ($\beta_{nes} = 0,13$; Tabela 2).

Tabela 2. Triangular superior: diversidade beta total entre os três tipos de ambiente, medida pelo índice de dissimilaridade de Sørensen. Triangular inferior: O componente de turnover da diversidade beta medida pelo índice de dissimilaridade de Simpson.

	Eucalipto	Savana	Floresta
Eucalipto	-	0.50	0.50
Savana	0.50	-	0.50

Floresta	0.37	0.37	-
-----------------	------	------	---

A porcentagem de espécies únicas para cada ambiente foram relativamente diferentes. Quase 30 % das espécies registradas foram encontradas exclusivamente na floresta, representado principalmente por espécies arborícolas como os primatas. Entretanto, menos de 12 % das espécies foram registradas exclusivamente na savana e no eucalipto (Figura 5). As espécies comuns em um ou vários ambientes representaram 47% do total de espécies registradas.

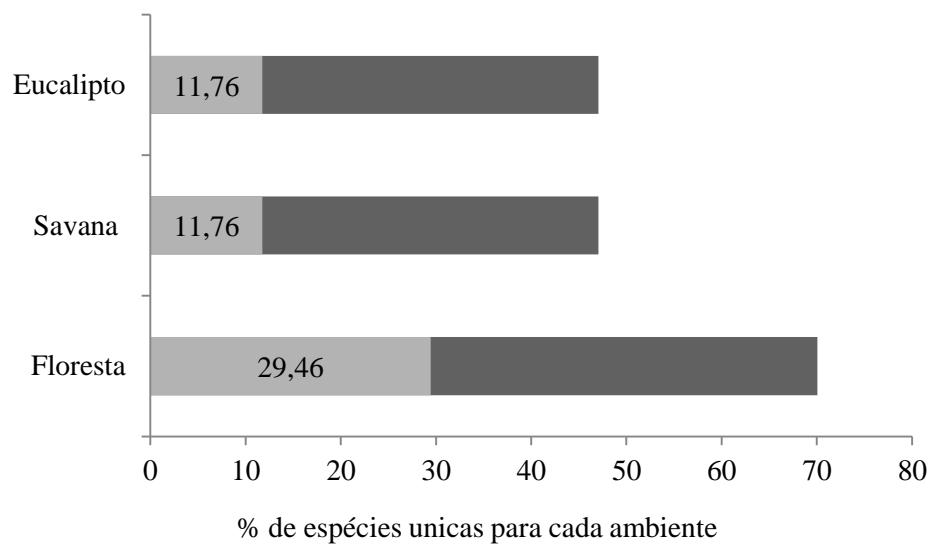


Figura 5. Porcentagem de espécies exclusivas para cada um dos ambientes amostrados

7.3 Determinantes da riqueza e abundância de mamíferos

O resultado do modelo utilizado que melhor prediz a riqueza de mamíferos registrados nas câmeras revelou que a floresta e savana tiveram uma relação negativa com a presença dos mamíferos, indicando que os mamíferos têm maior probabilidade de serem registrados nas plantações de eucalipto, em áreas com menor quantidade de borda, menor número de estradas, mas com maior proporção de vegetação nativa (floresta e savana) dentro do buffer de 500m (Tabela 3).

Tabela 3. Relação entre as variáveis preditoras e a riqueza de mamíferos, usando o GLM com dados registrados nas câmeras.

Variável preditora	Estimate	Std. Error	Z	p
Ambiente de Floresta	-1.093	0.144	-7.596	<0.001
Ambiente de Savana	-1.257	0.128	-9.795	<0.001
Quantidade de Borda no buffer 500m	-0.357	0.032	-11.026	<0.001
Quantidade de Estrada no buffer	-0.336	0.044	-7.604	<0.001
Proporção de floresta no buffer 500m	0.171	0.050	3.394	0.001
Proporção de Savana no buffer 500m	0.095	0.048	1.995	0.046

Semelhante as variáveis da paisagem influenciando a riqueza de mamíferos, o modelo revelou que a abundância de mamíferos foi favorecida pelas plantações de eucalipto, em áreas homogêneas, mas com maior proporção de floresta dentro do buffer e menor número de estradas (Tabela 4). A principal diferença entre os dois modelos é que a abundância de mamíferos não foi influenciada pela proporção de savanas dentro do buffer de 500 ao redor dos locais de amostragem. Com relação aos dados de transectos da linha, nenhum modelo foi capaz de prever a presença / ausência de mamíferos de forma confiável.

Tabela 4. Relação entre as variáveis preditoras e abundância de mamíferos, usando o GLM com dados registrados nas câmeras.

Variável Preditora	Estimate	Std. Error	Z	P
Ambiente de Floresta	-1.351	0.105	-12.926	<0.001
Ambiente de Savana	-1.061	0.065	-16.229	<0.001
Quantidade de Borda no buffer 500m	-0.336	0.027	-12.280	<0.001
Quantidade de Estrada no buffer 500m	-0.513	0.036	-14.089	<0.001
Proporção de floresta no buffer 500m	0.158	0.033	4.755	<0.001

De acordo com os resultados da Análise de Redundância (RDA), obtidas com dados das armadilhas fotográficas, as variáveis analisadas (distância para áreas de savana mais próxima e quantidade de borda no buffer) estiveram associadas com a composição dos grupos taxonômicos dos mamíferos ($F_{2,27} = 3,59$; $p = 0.0005$). As duas variáveis explicaram 15,2 % (R_2 ajustado) da variação nos registros de mamíferos.

A análise da RDA indica que o grupo dos primatas é encontrado longe da savana, embora isso seja por conta de um único registro nas câmeras. O mesmo padrão foi encontrado com os carnívoros e pilosos. Entretanto, *Didelphimorphia* estava mais associado a áreas mais heterogêneas, enquanto *Cingulata*, *Pilosa*, *Artiodactyla*, *Perissodactyla* e *Rodentia* foram associados a áreas mais homogêneas (Figura 6).

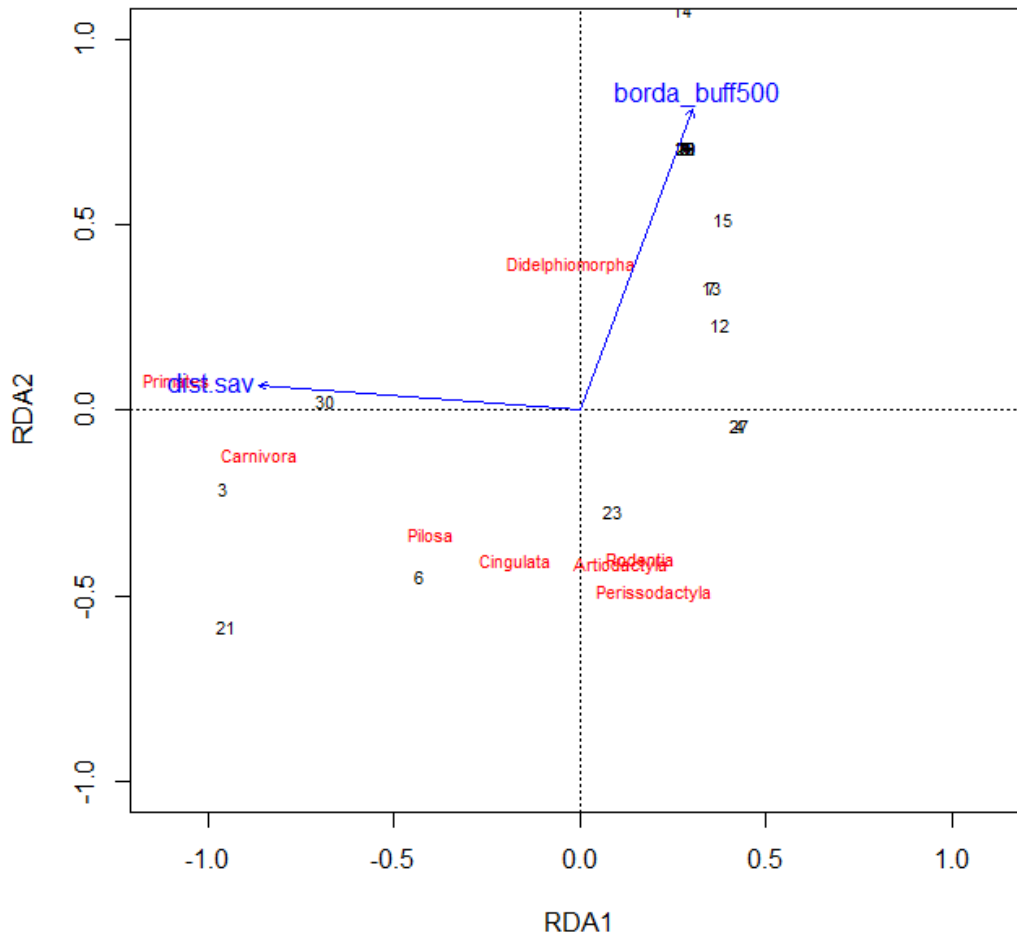


Figura 6. Análise de redundância (RDA) entre a composição dos táxons de mamíferos e as variáveis da paisagem (dist_sav: Distância até o ponto de savana mais próximo, borda_buff500: Quantidade de borda no buffer de 500m), feito com dados das armadilhas fotográficas, no estado do Amapá, Brasil.

Considerando os dados dos transectos, a análise de redundância (RDA) mostrou uma relação significativa entre as variáveis preditoras e o grupo taxonômico dos mamíferos ($F_{4,295} = 16.796$; $p < 0.0001$). As variáveis analisadas explicaram 17,4% (R_2 ajustado) da variância nos registros de mamíferos e a maior parte dessa variância é explicada pelos dois primeiros eixos da RDA (92,2%). Os resultados da RDA indicam que Artiodactyla, Cingulata e Perissodactyla são encontrados distantes da floresta. Os Primatas, Carnívoros e Rodentia foram encontrados em áreas com vegetação mais altas e distantes das savanas (Figura 7). A quantidade de borda teve pouca influência considerando estes dois primeiros eixos.

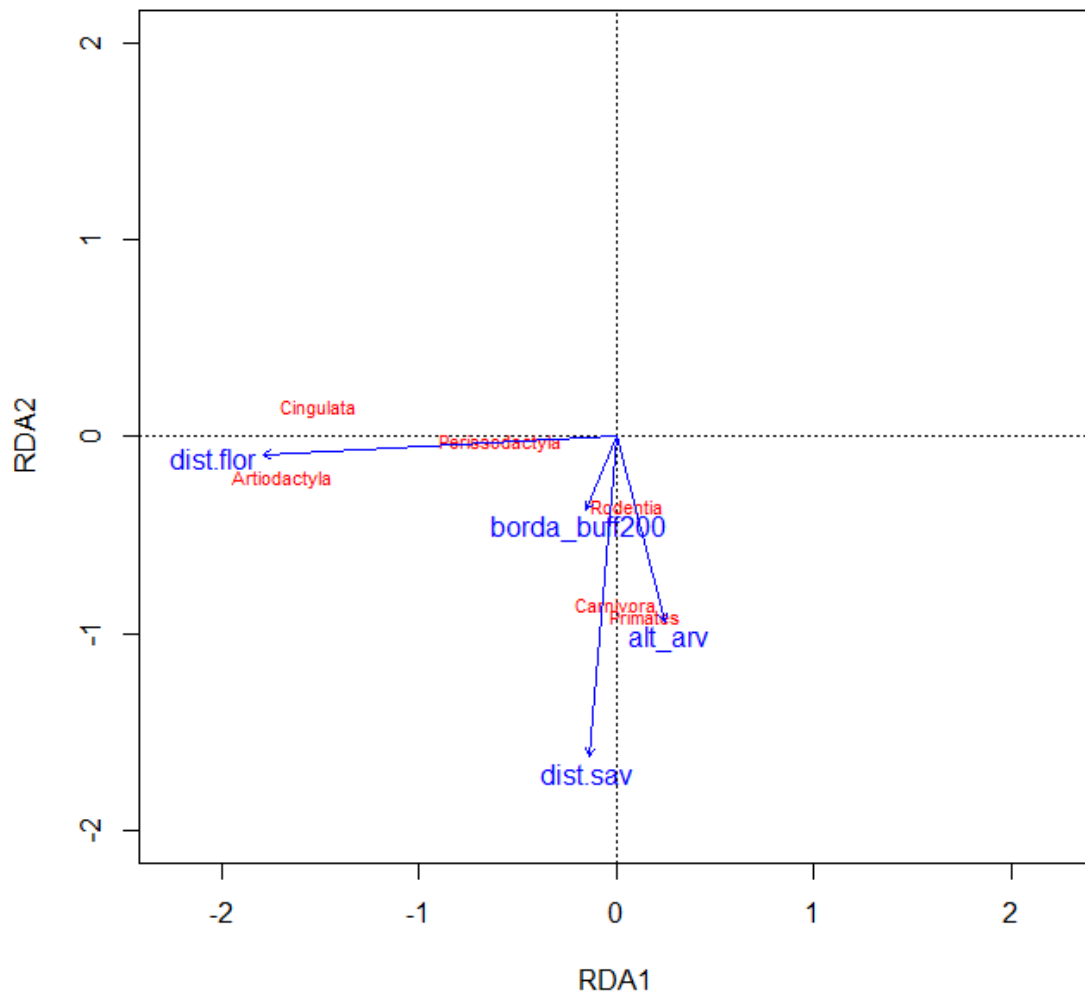


Figura 4. Análise de redundância (RDA) entre a composição dos táxons de mamíferos e as variáveis preditoras (dist_flor: Distância até o trecho de floresta mais próximo, dist_sav: Distância até o ponto de savana mais próximo, alt_arv: Altura da vegetação, borda_buff200: Quantidade de borda no buffer 200m), feito com dados de transectos lineares, no norte do Amapá, Brasil.

8. DISCUSSÃO

8.1 Riqueza e abundância de mamíferos

Nossos resultados indicam que a riqueza encontrada correspondeu a 44% das potenciais espécies de mamíferos de médio e grande porte esperadas na savana do Amapá (Silva et al. 2013), mostrando uma riqueza similar entre as plantações de eucalipto, áreas de remanescentes florestais e savana. Esses resultados contrariam ao relatado anteriormente por outros estudos que reportam diferenças significativas entre esses ambientes (Andrade-Núñez and Aide 2010), mostrando a floresta como o ambiente mais diverso. Entretanto, essa variação reflete o tipo e esforço de amostragem bem como as formações vegetacionais investigadas. Enquanto ao número de espécies observadas, nossos resultados vão ao encontro do reportado por Coelho et al. (2014), que com um esforço de amostragem semelhante relataram similar número de espécies (19) dentro de uma paisagem próxima a nossa área de estudo. No entanto, embora tenhamos amostrado uma paisagem antropizada que incluísse um ambiente exótico, o número de espécies registradas é provavelmente alto considerando que ambos os inventários de mamíferos estavam incompletos e que provavelmente outras espécies habitando a savana do Amapá possam ser adicionadas numa maior completude de amostragem.

A semelhança na riqueza de mamíferos entre as plantações de eucalipto, savana e remanescentes florestais, indica uma relativa uniformidade das assembleias de mamíferos entre os ambientes estudados. Embora inesperados, esses resultados podem ser entendidos devido que a maioria das espécies registradas na área de estudo estarem entre as mais generalistas ou pouco exigentes quanto ao ambiente, podendo se beneficiar de um maior número de recursos, devido a sua capacidade de usar diferentes tipos de habitats e itens alimentares disponíveis numa paisagem mais heterogênea (Olden et al. 2004, Dunning et al. 2012, Bogoni et al. 2016). O mesmo padrão também foi reportado por Dotta e Verdade (2007), comparando a riqueza de espécies entre diferentes ambientes dentro de uma paisagem agrícola.

Nossos resultados mostraram que a maioria das espécies possui tendências para o uso dos diferentes ambientes. *Didelphis marsupialis*, *Tapirus terrestris* e *Dasyprocta leporina*, apresentaram um maior número de registros, destas *T. terrestris* e *D. leporina*

ocorreram em todos os ambientes amostrados. Estudos anteriores mostraram que os animais podem adaptar-se a modificações em seus habitats originais (Sánchez-Hernandez et al. 2001, Tabeni and Ojeda 2005, McDougal et al. 2006). Neste estudo, *D. marsupialis* e *D. leporina* confirmaram o hábito generalista, entretanto, espécies mais vulneráveis a modificação do habitat como a anta (*Tapirus terrestris*) mostraram que embora haja uma preferência desta espécie pela vegetação nativa, as antas fazem uso do eucalipto (Godoi 2011), sugerindo uma possível resiliência à alteração do habitat (Galán-Acedo et al. 2019). No entanto, a sua presença nas florestas plantadas pode ser estritamente dependente do habitat nativo circundante.

O mesmo padrão de uso do eucalipto, também foi registrado com *Saguinus midas*, que foi detectado numa única vez forrageando no sub-bosque, sendo o primeiro registro desta espécie dentro de florestas plantadas (Galán-Acedo et al. 2019). De fato, há evidências de várias espécies de primatas ocorrendo nesses ambientes (Galán-Acedo et al. 2019). No entanto, a presença dos primatas nesses ambientes é apenas sob certas condições. Por exemplo, *Sapajus nigritus* foi observado danificando árvores de *Pinus* sp. em meses de escassa disponibilidade de frutos em fragmentos de habitats nativos no sul do Brasil (Mikich and Liebsch 2014). Embora os primatas apresentem uma dependência florestal, estes resultados, sugerem que algumas espécies de primatas com maior plasticidade, podem ocorrer em ambientes antrópicos através da complementação e suplementação da paisagem (Dunning et al. 2012).

8.2 Diversidade Beta

Encontramos um alto grau de rotatividade das espécies (β_{sim}) entre os ambientes amostrados, representado aproximadamente 87% da diversidade beta total. Isto indica que cada ambiente apresenta um subconjunto razoavelmente distinto de espécies únicas ou com maior preferência de hábitat, tornando a paisagem mais diversa. Embora os agrossistemas retenham um conjunto não aleatório de espécies que toleram a modificação do habitat, permitindo a colonização de ecossistemas adjacentes (Michalski and Peres 2005, Lyra-jorge et al. 2010). A alta rotatividade das espécies na paisagem pode ser associada possivelmente a permanência de áreas de vegetação nativa entre as plantações de eucalipto, que minimizam as barreiras ecológicas e facilitam a dispersão das espécies entre diferentes áreas (Olden et al. 2004, Lyra-jorge et al. 2010, Dunning et

al. 2012, Bogoni et al. 2016), particularmente os generalistas de habitat (Marvier et al. 2004).

Corroborando em parte com isso, o fato que 47% das espécies estiveram presentes em mais de um ambiente. Entretanto, a floresta deteve mais espécies exclusivas do que a savana e eucalipto. Essas estimativas da singularidade do habitat tendem a ser conservadoras devido a presença de espécies raras ou com pouca frequência fora da floresta. Por outro lado, a dissimilaridade resultante de aninhamento demonstrou que pouco dessa dissimilaridade dos sistemas é causada pela perda sequencial de espécies, embora, o eucalipto apresenta uma composição de espécies de mamíferos que é um subconjunto da composição dos ambientes de floresta (Louzada et al. 2010).

Finalmente, Assim como em outros estudos realizados em paisagens dominadas por plantações (Lyra-jorge et al. 2010, Dotta and Verdade 2011, Beca et al. 2017), a fauna de mamíferos é composta principalmente por espécies generalistas e, que a diversidade na paisagem é influenciada principalmente pelo turnover das espécies ao invés de um processo deletério de perda de espécies, que garante que a diversidade de espécies regionais seja mantida.

8.3 Determinantes da riqueza e abundância de mamíferos

Nossos resultados mostraram que as áreas de vegetação natural (remanescentes florestais e savana) influenciaram negativamente a riqueza e abundância de mamíferos, indicando que a detecção dos mamíferos pode ser favorecida pelas plantações de eucalipto, o que contradiz aos relatados anteriormente em outros estudos (Martin et al. 2012, Garmendia et al. 2013). A explicação mais plausível deste resultado está provavelmente relacionada com a maior detecção de *Didelphis marsupialis* e *Tamandua tetradactyla* dentro do eucalipto. Estas espécies utilizam frequentemente estratos superiores da floresta (Cáceres et al. 2012), onde podem facilmente movimentar-se pelas árvores. Esse hábito escansorial pode ter influenciado para que estas espécies sejam sub-detectadas nos remanescentes florestais. Entretanto, no eucalipto existe uma simplificação dos estratos obrigando a estas espécies a utilizar os estratos mais baixos deslocando-se principalmente pelo chão. De fato, ao retirar essas duas espécies das

análises, a riqueza de mamíferos decresce no eucalipto para níveis inferiores aos dos ambientes naturais, corroborando esta explicação.

A proporção de floresta e savana no entorno das plantações também influenciaram a riqueza e abundância de mamíferos. A importância da vegetação nativa adjacente aos plantios de eucalipto também tem sido enfatizada por diversos estudos (Johnson et al. 1999, Dotta and Verdade 2007, Garmendia et al. 2013, Coelho et al. 2014), mostrando que a vegetação circundante pode diminuir o efeito colateral da substituição das áreas naturais por florestas plantadas e contribuir com a manutenção da biodiversidade, uma vez que as florestas plantadas tem um papel limitado na conservação da biodiversidade, porque a fauna de mamíferos encontrada é muitas vezes semelhante ou reduzida do que encontrada nos fragmentos pequenos naturais (Dotta and Verdade 2011, Beca et al. 2017, Begotti et al. 2018).

Por outro lado, o modelo também mostrou uma relação negativa das estradas com a riqueza e abundância de mamíferos, o que pode ser atribuída ao fato que as estradas promovem um maior distúrbio humano, que pode gerar uma alteração na composição de espécies, além do tamanho populacional e dos processos ecológicos (Trombulak and Frissell 2000). Além disso, que uma alta densidade de estradas pode representar uma grande área com menos recursos para algumas espécies de mamíferos.

A heterogeneidade ambiental está frequentemente associada à maior riqueza de espécies em florestas plantadas (Lindenmayer et al. 2003, Barbaro et al. 2007). No entanto, neste estudo, a heterogeneidade foi negativamente relacionada com a riqueza e abundância de mamíferos. Não está claro o que pode causar essa relação negativa, mas detectamos um grande número de grupos taxonômicos que são favorecidos pela homogeneidade ambiental ou menor quantidade de borda, o que pode estar influenciando o padrão detectado. Não encontramos nenhum fator significativo na riqueza de mamíferos e nos padrões de abundância encontrados nos transectos. Isto pode ser devido a duas razões: a baixa detecção de mamíferos (apenas 36 registros) e a concentração de observações em apenas uma das trilhas. Essa distribuição de dados e os resultados da modelagem podem ser uma indicação de que outros fatores que não avaliamos podem estar influenciando os mamíferos nessa paisagem.

Ao avaliar a influência das variáveis ambientais na composição dos grupos taxonômicos de mamíferos, a análise de redundância indicou uma diferenciação nas

respostas, com a ocorrência de algumas espécies respondendo negativamente ao eucalipto, enquanto outras não foram afetadas ou até mesmo apresentaram respostas positivas à ocorrência nesse ambiente. Por exemplo, Cingulata, Artiodactyla, e Perissodactyla foram encontradas longe da floresta, enquanto Primatas e Carnívoros ocorreram longe das savanas. Um sub-bosque denso pode explicar porque os mamíferos terrestres, especialmente as espécies maiores, como Artiodactyla e Perissodactyla, evitaram o uso da floresta ou foram menos detectados neste ambiente. Entretanto, a ausência de um dossel na savana pode explicar provavelmente porque os Primatas e os Carnívoros (especialmente espécies escansoriais como *Eira barbara*), evitaram essas áreas, devido as dificuldades que elas apresentam para se movimentar nesses ambientes.

Finalmente, Didelphimorphia foi registrado principalmente em áreas heterogêneas, enquanto Pilosa, Rodentia, Cingulata, Artiodactyla e Perissodactyla foram encontradas principalmente em áreas homogêneas. Isso pode ser explicado provavelmente devido às características e requerimentos ecológicos específicos de cada espécie. *Didelphis marsupialis*, por exemplo, é uma espécie que apresenta um hábito bastante generalista, sendo encontrado em ambientes de áreas degradadas, obtendo benefícios em diferentes tipos de ambientes, fato que corrobora a associação destas espécies a áreas mais heterogêneas. Já os Pilosos, Artiodactyla e Perissodactyla foram associados a áreas mais homogêneas, o que está relacionado com o tamanho dessas espécies e a suas necessidades de área maiores, obtendo vantagem em ambientes com maior homogeneidade.

9. CONCLUSÕES

Nosso estudo mostra que as plantações de eucalipto suportam um número significativo de espécies de mamíferos de médio e grande porte. No entanto, a permanência dessas espécies nas florestas plantadas é fortemente dependente do contexto da paisagem, principalmente da quantidade da vegetação nativa circundante, sugerindo que a área da paisagem coberta por habitats naturais é fundamental para garantir que espécies ameaçadas de extinção como *Myrmecophaga tridactyla* e *Tapirus terrestris* possam persistir em paisagens alteradas.

Assim, embora as plantações de eucalipto possam abrigar algumas espécies neotropicais, a capacidade de manter essas espécies certamente dependerá do esquema de manejo utilizado. Em termos de cumprimento da legislação ambiental, o setor de celulose no Brasil talvez esteja mais disposto a cumprir com esses requisitos do que outros setores da economia (por exemplo, soja). Nesse sentido, em paisagens onde os habitats naturais são altamente reduzidos, a importância da plantação florestal na manutenção da biodiversidade não pode ser desprezada, devido que eles mantêm um maior número de espécies em comparação com outras áreas de cultivo convencionais.

Enquanto as características da vegetação e da paisagem, os mamíferos mostraram respostas idiossincráticas, com algumas espécies sensíveis a simplificação do habitat e outras mais tolerantes. A altura da vegetação foi importante somente para algumas espécies de mamíferos, especialmente os de hábito arbóreo e escansorial. Essas respostas muitas vezes refletem um caráter regional visto que pode ser diferente de acordo com a paisagem em questão e mesmo com tipo de vegetação. As respostas a pesar de serem particulares e dependentes de traços específicos das espécies, no entanto, tem se mostrados mais claras, onde espécies com maior dependência florestal são as mais sensíveis à modificação do ambiente mostrando-se a fauna completamente simplificada (Daily et al. 2003). Já espécies como maior plasticidade e flexibilidade ecológica são as menos afetadas, tornando-se as mais aptas para sobreviver em ambientes cada vez mais antropizados.

Nesse sentido, nossos resultados sugerem que a manutenção de áreas de vegetação natural circundante nas plantações de eucalipto, é uma estratégia fundamental para a conservação da biodiversidade, dada que a heterogeneidade e a proporção de vegetação nativa conservem os mamíferos nesta paisagem, permitindo uma maior conectividade e dispersão das espécies entre as áreas nativas e florestas plantadas. Portanto, se a expansão do eucalipto ocorrer à custa da vegetação natural, haverá uma consequência deletéria drástica para as espécies de mamíferos nessa paisagem.

Finalmente, sugerimos que um estudo importante no futuro precisaria levar em consideração a comparação com os diferentes tipos de atividades humanas (por exemplo, soja), para entender claramente os benefícios potenciais e os efeitos negativos de cada alternativa implantados dentro de ecossistemas frágeis ou vulneráveis.

10. REFERÊNCIAS

- Almeida, Á. F. de. 1996. Interdependência das florestas plantadas com a fauna silvestre. *Série Técnica IPEF* 10:36–44.
- Alves, T. R., R. C. B. Fonseca, and V. L. Engel. 2012. Mamíferos de médio e grande porte e sua relação com o mosaico de habitats na cuesta de Botucatu, Estado de São Paulo, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia* 102:150–158.
- Andrade-Núñez, M. J., and T. M. Aide. 2010. Effects of habitat and landscape characteristics on medium and large mammal species richness and composition in northern Uruguay. *Zoologia (Curitiba)* 27:909–917.
- Barbaro, L., J.-P. P. Rossi, F. Vetillard, J. Nezan, and H. Jactel. 2007. The spatial distribution of birds and carabid beetles in pine plantation forests: The role of landscape composition and structure. *Journal of Biogeography* 34:652–664.
- Barlow, J., T. A. Gardner, I. S. Araujo, T. C. Avila-Pires, A. B. Bonaldo, J. E. Costa, M. C. Esposito, L. V. Ferreira, J. Hawes, M. I. M. Hernandez, M. S. Hoogmoed, R. N. Leite, N. F. Lo-Man-Hung, J. R. Malcolm, M. B. Martins, L. A. M. Mestre, R. Miranda-Santos, A. L. Nunes-Gutjahr, W. L. Overal, L. Parry, S. L. Peters, M. A. Ribeiro-Junior, M. N. F. da Silva, C. da Silva Motta, and C. A. Peres. 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104:18555–18560.
- Baselga, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19:134–143.
- Baselga, A. 2012. The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Global Ecology and Biogeography* 21:1223–1232.
- Baselga, A., and C. D. L. Orme. 2012. *betapart*: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution* 3:808–812.
- Bates, D., M. Mächler, B. Bolker, and S. Walker. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software* 67:1–48.

- Bates, J. M., J. G. Tello, and J. M. C. Silva. 2003. Initial assessment of genetic diversity in ten bird species of South American Cerrado. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 38:87–94.
- Beca, G., M. H. Vancine, C. S. Carvalho, F. Pedrosa, R. S. C. Alves, D. Buscariol, C. A. Peres, M. C. Ribeiro, and M. Galetti. 2017. High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. *Biological Conservation* 210:352–359.
- Begotti, R. A., E. dos S. Pacífico, S. F. de B. Ferraz, and M. Galetti. 2018. Landscape context of plantation forests in the conservation of tropical mammals. *Journal for Nature Conservation* 41:97–105.
- Bocchiglieri, A., A. F. Mendonça, and B. P. R. Henriques. 2010. Composição e diversidade de mamíferos de médio e grande porte no Cerrado do Brasil central. *Introdução Material e Métodos. Biota Neotropica* 10:169–176.
- Bogoni, J. A., J. J. Cherem, E. L. Hettwer Giehl, L. G. Oliveira-Santos, P. V. de Castilho, V. Picinatto Filho, F. M. Fantacini, M. A. Tortato, M. R. Luiz, R. Rizzaro, and M. E. Graipel. 2016. Landscape features lead to shifts in communities of medium- to large-bodied mammals in subtropical Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy* 97:713–725.
- Brockhoff, E. G., H. Jactel, J. A. Parrotta, and S. F. B. Ferraz. 2013. Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. *Forest Ecology and Management* 301:43–50.
- Brockhoff, E. G., H. Jactel, J. A. Parrotta, C. P. Quine, and J. Sayer. 2008. Plantation forests and biodiversity: Oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation* 17:925–951.
- Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Laake, D. L. Borchers, and L. Thomas. 2004. *Advanced Distance Sampling*. Oxford University Press, New York.
- Burnham, K. P., D. R. Anderson, and K. P. Huyvaert. 2011. AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 65:23–35.

- Cáceres, N., J. Prevedello, and D. Loretto. 2012. Uso do espaço por marsupiais: Fatores influentes sobre área de vida, seleção de habitat e movimentos. Pages 327–346.
- Carrilho, M., D. Teixeira, M. Santos-Reis, and L. M. Rosalino. 2017. Small mammal abundance in Mediterranean Eucalyptus plantations : how shrub cover can really make a difference. *Forest Ecology and Management* 391:256–263.
- Carvalho, D. W., and K. Mustin. 2017. The highly threatened and little known Amazonian savannahs. *Nature Publishing Group* 1:0100.
- Chao, A., and C.-H. Chiu. 2016. Nonparametric Estimation and Comparison of Species Richness. *eLS*:1–11.
- Chao, A., N. J. Gotelli, T. C. Hsieh, E. L. Sander, K. H. Ma, R. K. Colwell, and A. M. Ellison. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* 84:45–67.
- Chase, J. M., and M. A. Leibold. 2003. *Ecological Niches : Linking classical and contemporary approaches*. University of Chicago Press, Chicago, IL, USA.
- Chase, J. M., and J. A. Myers. 2011. Disentangling the importance of ecological niches from stochastic processes across scales. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 366:2351–2363.
- Coelho, M., L. Juen, and A. C. Mendes-Oliveira. 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 Neto, V. S., I. Souza Miranda, and A. Elielson Sousa Rocha. 2017. Flora das savanas do estado do Amapá. Pages 61–90 *Conhecimento e Manejo Sustentável da Biodiversidade Amapaense*. Blucher, São Paulo.
- Dotta, G. 2005. *Diversidade de mamíferos de médio e grande porte em relação a paisagem de bacia do Rio Passa-Cinco, São Paulo*. Dissertação. 116 p.
- Dotta, G., and L. M. Verdade. 2007. Trophic categories in a mammal assemblage: diversity in an agricultural landscape. *Biota Neotropica* 7:287–292.

- Dotta, G., and L. M. Verdade. 2011. Medium to large-sized mammals in agricultural landscapes of south-eastern Brazil. *mammalia* 75:345–352.
- Dunning, J. B., B. J. Danielson, and H. R. Pulliam. 2012. Ecological Processes That Affect Populations in Complex Landscapes. *Oikos* 65:169–175.
- Ewers, R. M., and R. K. Didham. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation:117–142.
- Fahrig, L. 2001. How much habitat is enough? *Biological Conservation* 100:65–74.
- FAO. 2015. *Global Forest Resources Assessment 2015. How are the world's forests changing.* Page FAO Forestry. Second edi.
- Foley, J. A., R. DeFries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. Stuart Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, T. Holloway, E. A. Howard, C. J. Kucharik, C. Monfreda, J. A. Patz, I. Colin Prentice, N. Ramankutty, and P. K. Snyder. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science*:570–574.
- Galán-Acedo, C., V. Arroyo-Rodríguez, E. Andresen, L. Verde Arregoitia, E. Vega, C. A. Peres, and R. M. Ewers. 2019. The conservation value of human-modified landscapes for the world's primates. *Nature Communications* 10:152.
- Garmendia, A., A. Estrada, E. J. Naranjo, and K. E. Stoner. 2013. Landscape and patch attributes impacting medium- and large-sized terrestrial mammals in a fragmented rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 29:331–344.
- Gibson, L., T. M. Lee, L. P. Koh, B. W. Brook, T. A. Gardner, J. Barlow, C. A. Peres, C. J. A. Bradshaw, W. F. Laurance, T. E. Lovejoy, and N. S. Sodhi. 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature* 478:378–381.
- Gonsamo, A., P. D'odorico, and P. Pellikka. 2013. Measuring fractional forest canopy element cover and openness—definitions and methodologies revisited. *Oikos* 122:1283–1291.
- Henle, K., D. B. Lindenmayer, C. R. Margules, D. A. Saunders, and C. Wissel. 2004. Species survival in fragmented landscapes: Where are we now? *Biodiversity and Conservation* 13:1–8.

- Hsieh, T. C., K. H. Ma, and A. Chao. 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution* 7:1451–1456.
- Hutchinson, G. E. 1957. Concluding Remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22:415–427.
- Johnson, M. A., P. M. Saraiva, and D. Coelho. 1999. The role of gallery forests in the distribution of cerrado mammals. *Revista Brasileira de Biologia* 59:421–427.
- Kasecker, T. P. 2006. Efeito da estrutura do hábitat sobre a riqueza e composição de comunidades de primatas da RDS Piagaçu-Purus , Amazônia Manaus. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA Universidade Federal do Amazonas - UFAM.
- Kuhnen, V. V. 2010. Diversidade de mamíferos e a estrutura do hábitat: Estudo da composição da mastofauna terrestre em diferentes estágios sucessionais de regeneração da Floresta Ombrófila Densa, Santa Catarina, Brasil. Universidade Federal de Santa Catarina.
- Lindenmayer, D. B., and R. J. Hobbs. 2004. Fauna conservation in Australian plantation forests - A review. *Biological Conservation* 119:151–168.
- Lindenmayer, D. B., R. J. Hobbs, and D. Salt. 2003. Plantation forests and biodiversity conservation. *Australian Forestry* 66:62–66.
- Louzada, J., T. Gardner, C. Peres, and J. Barlow. 2010. A multi-taxa assessment of nestedness patterns across a multiple-use Amazonian forest landscape. *Biological Conservation* 143:1102–1109.
- Lyra-jorge, M. C., M. C. Ribeiro, G. Ciocheti, L. R. Tambosi, and V. R. Pivello. 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.
- Maciel-Mata, C. A., N. Manríquez Morán, P. Octavio Aguilar, and G. Sánchez Rojas. 2015. Geographical distribution of the species: a concept review. *Acta Universitaria* 25:3–19.

- Marsden, S. J., A. H. Fielding, C. Mead, and M. Z. Hussin. 2002. A technique for measuring the density and complexity of understorey vegetation in tropical forests. *Forest Ecology and Management* 165:117–123.
- Marsden, S. J., M. Whiffin, and M. Galetti. 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 10:737–751.
- Martin, P. S., C. Gheler-Costa, P. C. Lopes, L. M. Rosalino, and L. M. Verdade. 2012. Terrestrial non-volant small mammals in agro-silvicultural landscapes of Southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management* 282:185–195.
- Marvier, M., P. Kareiva, and M. G. Neubert. 2004. Habitat Destruction, Fragmentation, and Disturbance Promote Invasion by Habitat Generalists in a Multispecies Metapopulation. *Risk Analysis* 24:869–878.
- Michalski, F., and C. A. Peres. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation* 124:383–396.
- Michalski, F., and C. A. Peres. 2007. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology* 21:1626–1640.
- Mikich, S. B., and D. Liebsch. 2014. Damage to forest plantations by tufted capuchins (*Sapajus nigritus*): Too many monkeys or not enough fruits? *Forest Ecology and Management*, 314, 9–16.
- Montgomery, D. C., E. A., Peck and G. G. Vining. 2006. Introduction to linear regression analysis. John, Wiley and Sons, Inc., New York, 612 p.
- Mustin, K., W. D. Carvalho, R. R. Hilário, S. V. Costa-Neto, C. Silva, I. M. Vasconcelos, I. J. Castro, V. Eilers, É. E. Kauano, R. N. G. Mendes-Junior, C. Funi, P. M. Fearnside, J. M. C. Silva, A. M. C. Euler, and J. J. Toledo. 2017. Biodiversity, threats and conservation challenges in the Cerrado of Amapá, an Amazonian savanna. *Nature Conservation* 22:107–127.

- Nobis, M. 2005. Sidelook 1.1. Imaging software for the analysis of vegetation structure with true-colour photographs.
- Olden, J. D., N. LeRoy Poff, M. R. Douglas, M. E. Douglas, and K. D. Fausch. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology & Evolution* 19:18–24.
- Peres, C. A. 1999. General Guidelines for Standardizing Transect Surveys of Tropical Forest Primates. *Neotropical Primates* 44:11–16.
- Proença, V. M., H. M. Pereira, J. Guilherme, and L. Vicente. 2010. Plant and bird diversity in natural forests and in native and exotic plantations in NW Portugal. *Acta Oecologica* 36:219–226.
- Rocha, C. E., and C. J. Dalponte. 2006. Composição e caracterização da fauna de mamíferos de médio e grande porte em uma pequena reserva de cerrado em Mato Grosso, Brazil. *Revista Árvore* 30:669–678.
- Sergio, F., I. Newton, L. Marchesi, and P. Pedrini. 2006. Ecologically justified charisma: Preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *Journal of Applied Ecology* 43:1049–1055.
- Silva, C. R., A. C. M. Martins, I. J. de Castro, E. Bernard, E. M. Cardoso, D. dos Santos Lima, R. Gregorin, R. V. Rossi, A. R. Percequillo, and K. da Cruz Castro. 2013. Mammals of Amapá State, Eastern Brazilian Amazonia: a revised taxonomic list with comments on species distributions. *mammalia* 77:409–424.
- Silveira, P. B. 2005. Mamíferos de médio e grande porte em florestas de *Eucalyptus* spp com diferentes densidades de sub-bosque no município de Itainga. São Paulo. Dissertação, 75 p.
- Soberón, J., and C. P. Miller. 2009. Evolución de los nichos ecológicos. *Miscelánea Matemática* 49:83–99.
- Soberón, J., and A. T. Peterson. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2:1–10.

- Spinola, C. M. 2008, June 18. Influência dos padrões estruturais da paisagem na comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte na Região do Vale do Ribeira, Estado de São Paulo. Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- Stallings, J. R. 1990. The importance of understorey on wildlife in a brazilian eucalypt plantation. *Revista Brasileira de Zoologia* 7:267–276.
- Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielbörger, M. C. Wichmann, M. Schwager, and F. Jeltsch. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31:79–92.
- Thoisy, B., S. Brosse, and M. A. Dubois. 2008. Assessment of large-vertebrate species richness and relative abundance in Neotropical forest using line-transect censuses: what is the minimal effort required? *Biodiversity and Conservation* 17:2627–2644.
- Thompson, W. L. 2004. Sampling rare or elusive species: concepts, designs, and techniques for estimating population parameters. First edition. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Tichý, L. 2016. Field test of canopy cover estimation by hemispherical photographs taken with a smartphone. *Journal of Vegetation Science* 27:427–435.
- Timo, T., M. Lyra-Jorge, V. Gheler-Costa, and L. Verdade. 2015. Effect of the plantation age on the use of Eucalyptus stands by medium to large-sized wild mammals in south-eastern Brazil. *iForest - Biogeosciences and Forestry*:108–113.
- Trolle, M. 2003. Mammal survey in the southeastern Pantanal, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 12:823–836.
- Trolle, M., and M. Kéry. 2005. Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia* 69:405–412.
- Trombulak, S. C., and C. A. Frissell. 2000. Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. *Conservation Biology* 14:18–30.
- Vagner, de A. G., A. A. Vasconcelos, E. F. de Lima, H. Cassola, K. D. Barretto, and M. C. de Brito. 2013. A importância das plantações de eucalipto na conservação da biodiversidade. *Pesquisa Florestal Brasileira* 33:203–213.