

Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Universidade Federal de Mato Grosso Do Sul

Efeitos independentes da quantidade de mata, fragmentação e composição de matriz nas probabilidades de ocupação de dois pequenos mamíferos com diferentes especialidades de habitat.

Viviane Brito Dias



Campo Grande
junho 2015

Efeitos independentes da quantidade de mata, fragmentação e composição de matriz nas probabilidades de ocupação de dois pequenos mamíferos com diferentes especialidades de habitat.

Viviane Brito Dias

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de **Mestre em Ecologia**, pelo Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

Orientador: Josué Raizer

Co-orientador: Walfrido Moraes Tomas

Banca avaliadora

Dr. Fabio de Oliveira Roque

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde.

Dra. Helena de Godoy Bergallo

Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Departamento de Ecologia.

Dr. Luiz Gustavo Rodrigues Oliveira Santos

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde.

Dr. Milton Cezar Ribeiro

Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Instituto de Biociências de Rio Claro, Departamento de Ecologia.

Dra. Renata Pardini

Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências.

Agradecimentos

Agradeço primeiramente à minha família, por todo o apoio em todas as etapas da minha. Agradeço especialmente à minha mãe Silvana que sempre fez tudo que pôde (e o que não pôde!) por mim e por ter sempre me apoiado nas minhas escolhas. À memória do meu pai Zenilton, em nome do grande carinho e amor que sempre demonstrou por mim e meus irmãos.

Às minhas amigas irmãs de longa data Hellen, Larissa e Djane, obrigado pela companhia e paciência. Àqueles que conheci a pouco, Dani, Darlene, Elaine, e toda a galera da Eco2013, vocês são minha maior conquista desses últimos dois anos. Obrigada Marina, Tati e Vivi branca pelas conversas e momentos divertidos (até pelas broncas!). Ao Nakamura por todas as dúvidas que me esclareceu tão pacientemente (e foram muitas!). À Camilinha, mais que colega de casa nesses dois anos, grande amiga e boníssima companhia. Todos vocês contribuíram de alguma forma com esse momento e tornaram muitos dos meus momentos no mestrado mais leves.

Ao meu namorado Felipe por toda a ajuda, pelo orientação e apoio psicológico. Obrigado por toda sua paciência e maravilhosa companhia em todos os momentos.

Ao prof. Josué e ao Walfrido por toparem me orientar quando eu precisei.

Agradeço muito ao prof. Milton e a toda galera do LEEC por terem me recebido com tanto carinho e por tudo que me ensinaram no momento que mais precisei do mestrado.

Muito obrigada à prof^a Dra. Ana Paula Carmignotto por ter aceito me ajudar com a identificação das espécies, e por ter sido tão solícita e gentil.

Ao Nielson Pasqualotto por ter me recebido com tanta boa vontade e por tudo que me ensinou com muita paciência.

Às funcionários da CESP, Dimas, Pastana, Betão e vigilantes, por todo apoio e também pelas conversas divertidas nos dias solitários de campo.

À CAPES pela bolsa fornecida durante os dois anos de mestrado.

Índice

Resumo	1
Abstract	3
1. Introdução	4
2. Métodos	9
2.1. <i>Área de estudo</i>	9
2.2. <i>Delineamento amostra</i>	9
2.3. <i>Captura de pequenos mamíferos</i>	10
2.4. <i>Mapeamento</i>	13
2.5. <i>Covariáveis da paisagem</i>	14
2.5.1. <i>Métricas de composição da paisagem</i>	14
2.5.2. <i>Métrica de Configuração</i>	16
2.6. <i>Análise dos dados</i>	19
3. Resultados	22
3.1. <i>Captura de pequenos mamíferos</i>	22
3.2. <i>Correlação entre as covariáveis</i>	23
3.3. <i>Modelagem de Ocupação</i>	26
3.3.1. <i>Oecomys cleberi</i>	26
3.3.2. <i>Didelphis albiventris</i>	29
4. Discussão	29
5. Literatura citada	35
6. Anexos	41

Resumo

A maioria do conhecimento disponível sobre os efeitos da fragmentação e suas influências sobre as populações vem de estudos conduzidos na escala de mancha. No entanto, manchas de habitat são partes do mosaico da paisagem e a presença de espécies em uma mancha pode ser em função não apenas do seu tamanho ou isolamento, mas também dos habitats da vizinhança. Ainda assim, poucos estudos investigando a influência da estrutura da paisagem na distribuição de vertebrados consideraram a heterogeneidade dos tipos de matriz. Nós realizamos um estudo na escala de paisagem para avaliar a importância relativa do tipo de habitat, de componentes e da configuração da paisagem (considerando a heterogeneidade funcional da matriz) nas probabilidades de ocupação do roedor especialista de floresta, *Oecomys cleberi*, e do marsupial generalista de habitat, *Didelphis albiventris*. Nós amostramos um sítio amostral (localizados em área de floresta ou matriz) em 40 paisagens de 500m de raio em uma área altamente fragmentada de Mata Atlântica. Os modelos mais plausíveis incluíam a quantidade de mata remanescente disponível, com efeitos positivos tanto para a ocupação da espécie especialista de floresta quanto para a espécie generalista e, ao contrário do esperado a composição da matriz também foi relevante, embora com menos força, para a ocupação da espécie especialista, mas não da espécie generalista. Ainda que a grande maioria das paisagens apresentaram porcentagens inferiores ao limiar de fragmentação (30%) abaixo do qual seria esperado que os efeitos do arranjo espacial comesçassem a aparecer, seu efeito isolado no presente estudo não foi corroborado para nenhuma das espécies analisadas. Nossos resultados mostraram que, a despeito das diferenças na habilidade de utilizar diferentes tipos de matrizes, a quantidade de mata remanescente foi o principal responsável pelos padrões de ocupação

de ambas espécies analisadas, e reforçam a importância do desenvolvimento de planos de conservação que considerem processos na escala de paisagem.

Abstract

Most of the knowledge about effects of fragmentation on biodiversity comes from studies conducted at the patch scale. However, habitat patches are part of the landscape and the presence of species in patches could be determined not just by patches characteristic (e.g., patch size and time of isolation), but also from others habitats that composed the landscape. Despite of this, few studies had investigated the effect of landscape structure in the distribution of vertebrates considering the matrix heterogeneity. We conducted a study on the landscape scale to assess the relative importance of habitat type, landscape composition and configuration in the probabilities of occupation of the specialist forest rodent, *Oecomys cleberi* and of the habitat generalist marsupial, *Didelphis albiventris*. We selected 40 circular fragmented landscapes (500m radius) wherein we set Sherman and wire cage traps both in matrix and native atlantic forest. We found the most plausible models for both species included the amount of available forest remaining with a positive effects. Contrary to our expectations, the composition of the matrix was also relevant, but just for the occupation of specialist species. Although the majority of landscapes had percentages of forest cover below the postulated fragmentation threshold (30%) - in which it would be expected that the effects of spatial arrangement began to appear - its isolated effect in this study was not confirmed for any of the analyzed species. Our results showed that, despite the differences in the ability to use the matrix, the amount of remaining forest was the primarily predictor for the occupancy patterns of both species analyzed, reinforcing the importance of develop conservation plans that consider processes at the landscape scale.

1. Introdução

A fragmentação de habitat é um processo que consiste em subdividir um habitat contínuo em manchas menores. Além da perda de hábitat original ela ainda leva a redução do tamanho e aumento na distância de manchas de habitat. O aumento recente da fragmentação vem sendo causado pela expansão de atividades humanas (e.g. agricultura, urbanização) em áreas anteriormente naturais, sendo esta atualmente a maior causa da perda de biodiversidade (Dean 1996, Rambaldi & Oliveira 2003). Considerada como um "hotspot" da biodiversidade, devido a grande biodiversidade e alto grau de endemismo (Câmara 2003), a Mata Atlântica é também um dos biomas mais ameaçados pelo processo de fragmentação: atualmente restam apenas cerca de 12% de sua cobertura original com uma grande proporção de pequenos fragmentos (<50 ha) com pouca ou nenhuma conectividade (Ribeiro et al. 2009).

A maioria do conhecimento disponível sobre os efeitos da fragmentação e suas influências nos processos afetando a sobrevivência e dispersão de populações e seus efeitos vem de estudos conduzidos na escala de mancha (Fahrig 2003). No entanto, manchas de habitat são partes do mosaico da paisagem e a presença de espécies em uma mancha pode ser em função não apenas do seu tamanho ou isolamento, mas também dos habitats da vizinhança. Assim, respostas na escala de mancha são ocasionadas por dois principais aspectos no contexto de paisagem: a quantidade de hábitat remanescente e a permeabilidade do tipo de matriz circundando as manchas de habitat na escala de paisagem (Andrén 1994, Ricketts 2001, Fahrig 2001, Umetsu et al. 2008, Püttker et al. 2011, Driscoll et al. 2013).

A disponibilidade de habitat e o isolamento representam importantes elementos da estrutura da paisagem, e a separação de seus efeitos é fundamental para a compreensão de fatores que afetam a persistência da população (Trzcinski 1999). Em

paisagens com diferentes proporções de habitat a importância relativa da perda de habitat, do tamanho da mancha e do isolamento entre remanescentes é esperada diferir com o grau de fragmentação de hábitat (Andrén 1994, Pardini et al. 2005, Fahrig 2002, Fahrig 2003, Driscoll et al. 2013). Estudos recentes indicam a existência de um limiar em torno de 30% de cobertura por habitat nativo necessário para preservar a integridade das comunidades dentro de cada paisagem (Banks-Leite et al. 2014, Estavillo et al. 2013, Lima & Neto 2014). No entanto, em paisagens com habitat altamente fragmentado (<20%), novas reduções do habitat resultam em um aumento exponencial na distância entre as manchas. Assim, em paisagens com habitat altamente fragmentado (10-20%) o arranjo espacial pode ser muito importante (Andrén 1994).

O tipo de cobertura vegetal da matriz determina o nível de permeabilidade para o movimento das espécies. Uma paisagem com matrizes permeáveis, que disponham de algum recurso para os organismos, poderia compensar a insuficiência desse dentro de uma mancha ou facilitar movimentos de indivíduos entre manchas. Pelo contrário, uma paisagem com matrizes impermeáveis poderia impedir movimentos e reduzir o tamanho populacional de uma mancha, aumentando o risco de extinção (Fahrig 2002, Driscoll et al. 2013). Assim estudos sobre isolamento de manchas deveriam incluir informações sobre a estrutura de matriz, distância de dispersão e comportamento de dispersão do organismo de interesse. Métricas de isolamento baseadas em área (buffer) são os preditores mais confiáveis de imigração do que métricas baseadas em distância. No entanto, a confiabilidade dessas métricas pode depender da estrutura de toda a paisagem e, em particular, quão sensível é o comportamento de dispersão do organismo estudado em relação aos componentes de matriz na paisagem (Tischendorf et al. 2003). Apesar disso, as métricas de isolamento mais utilizadas até o momento não consideram a estrutura do não-habitat (Bender et al. 2002, Tischendorf et al. 2003, Umetsu et al.

2008), e poucos estudos investigando a influência da estrutura da paisagem na distribuição de espécies consideraram a heterogeneidade dos tipos de matriz (e.g Umetsu et al. 2008, Fahrig et al. 2011).

Paisagens são frequentemente definidas como a região geográfica que tem uma heterogeneidade particular de tipos de cobertura. No entanto, esta definição é baseada na percepção humana de heterogeneidade (Brennan et al. 2002), ainda que um mapeamento de tipos de cobertura percebidos pelo olho humano ou sensoramento remoto possam não ser funcionalmente diferentes entre si para determinadas espécies ou grupos (Bissonette & Storch 2007). Além disso, algumas espécies podem ter mais que um tipo de hábitat adequado, e o contato entre estes habitats poderia determinar a facilidade com que cada espécie pode se mover entre eles. Por outro lado, uma maior quantidade contatos de habitat preferenciais com habitats não favoráveis pode aumentar a probabilidade de indivíduos deixarem o hábitat e entrarem na matriz. Isto poderia aumentar a taxa de mortalidade geral e reduzir a taxa geral de sucesso reprodutivo da população (Fahrig 2002). Dessa forma, um mapeamento funcional dos tipos de cobertura classificados com base na identificação de recursos necessários para sobrevivência espécie-específica poderia facilitar a avaliação da distribuição e movimentos de populações da vida selvagem (Bissonette & Storch 2007, Fahrig et al. 2011).

Os pequenos mamíferos compreendem um grupo de vertebrados que têm características e estratégias que os permitem responder rapidamente a distúrbios e perceber a paisagem em escalas relativamente pequenas (Horváth et al. 2001; Bonvicino et al. 2002; Umetsu & Pardini 2007; Wijesinghe & Brooke 2005, Lira et al. 2012). Além disso, desempenham importantes papéis nos processos naturais e no equilíbrio ecológico em florestas Neotropicais, através da predação e dispersão de sementes e

plântulas (Brewer & Rejmanek 1999, Vieira et al. 2003, Paine & Beck 2007) e servindo como presas. Na Mata Atlântica, interação entre quantidade habitat e especialização de habitat determinam o sucesso de dispersão e portanto a abundância de pequenos mamíferos em manchas de habitat (Püttker et al. 2013).

A especialização ecológica a muito tempo tem sido reconhecida como um fator chave determinando a vulnerabilidade de espécies a distúrbios (McKinney 1997, Henle et al. 2004, Colles et al. 2009, Clavel et al. 2010). Em particular, a especialização de habitat é conhecida por aumentar o risco de extinção como consequência da perda e da fragmentação da vegetação nativa (Warren et al. 2001, Julliard et al. 2003, Colles et al. 2009) devido ao aumento do isolamento de populações e diminuição do efeito resgate (Brown & Kodric-Brown 1977) associados com a incapacidade de usar habitats alterados. Já os generalistas de habitat podem sobreviver em manchas muito pequenas pois também podem utilizar recursos dos arredores, podendo se beneficiar do aparecimento de habitats recém criados pela fragmentação, ainda que esses habitats possam diferir em adequabilidade, populações de generalistas de habitat podem responder à composição de toda a paisagem (Andrén 1992, Andrén 1994, Pardini et al. 2010). Dessa maneira, informações sobre a ocorrência de pequenos mamíferos pode ser um indicador adequado da condição do ecossistema e da recuperação da vegetação.

A seleção da variável resposta (indivíduo, população, comunidade) e o parâmetro a ser estimado depende amplamente dos objetivos do pesquisador. Embora exijam um substancial esforço, o parâmetro mais comumente utilizado em estudos populacionais é a abundância ou tamanho populacional. No entanto, um outro parâmetro útil e que tende a exigir menos esforço, portanto pode ser utilizado como substituto em estudos de populações é a ocupação (i.e, proporção da área, manchas ou unidades amostrais que são ocupadas - presença/ausência). A lógica em utilizar dados

de presença das espécies para estimar probabilidade de ocupação é que, a probabilidade de detectar um indivíduo de uma espécie alvo aumenta com o aumento do tamanho da população local desta espécie (MacKenzie et al. 2002, Manley et al. 2004). Dados de presença-ausência de espécies são aplicados à estudos da vida selvagem em diversos contextos (Collier et al. 2010, Sarmiento et al. 2010, Santulli et al. 2014), no entanto, as probabilidades de detecção são frequentemente <1.0 e prováveis de variar entre espécies, áreas, tempo (como ocasiões de amostragem) e observadores. Uma determinada não detecção pode simplesmente ser o resultado de um método de amostragem ineficaz em detectar a presença da espécie no local. Assim, ignorar a detecção imperfeita poderia resultar em estimativas enviesadas dos parâmetros estimados e inferências mal interpretadas (Mackenzie et al. 2002, Guillera-Aroita et al. 2014).

Sendo assim, nossos objetivos foram investigar a importância relativa do tipo de habitat local e da composição e configuração de paisagem (considerando a heterogeneidade funcional da matriz), para a ocupação de sítios por pequenos mamíferos em uma área altamente fragmentada sob o domínio da Mata Atlântica. Nós esperamos que características da paisagem sejam mais importantes para todas as espécies, e ainda, baseados na sensibilidade das espécies aos componentes de matriz (especialista ou generalista de habitat), que as espécies especialistas sejam influenciadas tanto pela quantidade total de seu habitat disponível assim como pelo seu arranjo espacial (configuração do habitat). Para as generalistas esperamos uma influência da composição de toda a paisagem, e ainda, que não responderão ou responderão positivamente a perda floresta nativa.

2. Métodos

2.1. Área de estudo

Este estudo foi realizado na Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Foz do Aguapeí (21°4'1.87"S, 51°44'50.46"W), localizada à noroeste do estado de São Paulo. Com mais de 13.000 ha, seus limites colidem com o limite jusante do Parque Estadual do Aguapeí (PEA). A vegetação da região é composta por um mosaico de ambientes incluindo: floresta estacional semidecidual que aparece em remanescentes em estágio inicial, médio a avançado de regeneração e como floresta ripícola (mata ciliar, mata de galeria, mata de brejo), inundáveis e não inundáveis. Entremeadas à fisionomia floresta ripícola ao longo da reserva, há formações de vegetação arbustiva/herbácea de campos de várzea e a vereda, conhecida localmente como "Buritizal". Essa formação é caracterizada pela presença marcante da palmeira *Maurita* sp, formando muitas vezes trechos de cobertura contínua de dossel. Nas áreas alagáveis ao longo do Rio Aguapeí há lagoas marginais permanentes e temporárias, com áreas representativas de vegetação ripária em terreno permanentemente alagado. A RPPN conta ainda com centenas de hectares reflorestados com espécies nativas a fim de acelerar o processo de recuperação da área. Ocorrem também pastagens cultivadas que são resquícios anteriores à criação da reserva (Plano de Manejo PEA, 2012). O clima da região caracteriza-se por tropical quente e úmido, com chuvas de verão e três meses secos (inverno). A precipitação média anual é de 1.300mm, e a temperatura média anual de 24°C. O meses mais quentes e chuvosos ocorrem entre outubro a março (Neto, 2005).

2.2. Delineamento amostral

A área da reserva foi dividida em 68 quadrantes de 1km² de modo a abranger os tipos de cobertura de solo mais representativos presentes na RPPN e a uma distância adequada

para evitar autocorrelação entre os sítios selecionados. Nós selecionamos, através de sorteio, 40 vértices destes quadrantes que foram definidos como sítios amostrais, e localizaram-se em área aberta (n=15), remanescentes de floresta estacional semidecidual (n=13), vegetação de várzea (n=7) e em reflorestamento (n=5) (Figura 1).

2.3. Captura de pequenos mamíferos

Em cada sítio amostral foram dispostas duas armadilhas de captura do tipo Sherman (80 x 90 x 230 mm) no solo. Para aumentar a probabilidade de captura das espécies com comportamento arborícola ou escansorial, nos sítios onde havia estrato arbóreo foi adicionada uma armadilha do tipo gaiola de arame galvanizado com gatilho de gancho (145 x 145 x 410 mm) entre 1,50 a 2,0 metros do solo (Moura et al. 2008) (Figura 2).

As armadilhas foram iscadas com uma mistura de banana, pasta de amendoim, essência de baunilha, sardinha e fubá. Por razões logísticas, em dois dos 40 sítios onde havia armadilha no alto houve uma inversão e a armadilha instalada foi a do tipo Sherman, enquanto a armadilha gaiola de arame foi colocada no chão. Este número de armadilhas por sítio (2-3) foi utilizado para minimizar a probabilidade de não detecção de alguma espécie, devido à captura de indivíduos de outra espécie, de forma que, a partir do ponto central do sítio, as armadilhas foram distribuídas em um raio máximo de 15m. Os sítios amostrais de interior de mata remanescente foram preferencialmente alocados a uma distância mínima de 30m da borda atingindo uma distância máxima de 100m, com exceção de três sítios, limitados pela largura da mancha, que se localizaram à distancias

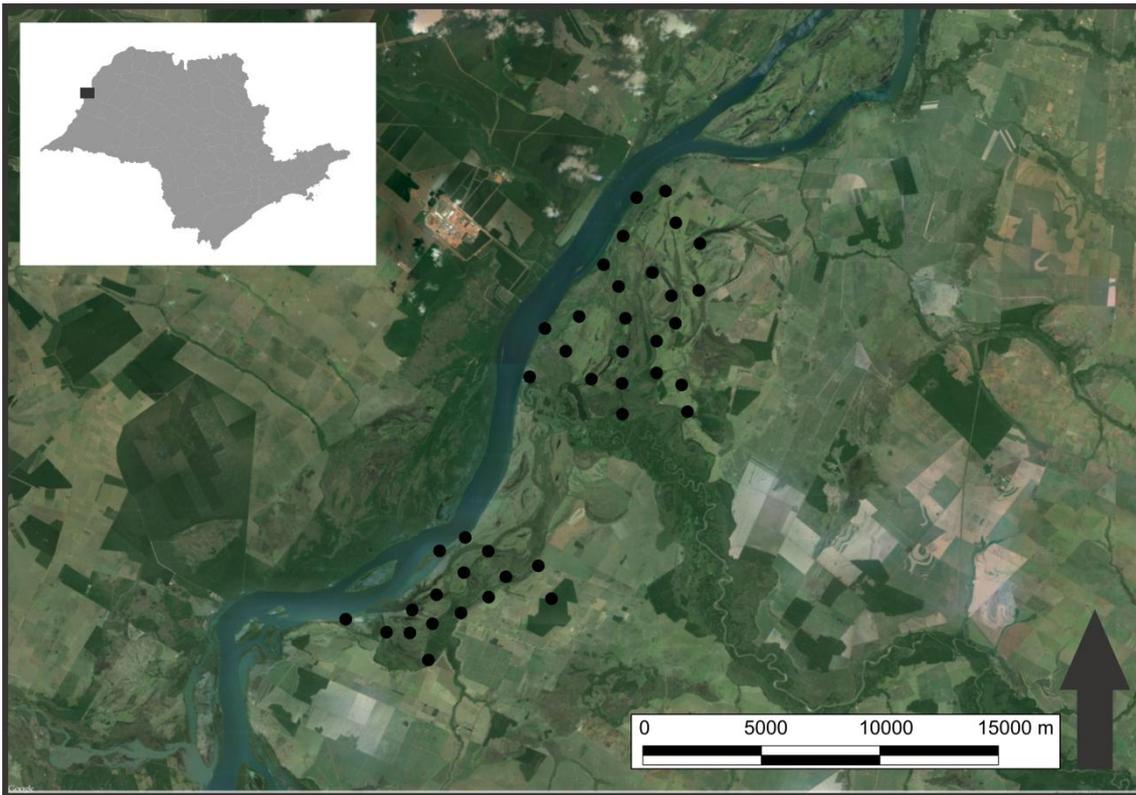


Figura 1. Localização da área de estudo e distribuição dos 40 sítios de amostragem na RPPN Foz do Aguapeí, SP, 2014.



Figura 2. Tipos de armadilhas utilizadas na captura dos pequenos mamíferos: gaiola de arame (esquerda) e Sherman (direita).

de 11m, 17m, 22m e 26m. Nos sítios externos à mata remanescente as distâncias variaram de 28m a 500m (extensão máxima analisada).

De junho a outubro de 2014 nós realizamos quatro ocasiões de captura em cada sítio, com um intervalo de no mínimo 30 dias entre as ocasiões. No entanto estas ocasiões não foram simultâneas em todos os sítios. Devido ao grande número e grandes distâncias na distribuição dos sítios, eles foram amostrados em dois blocos (24 sítios em um bloco e 16 em outro bloco) (Figura 1). Por exemplo: Ocasão 1: Ocasão de captura em um dos blocos ocorrendo em uma determinada semana, na semana seguinte o outro bloco era amostrado.

Em cada ocasião de captura as armadilhas foram mantidas abertas por quatro noites consecutivas e vistoriadas uma vez ao dia para troca de isca e identificação da espécie capturada. Um espécime de cada morfotipo capturado foi coletado e sua pele, crânio e pedaço de músculo foram preparados e enviados para a confirmação da identidade da espécie pela especialista Dra. Ana Paula Carmignotto, da UFSCAR (Universidade Federal de São Carlos - Campus de Sorocaba), onde se encontram depositados na coleção zoológica.

2.4. Mapeamento

Em um raio de 500m a partir de cada sítio amostral nós mapeamos e classificamos manualmente os tipos de cobertura de solo utilizando os softwares ArcGIS ® v.10.2.2 e QuantumGIS v.1.8. Os mapeamentos foram realizados na escala de 1:2.500, e os mapas utilizados foram provenientes do Google Earth com resolução de 1m. Conhecimento prévio através de visitas locais e comparação com mapas de vegetação da RPPN também embasaram a classificação.

2.5. Covariáveis da paisagem

As covariáveis utilizadas nos modelos foram calculadas a partir dos tipos de cobertura obtidos através do mapeamento das paisagens com 500m de raio. Essa escala de efeito corresponde ao tamanho relevante de uma paisagem esperada em influenciar nos padrões de ocupação das espécies de pequenos mamíferos (< 2kg) previstas de serem capturadas com as armadilhas utilizadas (Pardini & Umetsu 2006, Santos-Filho et al. 2006, Cáceres et al. 2011; Jackson & Fahrig 2012).

2.5.1. Métricas de composição da paisagem

Como resultado do mapeamento inicial das 40 paisagens, foram geradas seis grandes classes de cobertura do solo: água, reflorestamento, mata densa, área aberta, área de várzea e atividade humana (Tabela 1). Considerando a área total mapeada, área aberta foi a classe mais representativa (47%), seguida por área de várzea (13%). As porcentagens de cobertura pela classe mata densa nas 40 paisagens variaram de 0 a 90.11%. No entanto, o intervalo de 50-80% de cobertura por esta classe não foi representado nas paisagens amostradas (Anexo 1). Em 75% das paisagens onde ocorreu, mata densa representou em média 15% da cobertura.

Para cada uma das 40 paisagens foram calculadas duas métricas relacionadas a composição da paisagem como covariáveis que poderiam influenciar na ocupação das espécies de pequenos mamíferos analisadas: quantidade de mata remanescente e a composição de matriz.

Para calcular a quantidade mata remanescente consideramos os remanescentes de floresta estacional semidecidual incluindo vegetação ripária, nomeados como mata densa no mapeamento, e somos a área total desta classe em cada paisagem analisada.

Tabela 1. Descrição das classes detalhadas de cobertura de solo obtidas através do mapeamento das 40 paisagens com raio de 500m na RPPN Foz do Aguapeí, SP, 2014.

Grandes Classes	Classes Detalhadas	Descrição
Água	Água	Corpo d'água permanente - rios e lagoas
Área de Várzea	Buritizal denso	Região da formação de vereda com altas densidades da palmeira Buriti
Área de Várzea	Buritizal ralo	Região da formação de vereda com baixas densidades ou ausência da palmeira Buriti
Atividade Humana	Cultivo cana	Cultivo de cana-de-açúcar
Atividade Humana	Cultivo outros	Cultivos variados: silvicultura e agricultura doméstica
Mata densa	Mata densa	Remanescentes de floresta estacional semidecidual e floresta ripícola
Área aberta	Mata rala	Aglomerados de árvores em baixa densidade com no mínimo 30x30m
Área aberta	Pasto abandonado	Campos limpos de pastagens cultivadas abandonadas
Atividade Humana	Pasto ativo	Pastagem cultivada utilizada atualmente para agropecuária
Área aberta	Pasto sujo	Campo de pastagens cultivadas com presença de árvores esparsas
Atividade Humana	Presença humana	Estradas e áreas residenciais
Reflorestamento	Reflorestamento	Áreas reflorestadas ativamente com espécies nativas
Área de Várzea	Várzea alagada	Vegetação de várzea de porte herbáceo/arbustivo em terreno permanentemente alagado
Área de Várzea	Várzea arbórea	Área alagada com presença de aglomerados arbóreos
Área aberta	Várzea campo	Áreas de pastagens abandonas ou vegetação de várzea sazonalmente alagáveis

Como composição de matriz nós utilizamos área total das classes: reflorestamento, área aberta, área alagada e atividade humana em cada paisagem. A área da classe água não foi considerada nesta covariável pois consideramos como inadequada para a ocorrência dos pequenos mamíferos capturados.

2.5.2. Métrica de Configuração

Como métrica de configuração nós criamos um índice de qualidade da paisagem. Este índice atribui para cada paisagem um valor referente a sua qualidade levando em consideração a influência de cada classe de cobertura de solo e da interface de contato entre as classes sobre a provisão de recursos (por exemplo, provisão de alimento, sítios para nidificação e rotas de dispersão) e riscos para cada espécie, de acordo com sua especialização de habitat. Assim, para produzir este índice nós detalhamos o mapeamento descrito previamente gerando 15 classes de cobertura de solo (Figura 3 e Tabela 1), e 397 tipos de interfaces de contato entre as classes, porém para o cálculo do índice foram consideradas apenas as 36 mais representativas.

Em cada extensão da paisagem, cada classe de cobertura de solo foi expandida em 10 metros, gerando interfaces de contato de 20 metros entre as classes (Figura 4. A e B). Esta distância é baseada em frequências de distâncias movimentadas e distâncias de ocorrência da borda para espécies previstas de ocorrerem na área (Pires et al. 2002, Santo-Filho et al. 2012). Devido ao grande número de interfaces obtidas, estabelecemos um critério para eliminar aquelas pouco representativas: adotamos como nota de corte a porcentagem da classe original (sem interface) com o menor valor. Dessa forma, todos os pixels das interfaces com representatividade menor do que a nota de corte foram substituídos pela classe do pixel mais próximo que tinha uma classe representativa (Figura 4. C).

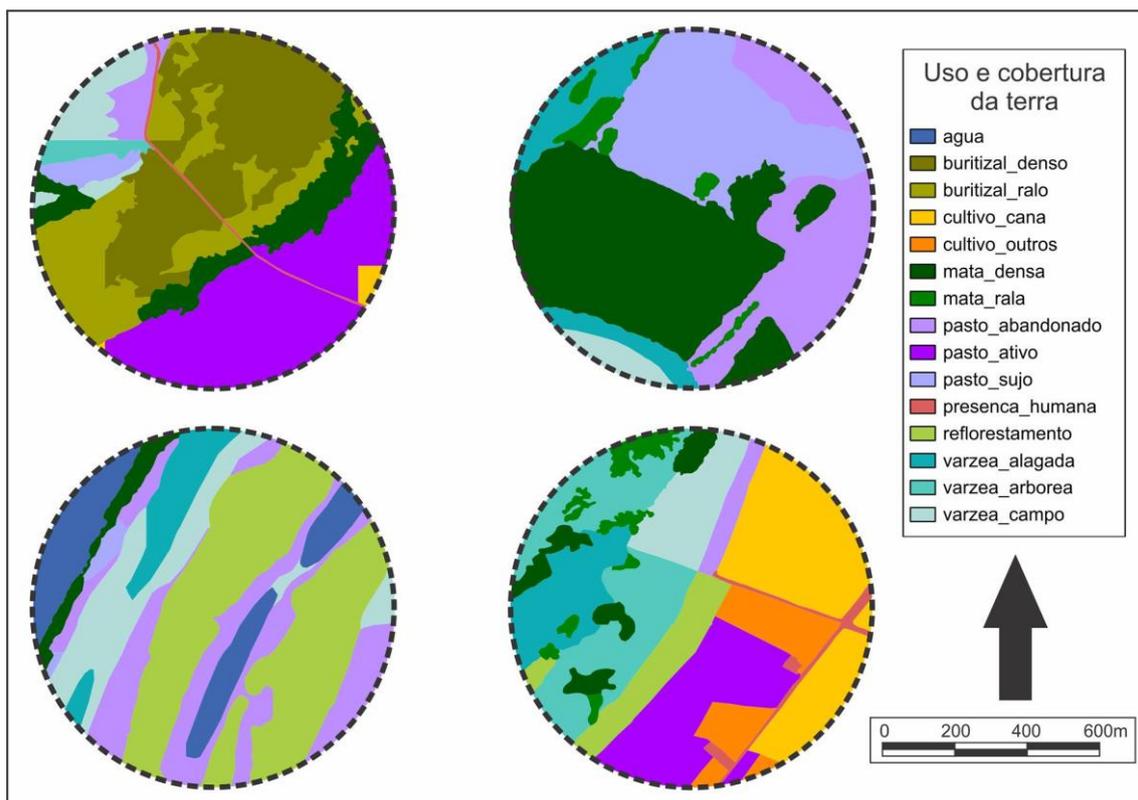


Figura 3. Quinze classes obtidas como resultado do mapeamento detalhado das 40 paisagens na RPPN Foz do Aguapeí, SP, 2014. Círculos pontilhados representam a extensão de 500m mapeada.

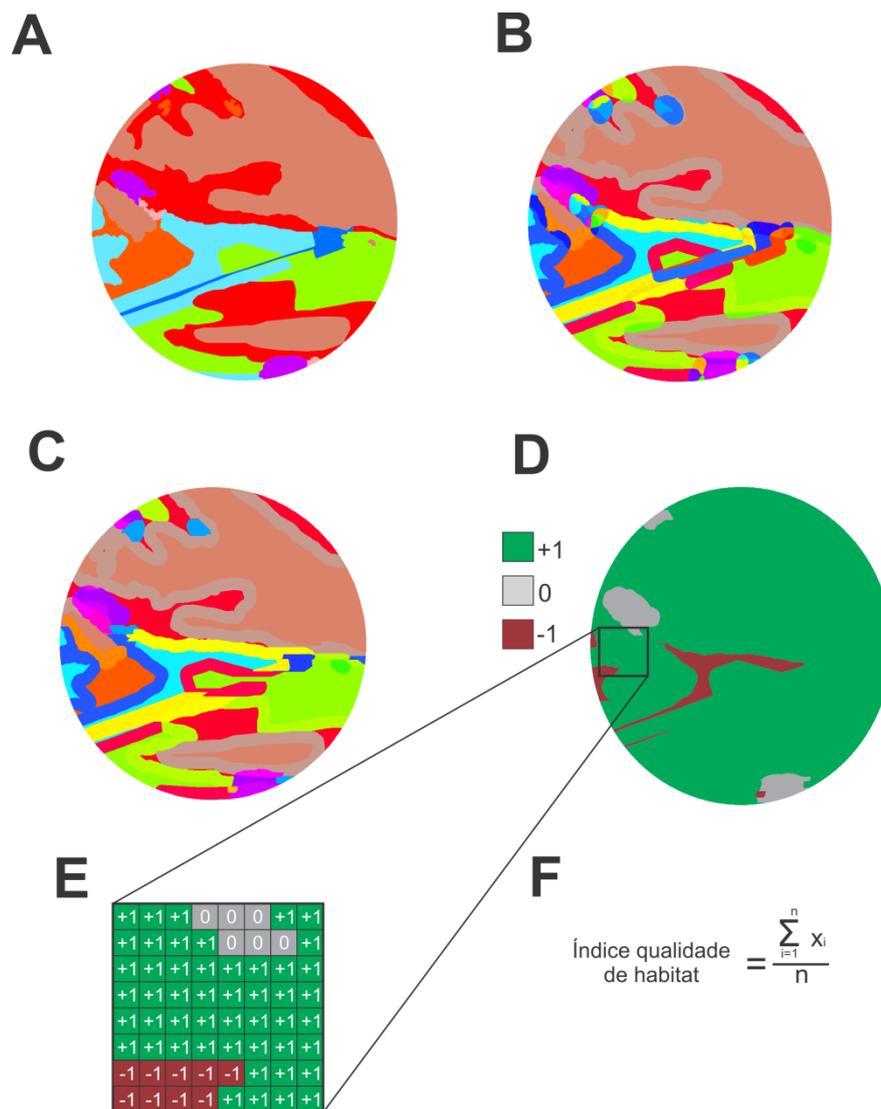


Figura 4. Cálculo do Índice de Qualidade da paisagem. A) Paisagem original; B) Paisagem com classes originais e interações entre classes; C) Paisagem com classes originais e interações mais representativas (considerando todas as paisagens); D e E) Classificação dos pixels das classes e interações de acordo com a influência sobre a espécie alvo (negativa -1, neutra 0 e positiva +1), F) Índice de qualidade da paisagem é a média do valor de influência de cada pixel (X_i), onde n é o número total de pixels da paisagem.

A partir disso, e baseados nas observações de campo e informações disponíveis na literatura, para todas as classes (originais e interfaces), atribuímos algum tipo de influência dessa sobre cada espécie (Anexo 2), sendo elas:

- Negativa : onde nenhum recurso benéfico é provido para a espécie, podendo haver custos em adentrar neste tipo de classe, tais como alto risco de predação ou risco de afogamento. Por consequência, animais as evitam.
- Neutra: onde nenhum recurso benéfico é provido para a espécie, podendo haver custos indiretos em adentrar neste tipo de classe, tais como perda de tempo de forrageamento ou de oportunidades de acasalamento. Apesar de não trazer benefício direto ao indivíduo da espécie, este pode se movimentar nestas classes para encontrar outra onde haja recursos.
- Positiva: onde um ou mais tipos de recursos é provido para a espécie. Pode haver mais de um tipo para cada espécie.

Nós então atribuímos os seguintes valores para cada tipo influência das coberturas e interfaces: Negativa = "-1", Neutra= "0" e Positiva= "+1" (Anexo 3). O índice de qualidade de habitat foi definido como o valor médio dos pixels em cada paisagem, variando de "-1" (paisagens mais negativas), a "+1" (paisagens mais positivas) (Figura 4. D, E, F).

Todas as covariáveis foram calculadas no software R v.3.1 (R Core Team; <http://www.R-project.org>), utilizando os pacotes Vegan e Raster.

2.6. Análise dos dados

Nós estimamos a ocupação das espécies (ψ) usando a abordagem analítica baseada em probabilidade de MacKenzie et al. (2002). Este método utiliza amostragens múltiplas no conjunto de sítios pesquisados para construir uma estimativa de probabilidade onde

falsas ausências podem ser corrigidas estimando a probabilidade de detecção, e proporcionando assim um ajuste mais preciso dos valores da ocupação (MacKenzie et al. 2002, MacKenzie et al. 2006).

Para cada espécie a sequência de detecções, representadas por 1, e não detecções, representadas por 0, foi registrada como um histórico de detecção em cada sítio amostral nas quatro ocasiões de amostragem. Por exemplo, uma espécie com o histórico (h)= 1010, significa que ela foi detectada na primeira ocasião, não detectada na segunda, novamente detectada na terceira e não detectada na quarta ocasião de amostragem. Os históricos gerados foram inseridos no programa PRESENCE v.7.3 (Proteus Wildlife Research Consultants, Nova Zelândia; <http://www.proteus.co.nz>), e analisados utilizando a abordagem de estação única "single-season". Esta abordagem tem a premissa de que todas as amostragens foram conduzidas durante um quadro temporal adequado no qual todos os sítios amostrados são fechados a mudança no estado de ocupação, ou seja, os sítios são sempre ocupados ou não ocupados durante o período de amostragem (estação). Isto nos permite considerar uma fotografia instantânea da população, da qual nós podemos inferir padrões a respeito da ocupação (MacKenzie et al. 2006).

Como a probabilidade de ocupação não muda ao longo da estação (a população é fechada), covariáveis apropriadas para ocupação devem ser constantes e sítio específicas, enquanto que covariáveis para as probabilidades de detecção podem ser variáveis ao longo do tempo (e.g condições do clima), características particulares dos sítios amostrais ou atributos relacionados à coleta de dados (e.g diferentes observadores e variação de equipamentos de captura). Sendo assim, as covariáveis de paisagem descritas previamente (quantidade de mata densa, composição de matriz e índice de qualidade da paisagem), assim como a classe na qual o sítio amostral foi localizado

(covariável categórica) foram utilizadas como covariáveis que poderiam influenciar a ocupação. Como variáveis que poderiam influenciar na detecção das espécies analisadas nós consideramos a temperatura média do dia, classe na qual o sítio amostral foi localizado, diferenças de esforço amostral (2 ou 3 armadilhas por sítio), bem como os casos de inversão do tipo de armadilha no alto (Mackenzie et al. 2002, Mackenzie et al. 2006). Todas as covariáveis contínuas foram padronizadas para escores "z" antes da realização das análises, para que todas tivessem a mesma média e desvio padrão (desvio padrão de "1") (Cooch & White 2015).

Inicialmente, para cada espécie, geramos modelos nulos, onde os parâmetros probabilidade de ocupação (ψ) e probabilidade de detecção (ρ) foram constantes ([.]) entre as unidades amostrais, ou seja, não eram influenciados por nenhuma covariável. Posteriormente, com o ψ constante, inserimos as covariáveis que poderiam influenciar na detecção ($\psi[.] \rho$ [variável]), e então de acordo com os resultados ($\rho[.]$ ou ρ [variável]) começamos a testar o efeito de características da paisagem na ocupação. Nós modelamos ψ como variável dependente em função do tipo de habitat local ([Habitat_Local]), da quantidade de mata densa (ψ [Quantidade_de_Mata]), da composição de matriz (ψ [Matriz]) e da configuração da paisagem (ψ [Configuração]). Nós não modelamos ocupação em função de interações entre as covariáveis para evitar super parametrização dos modelos e também para eliminar estimativas sem sentido.

Modelos apresentando problemas de convergência (coeficientes beta estimados >100) ou com coeficientes estimados de covariáveis com erro padrão superior a estimativa foram eliminados dos conjuntos gerados. Após o ajuste do conjunto de modelos candidatos, que representaram nossas hipóteses biológicas, o grau de suporte para cada um foi avaliado usando a abordagem de seleção de modelos baseados no Critério de Informação de Akaike, corrigido para pequenas amostras (AICc) (Burnham

& Anderson 2002). Seguindo as considerações de Burnham & Anderson (2002) consideramos como melhores modelos aqueles com $\Delta AICc < 2$, no entanto todos modelos com $AICc < 4$ foram mantidos no conjunto final por ainda indicar um suporte moderado. A partir dos valores de $\Delta AICc$, também foi calculado AICpeso (w) para cada modelo. Os AICpesos de todos os modelos concorridos somam 1, e podem ser interpretados como a probabilidade de um dado modelo ser o "melhor" no conjunto de candidatos. Assim, os AICpesos foram utilizados para interpretar a importância relativa de cada modelo. A menos que a um único modelo tivesse um $w > 0.90$, outros modelos também foram considerados para fazer inferências sobre os dados (Burnham & Anderson 2002, Burnham & Anderson 2004).

Violações dos pressupostos da análise ou uma estrutura inapropriada do modelo podem fazer os dados coletados não se ajustarem aos modelos de ocupação, e ainda assim AICc selecionaria um modelo indicado como "melhor". Por esta razão nós analisamos o ajuste e a dispersão (c^{\wedge}) do modelo mais parametrizado do conjunto de modelos de cada espécie, em relação aos dados coletados. Um bom ajuste foi aceito quando os resultados estimados pelo modelo não diferiram segundo qui-quadrado (X^2) dos dados coletados. O c^{\wedge} foi estimado dividindo o qui-quadrado do ajuste estatístico do modelo por seus graus de liberdade, através de "bootstrap" com 1000 sorteios. Uma dispersão adequada foi aceita se c^{\wedge} fosse aproximadamente "1" (Burnham & Anderson 2002, Mackenzie et al. 2006).

3. Resultados

3.1. Captura de pequenos mamíferos

Nós realizamos 50 capturas de seis espécies de pequenos mamíferos, sendo dois da ordem Didelphimorphia (*Didelphis albiventris* e *Gracilinanus agilis*) e quatro da ordem

Rodentia (*Calomys tener*, *Necromys lasiurus*, *Oecomys cleberi* e *Oligorizomys nigripes*) (Figura 5). Com esforço amostral de 1632 armadilhas-noite, o sucesso global de captura foi de 3,06 capturas/100 armadilhas-noite. Os modelos de ocupação foram desenvolvidos apenas para o roedor especialista de floresta *Oecomys cleberi* e o marsupial generalista de habitat *Didelphis albiventris* devido às baixas quantidades de capturas das demais espécies (Tabela 2).

Oecomys cleberi teve 91% das capturas realizadas em sítios localizados na classe mata densa e 9% em um sítio localizado na classe área alagada (sítio localizado em vereda do tipo "Buritizal").

Didelphis albiventris teve apenas uma única captura realizada em um sítio na matriz área aberta, e o restante das capturas realizadas em sítios localizados na classe mata densa.

3.2. Correlação entre as covariáveis

As covariáveis quantidade de mata remanescente e o índice de qualidade da paisagem mostraram um alto índice de correlação de Pearson (0.60 para *O. cleberi* e 0.78 para *D. albiventris*). Reconhecendo que a fragmentação pode ter um efeito separado da quantidade de habitat e único sobre cada espécie, nós optamos por utilizar as duas nos modelos, porém eliminando o efeito da quantidade de habitat sobre o índice de qualidade da paisagem. Para tanto para cada espécie em cada paisagem nós criamos um modelo linear entre as duas covariáveis e utilizamos o resíduo da qualidade da paisagem nos modelos.



Figura 5. Espécies de pequenos mamíferos coletadas de junho a outubro de 2014 na RPPN Foz do Aguapeí: A) *Calomys tener*, B) *Didelphis albiventris*, C) *Gracilinanus agilis*; D) *Necromys lasiurus*; E) *Oecomys cleberi* e F) *Oligoryzomys nigripes*.

Tabela 2. Número de capturas de pequenos mamíferos (incluindo recapturas), e número de sítios nos quais cada espécie foi detectada.

Espécie	Número de capturas	Número de sítios	Porcentagem de sítios
<i>Calomys tener</i>	2	2	5
<i>Didelphis albiventris</i>	14	10	25
<i>Gracilinanus agilis</i>	3	3	7.5
<i>Necomys lasiurus</i>	5	3	7.5
<i>Oecomys cleberi</i>	22	6	15
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	4	4	10

3.3. Modelagem de Ocupação

3.3.1. *Oecomys cleberi*

Foram gerados quatro modelos para esta espécie. O modelo mais parametrizado ($k=6$) apresentou um $\hat{c}=1.35$ e um valor de $p=0.17$, indicando um bom ajuste aos nossos dados. Nós não encontramos efeitos das variáveis testadas na probabilidade de detecção, assim este parâmetro foi melhor modelado como uma função constante ($p[.]$). *Oecomys cleberi* foi detectado em seis sítios, com uma ocupação de sítios original ("naive occupancy") de 0,15. Os modelos representando a configuração da paisagem (ψ [Configuração] $p[.]$) e o tipo de habitat local (ψ [Habitat_Local] $p[.]$) não foram selecionados para o conjunto final por terem $\Delta AICc > 4$, restando apenas os modelos representando a proporção de habitat remanescente na paisagem (ψ [Quantidade_de_Mata] $p[.]$) e a composição de matriz (ψ [Matriz] $p[.]$). O modelo no topo do ranking (ψ [Quantidade_de_Mata] $p[.]$) apresentou um $w < 0.90$, então o segundo melhor modelo também foi considerado. No entanto, apenas este modelo candidato apresentou um $\Delta AICc < 2$ e um $w=0.82$ indicando um maior suporte para a quantidade de mata na ocupação desta espécie, ainda que um $w=0.16$ do segundo modelo (ψ [Matriz] $p[.]$) indique alguma influência da composição da matriz, embora com consideravelmente menor suporte (Tabela 3).

A quantidade de mata remanescente influenciou positivamente na ocupação desta espécie (i.e. quanto mais mata, maior a probabilidade de ocupação - Figura 6), assim como a matriz área de várzea (capturas nesta classe ocorreram apenas na área de várzea do tipo Buritizal). No entanto as matrizes área aberta e reflorestamento capturaram uma significativa influência negativa da ocupação, enquanto que a presença humana não demonstrou influência significativa (intervalo de confiança de 95% sobrepondo 0) (Tabela 4).

Tabela 3. Resultado da seleção de modelos para avaliar a importância relativa do tipo de habitat local, quantidade de mata remanescente, composição da matriz e configuração em paisagens com 500m de raio na ocupação de duas espécies de pequenos mamíferos registradas durante quatro ocasiões de amostragem na RPPN Foz do Aguapeí, 2014. Modelos com $\Delta AICc < 4$ são mostrados. "Melhores" modelos ($\Delta AICc < 2$) estão destacados em negrito.

Modelo	AICc	$\Delta AICc$	AICpeso	Máxima verossimilhança	K	-2*LogLike
<i>Oecomys cleberi</i>						
ψ [Quantidade_de_Mata] p[.]	58.16	0	0.8231	1	3	52.16
ψ [Matriz] p[.]	61.37	3.21	0.1654	0.2009	6	49.37
ψ [.] p[.]	66.70	8.54	0.0115	0.014	2	62.7
<i>Didelphis albiventris</i>						
ψ [Quantidade_de_mata] p[.]	70.88	0	0.9987	1	3	64.88
ψ [.] p[.]	84.13	13.25	0.0013	0.0013	2	80.13

Nota: Para ambas espécies o modelo nulo (p [.]) foi o melhor para detecção; AICc - Valores do

Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras; $\Delta AICc$ é a diferença nos valores de AICc entre cada modelo e o modelo com menor valor de AICc; AICpeso é probabilidade do modelo ser o melhor entre os modelos; Máxima verossimilhança é um valor classificatório que privilegia modelos com melhor ajuste aos dados coletados e maior parcimônia (menor número de parâmetros); K é o número de parâmetros no modelo; -2*LogLike é duas vezes função de log-verossimilhança negativa.

Tabela 4. Estimativas dos coeficientes beta e erro padrão para covariáveis contidas nos melhores modelos explicando a ocupação de *Oecomys cleberi* e *Didelphis albiventris* em função de características de paisagens com extensão de 500m de raio na RPPN Foz do Aguapeí, SP. Para ambas espécies o modelo nulo (p [.]) foi o melhor para detecção. As covariáveis utilizadas para ocupação foram: quantidade de mata remanescente e composição da matriz.

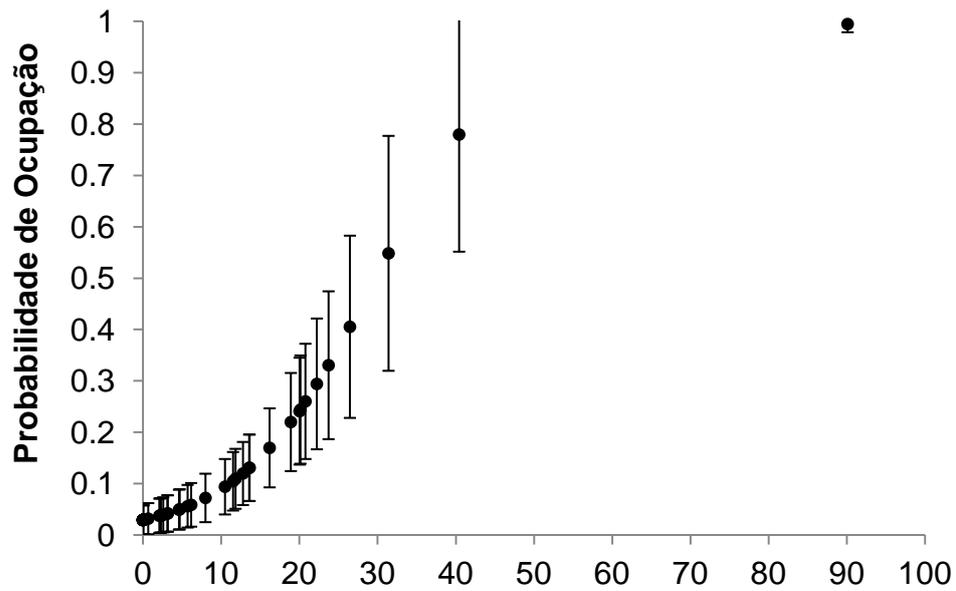
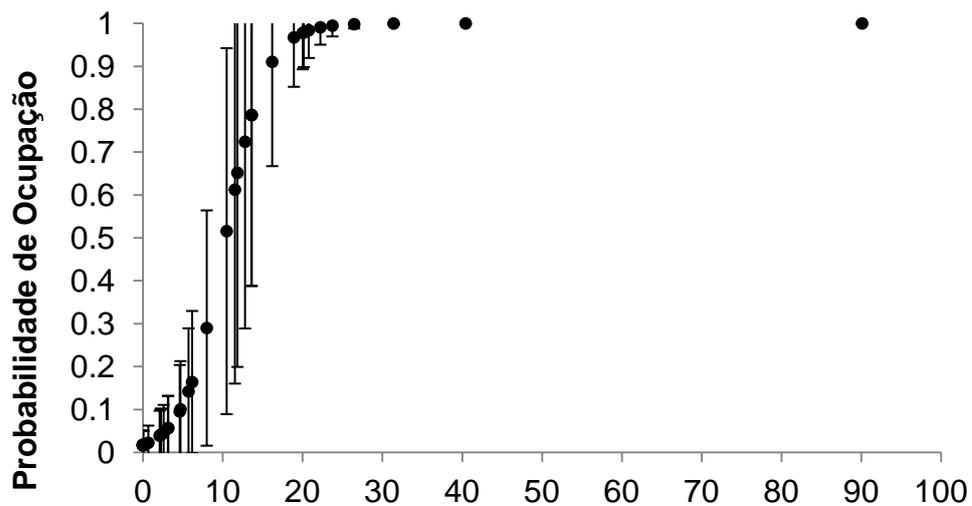
	<i>Oecomys cleberi</i>		<i>Didelphis albiventris</i>
	ψ [Quantidade_de_Mata] p[.]	ψ [Matriz] p[.]	ψ [Quantidade_de_Mata] p[.]
Intercepto	-2.217 (0.623)	-6.170 (3.281)	0.232 (1.789)
Quantidade_de_Mata	1.697 (0.737)		5.638 (3.787)
Matriz.reflorestamento		-7.625 (5.055)	
Matriz.area_aberta		-1.048 (0.851)	
Matriz.area_varzea		0.714 (0.696)	
Matriz.atividade_humana		0.815 (0.882)	

3.3.2. *Didelphis albiventris*

Foram gerados quatro modelos para esta espécie. O modelo mais parametrizado ($k=6$) apresentou um $\hat{c}=1.08$ e um valor de $p=0.27$, indicando um bom ajuste aos nossos dados. *Didelphis albiventris* foi detectado em 14 sítios, com uma ocupação de sítios original ("naive occupancy") de 0,25. Nós não encontramos efeitos das variáveis testadas na probabilidade de detecção (modelos apresentaram erros de convergência). Assim este parâmetro foi melhor modelado como uma função constante ($p[.]$). No entanto, apenas o modelo representando a quantidade de mata remanescente na paisagem ($\psi[\text{Quantidade_de_Mata}] p[.]$) não apresentou erro de convergência, com um peso de 99% relação ao modelo nulo (Tabela 3). Assim como para *O. cleberi*, este modelo indica uma influência positiva da quantidade de mata remanescente na ocupação desta espécie (Intervalo de confiança de 95% dos coeficientes beta não sobrepondo 0) (Tabela 4), e indica a existência de um possível limiar, em torno de 20% de cobertura por mata remanescente, abaixo do qual as probabilidades de ocupação desta espécie decrescem abruptamente (Figura 6).

4. Discussão

Nossos resultados mostraram que características de estrutura da paisagem representaram uma melhor explicação, em relação ao tipo de habitat local, para a ocupação de ambas espécies analisadas. Os modelos mais plausíveis incluíam a quantidade de mata remanescente disponível, com efeitos positivos tanto para a ocupação da espécie especialista de floresta quanto para a espécie generalista e, ao contrário do esperado, a composição da matriz também foi relevante, embora com menos força, para a ocupação da espécie especialista, mas não da espécie generalista. Ainda que a grande maioria das paisagens apresentaram porcentagens inferiores ao limiar de fragmentação (30%)

Oecomys cleberi*Didelphis albiventris*

Proporção de mata remanescente na paisagem

Figura 6: Probabilidade de ocupação pelo roedor especialista de floresta *Oecomys cleberi* e pelo marsupial generalista de habitat *Didelphis albiventris* em função da quantidade de mata remanescente em 40 paisagens na RPPN Foz do Aguapeí, SP, 2014. Barras verticais correspondem ao erro padrão das estimativas de ocupação em cada local amostrado.

abaixo do qual seria esperado que os efeitos do arranjo espacial começassem a aparecer (Andrén 1994), seu efeito isolado no presente estudo não foi corroborado para nenhuma das espécies analisadas. Similar aos nossos resultados, outros autores encontraram que em geral, a influência da porcentagem de cobertura de habitat sobre as medidas de biodiversidade tem um efeito muito maior do que a fragmentação por si (configuração) (McGarigal & McComb 1995, Trzcinski et al. 1999, Fahrig 2003, Fahrig 2013).

Roedores do gênero *Oecomys* compreendem espécies preferencialmente frugívoras e habitam variados tipos de floresta (Bonvicino et al. 2002, Reis et al. 2011, Santos-Filho et al. 2012). Apresentam taxas de movimentos muito baixas ou inexistentes entre fragmentos envoltos por áreas abertas, mesmo quando a distância média entre esses fragmentos é menor do que 100m (Pires et al. 2002), desse modo a quantidade de mata disponível pode influenciar as chances deste roedor de encontrar bons itens alimentares e sítios para nidificar na escala de território individual. Além da quantidade de habitat, a ocupação do roedor especialista de floresta *O. cleberi* também foi influenciada pela adequabilidade dos ambientes de matriz. Isto pode ser explicado pelo fato de que especialistas de habitat tem um resposta negativa mais pronunciada aos tipos de cobertura de não-habitat na paisagem (Pires et al. 2002, Tischendorf et al. 2003, Santos-Filho et al. 2008, Estavillo et al. 2013), como o observado no presente estudo para proporções de cobertura das matrizes área aberta e reflorestamento influenciando negativamente as probabilidade de ocupação desta espécie. Fora da floresta estacional este roedor foi capturado apenas em vegetação de várzea do tipo "Buritizal", em trecho adensado de buritis, como registrado previamente registrada a ocorrência do gênero em formação semelhante (Santos-Filho et al. 2012). Dessa forma, a presença desta formação natural pode estar contribuindo para a ocupação desta espécie, visto que o sítio amostral localizado nesta formação ocorreu em uma paisagem que apresentou

apenas 10% de cobertura por mata remanescente, para o qual estimamos uma probabilidade de ocupação extremamente baixa (1%).

Didelphis albiventris é uma espécie com hábitos generalistas e elevada capacidade de utilizar diferentes nichos (Cerqueira 1985, Almeida et al. 2008, Cáceres 2012). No entanto, no presente estudo a composição de matriz não representou um bom modelo explicando a ocupação desta espécie, havendo apenas uma captura desta espécie em área não florestal, na matriz área aberta. Estudos recentes encontraram que as chances de ocorrência de espécies na matriz dependeu fortemente da proporção de floresta madura remanescente na paisagem (Lindenmayer & Hobbs 2004, Estavillo et al. 2013). Um estudo realizado com pequenos mamíferos em área de Mata Atlântica, encontrou que, embora os generalistas de habitat tenham ocorrido mais comumente na matriz do que os especialistas de floresta, eles ocuparam a matriz apenas nas três paisagens mais florestadas do estudo (25, 35 e 45%), no entanto o padrão de aumento na abundância e diversidade de generalistas foi mais evidente em florestas (Estavillo et al. 2013). Isto pode explicar a baixa ocorrência em área de matriz e assim ausência de influência do tipo matriz na ocupação desta espécie nas paisagens amostradas, pois 77% delas apresentaram quantidades inferiores a 20% de cobertura por mata remanescente.

Embora estudos recentes examinando a influência de características de paisagem na riqueza e abundância de pequenos mamíferos sugiram que os generalistas sejam afetados positivamente pela redução da cobertura florestal assim como pela diversidade de componentes da paisagem (Pardini 2004, Umetsu & Pardini 2007, Pardini et al. 2010) nos resultados indicam que a disponibilidade de mata remanescente mostrou ser o fator primordial para a ocupação do generalista *Didelphis albiventris*. Isto pode ser explicado devido ao hábito desta espécie em utilizar ocos de árvores para se abrigar e nidificar, sendo este um recurso que pode ser facilmente encontrado em

florestas antigas, sendo pouco provável de ser encontrado nos demais tipos de cobertura obtidos no presente estudo, mesmo nos reflorestamentos, visto que são relativamente recentes (6-9 anos) (Munro et al. 2007, Smith 2007, Reis et al. 2011). Para *D. albiventris*, os efeitos da redução da quantidade de mata na probabilidade de ocupação apareceram a partir de 20% de cobertura, abaixo do qual as probabilidades de ocupação desta espécie decresceram abruptamente. Um limiar de fragmentação da paisagem em torno de 30% de cobertura florestal é esperado a conduzir as espécies através de limiares de extinção, com espécies desaparecendo rapidamente de todas as manchas na paisagem provavelmente devido ao aumento exponencial da distância entre manchas em paisagens com 10-20% de habitat remanescente (Andrén 1994, Fahrig 2002, Pardini et al. 2010, Banks-Leite et al. 2014). O resultado do aumento do isolamento de populações em manchas conduz a menor abundância devido a falta de imigrantes bem como do risco de extinção por efeitos estocásticos (Fahrig & Paloheimo 1988, Bowman et al. 2002, Fischer & Lindenmayer 2007) , e assim possivelmente às baixas probabilidades de ocupação observadas abaixo dos 20% de cobertura por mata remanescente para a espécie generalista e 30% para a espécie especialista. Em um estudo realizado com pequenos mamíferos em área de Mata Atlântica, Forero-Medina & Vieira (2009) notaram que, em geral, espécies com maior tamanho corporal possuem uma maior capacidade de detecção de fragmentos a maiores distâncias. Neste estudo, os autores registraram a capacidade máxima de 200m para *Didelphis aurita* (Didelfídeo de tamanho corporal semelhante a *D. albiventris*), indicando que essas espécies teriam dificuldade para se mover entre fragmentos distanciados a mais de 200m. Esta pode ser a razão das probabilidades de ocupação de *D. albiventris*, o qual pode pesar até 2kg, serem consideravelmente maiores nas paisagens altamente fragmentadas do presente estudo (<30% de cobertura por mata) em relação às probabilidades de ocupação de *O.*

cleberi, que é a menor espécie do gênero, de peso médio inferior a 100g, e assim possivelmente mais sensível ao isolamento em distâncias ainda menores.

Estudos anteriores indicam que o uso e seleção de habitats por espécies do gênero *Didelphis* pode variar de acordo com a estação do ano, com a idade do indivíduo e durante a estação reprodutiva (Hossler et al. 1994, Cáceres 2003). Indivíduos mais velhos, maiores e mais pesados tendem a usar áreas maiores que os animais mais jovens. Além disso, machos jovens de *D. albiventris* podem se fixar em fragmentos de floresta até tornarem-se adultos, quando então começam a se dispersar para outras áreas (Cáceres, 2012). Ainda que não testada quanto a sua significância, neste estudo quase 70% das capturas que ocorreram em mata remanescente, foram de machos de tamanho corporal relativamente pequeno, e assim possivelmente jovens (obs. pessoal). No entanto, essas características, bem como a influência das variações temporais no uso e seleção de habitats por estes marsupiais não foram incluídas no modelos do presente estudo. É importante destacar que o presente estudo focou na distribuição das espécies durante um pequeno período de tempo, desse modo, estudos futuros envolvendo a ocupação e desta espécie deveriam incluir estas informações sobre sua biologia e variação temporal na seleção de habitat, uma vez que poderiam gerar respostas diferentes à características de paisagem em relação ao aqui observado ou diferentes respostas variando com a estação do ano (Mackenzie et al. 2006).

Incorporando a detecção imperfeita nas nossas análises nós evitamos vieses associados com o pressuposto da detecção perfeita, especialmente por se tratar de um grupo com, em geral, baixas probabilidades de detecção (MacKenzie et al. 2006, Sarmiento et al. 2010, Urban & Swihart 2009). Embora nós não possamos afirmar com certeza a existência de um limiar crítico para ambas espécies, devido à falta de paisagens com grandes quantidades de mata remanescente no presente estudo, os

resultados aqui apresentados indicam que estudos de modelagem de ocupação podem ser muito úteis na detecção de limiares, além de necessitarem de relativamente menos esforço comparado à estudos direcionados a riqueza e abundância (MacKenzie et al. 2002).

Estudos recentes indicam que as oportunidades para recuperação da biodiversidade através de manejo local e restauração da vegetação nativa são melhores em níveis intermediários de cobertura florestal (30%), de forma que baixas porcentagens de cobertura florestal (10%) podem não ser suficientes para reverter extinções causadas pelo desmatamento (Hanski & Ovaskainen 2002, Lira et al. 2012, Pardini et al. 2010, Mortelliti et al. 2011). Assim a ausência de detecções nos cinco sítios de reflorestamento pode ser um resultado das porcentagens de cobertura florestal inferiores as 10% nessas paisagens, para as quais as probabilidades de ocupação estimadas de ambas espécies analisadas foi inferior a 1%.

Nossos resultados mostram que, a despeito das diferenças na habilidade de utilizar diferentes tipos de matrizes, a quantidade de mata remanescente foi o principal responsável pelos padrões de ocupação das espécies analisadas (Fahrig 1998, Trzcinski et al. 1999, Mortelliti et al. 2011), e reforçam a importância do desenvolvimento de planos de conservação que considerem processos na escala de paisagem (Lindenmayer et al. 2008, Gardner et al. 2009, Pardini et al. 2010). Nós sugerimos ainda que as respostas à estrutura da paisagem podem ser contexto-específica, dependendo da biologia das espécies estudadas.

5. Literatura citada

Almeida AJD, Torquetti CG & Talamoni SA. 2008. Use of space by neotropical marsupial *Didelphis albiventris* (Didelphimorphia: Didelphidae) in an urban forest fragment. *Revista Brasileira de Zoologia*, 25(2): 214-219.

- Andrén H. 1992. Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. *Ecology* 73(3): 794-804.
- Andrén H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71(3): 355-366.
- Banks-Leite C, Pardini R, Tambosi LR, Pearse WD, Bueno AA, Bruscagin RT, Condez TH, Dixo M, Igari AT, Martensen AC, Metzger JP. (2014). Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science* 345(6200): 1041-1045.
- Brennan JM, Bender DJ, Contreras TA, & Fahrig L. 2002. Focal patch landscape studies for wildlife management: optimizing sampling effort across scales. In: *Integrating landscape ecology into natural resource management* (Eds. L Jianguo & WW Taylor), pp. 68-91. Cambridge University Press.
- Bissonette JA & Storch I. 2007. *Temporal dimensions of landscape ecology*. New York, Springer, 284 pp.
- Bonvicino CR, Lindbergh SM & Maroja LS. 2002. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic Forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. *Brazilian Journal of Biology* 62(4B): 765-774.
- Bowman J, Jaeger JA & Fahrig L. 2002. Dispersal distance of mammals is proportional to home range size. *Ecology* 83(7): 2049-2055.
- Brewer SW & Rejmánek M. 1999. Small rodents as significant dispersers of tree seeds in a Neotropical forest. *Journal of Vegetation Science* 10(2): 165-174.
- Brown JH & Kodric-Brown A. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology* 58(2): 445-449.
- Burnham KP & Anderson DR. 2002. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*, Second Edition. Springer Science & Business Media, 488 pp.
- Burnham KP & Anderson DR. 2004. Multimodal inference: understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological methods & research* 33: 261-304.
- Cáceres NC. 2003. Use of the space by the opossum *Didelphis aurita* Wied-Newied (Mammalia, Marsupialia) in a mixed forest fragment of southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 20(2): 315-322.
- Cáceres NC, Nápoli RP & Hannibal W. 2011. Differential trapping success for small mammals using pitfall and standard cage traps in a woodland savannah region of southwestern Brazil. *Mammalia* 75(1): 45-52.
- Cáceres NC. 2012. *Os Marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e conservação*. Editora UFMS, 498pp.
- Carlos HSA. 2006. *Uso de corredores florestais e matriz de pasto por pequenos mamíferos em Mata Atlântica*. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, 56 pp.
- Câmara IG. 2003. Brief history of conservation in the Atlantic Forest. In: *The Atlantic Forest of South America: Biodiversity status, threats, and outlook* (Eds. C Galindo-Leal, IG Câmara), pp. 31-42. Island Press, Washington.
- Cerqueira R. 1985. The distribution of *Didelphis* in South America (Polyprotodontia, Didelphidae). *Journal of Biogeography* 12(2): 135-145.
- Clavel J, Julliard R & Devictor V. 2010. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization?. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9(4): 222-228.
- Colles A, Liow LH & Prinzing A. 2009. Are specialists at risk under environmental change? Neoecological, paleoecological and phylogenetic approaches. *Ecology Letters* 12(8): 849-863.

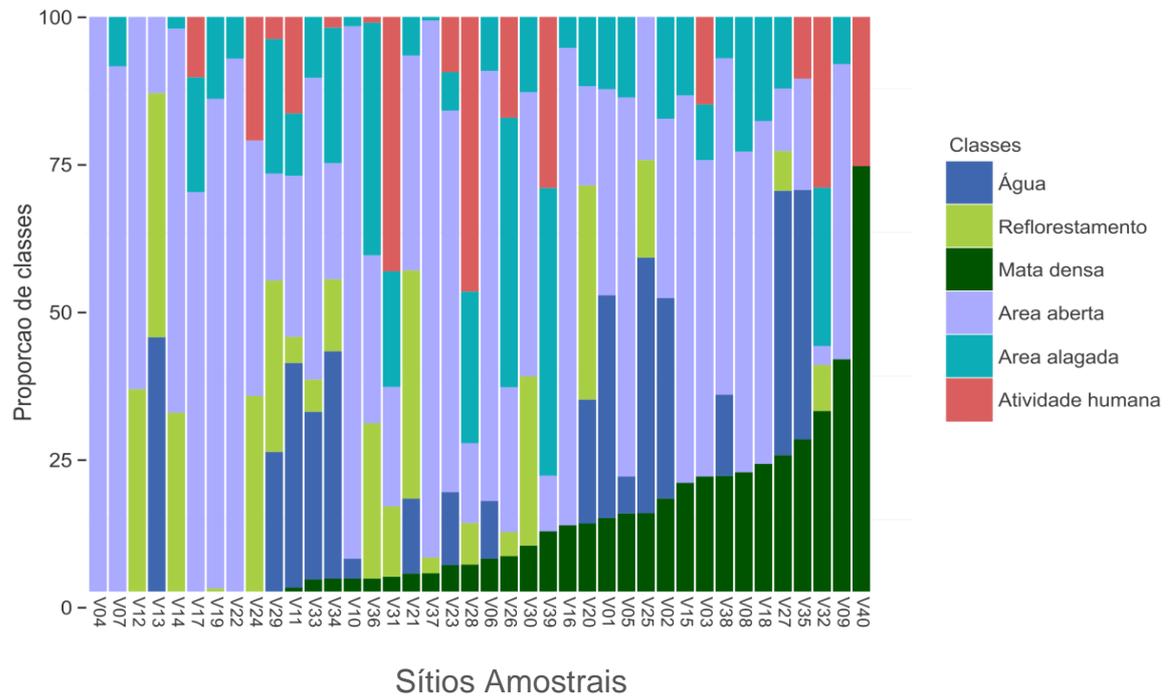
- Collier BA, Morrison ML, Farrell SL, Campomizzi AJ, Butcher JA, Hays KB, Mackenzie DI & Wilkins RN. 2010. Monitoring golden-cheeked warblers on private lands in Texas. *Journal of Wildlife Management* 74(1): 140-147.
- Cooch EG & White GC. 2015. Program MARK: A Gentle Introduction. 14th Edition. <http://www.phidot.org/software/mark/docs/book>.
- Dean, W. 1996. A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. Companhia das Letras, São Paulo, 484pp.
- Driscoll DA, Banks SC, Barton PS, Lindenmayer DB & Smith AL. 2013. Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. *Trends in ecology & evolution* 28(10): 605-613.
- Estavillo C, Pardini R & da Rocha PLB. 2013. Forest loss and the biodiversity threshold: an evaluation considering species habitat requirements and the use of matrix habitats. *PLoS ONE* 8(12): e82369.
- Fahrig L & Paloheimo J. 1988. Determinants of local population size in patchy habitats. *Theoretical Population Biology*, 34(2): 194-213.
- Fahrig L. 1998. When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? *Ecological Modelling* 105: 273–292.
- Fahrig L. 2001. How much habitat is enough?. *Biological conservation* 100(1): 65-74.
- Fahrig L. 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: A synthesis*. *Ecological applications* 12(2): 346-353.
- Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics* 34: 487-515.
- Fahrig L. 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography* 40(9): 1649-1663.
- Fahrig L, Baudry J, Brotons L, Burel FG, Crist TO, Fuller RJ, Sirami C, Sisiwardena GM & Martin JL. 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology letters* 14(2): 101-112.
- Fischer J & Lindenmayer DB. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16(3): 265-280.
- Forero-Medina G & Vieira MV. 2009. Perception of a fragmented landscape by neotropical marsupials: effects of body mass and environmental variables. *Journal of Tropical Ecology* 25(01): 53-62.
- Gascon C, Lovejoy TE, Bierregaard Jr RO, Malcolm JR, Stouffer PC, Vasconcelos HL, Laurance WF, Zimmerman B, Tocher M & Borges S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91(2): 223-229.
- Gardner TA, Barlow J, Chazdon R, Ewers RM, Harve, CA, Peres CA & Sodhi NS. 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters* 12(6): 561-582.
- Gheler-Costa C. 2006. Distribuição e abundância de pequenos mamíferos em relação a paisagem da bacia do Rio Passa-Cinco, São Paulo, Brasil. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, 91 pp.
- Guillera-Arroita G, Lahoz-Monfort JJ, MacKenzie DI, Wintle BA & McCarthy MA. 2014. Ignoring Imperfect Detection in Biological Surveys Is Dangerous: A Response to 'Fitting and Interpreting Occupancy Models'. *PLoS ONE* 9(7): e9957.
- Hanski I & Ovaskainen O. 2002. Extinction debt at extinction threshold. *Conservation biology* 16(3): 666-673.
- Henle K, Davies KF, Kleyer M, Margules C & Settele J. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity & Conservation* 13(1): 207-251.
- Horváth A, March IJ & Wolf JHD. 2001. Rodent diversity and land use in Montebello, Chiapas, Mexico. *Studies on Neotropical fauna and environment* 36(3): 169–176.

- Hossler RJ, McAninch JB & Harder JD. 1994. Maternal denning behavior and survival of juveniles in opossums in southeastern New York. *Journal of Mammalogy* 75(1): 60-70.
- Jackson HB & Fahrig L. 2012. What size is a biologically relevant landscape?. *Landscape ecology* 27(7): 929-941.
- Julliard R, Jiguet F & Couvet D. 2004. Common birds facing global changes: what makes a species at risk?. *Global Change Biology*, 10(1): 148-154.
- Lindenmayer DB & Hobbs RJ. 2004. Fauna conservation in Australian plantation forests—a review. *Biological Conservation* 119(2): 151-168.
- Lira PK, Ewers RM, Banks-Leite C, Pardini R & Metzger JP. 2012. Evaluating the legacy of landscape history: extinction debt and species credit in bird and small mammal assemblages in the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Applied Ecology* 49(6): 1325-1333.
- Lima MM & Mariano-Neto E. 2014. Extinction thresholds for Sapotaceae due to forest cover in Atlantic Forest landscapes. *Forest Ecology and Management* 312: 260-270.
- McGarigal K, & McComb WC. 1995. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range. *Ecological monographs*, 65(3): 235-260.
- Lindenmayer D, Hobbs RJ, Montague-Drake R, Alexandra J, Bennett A, Burgman M, et al. 2008. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology letters* 11(1): 78-91.
- MacKenzie DI, Nichols JD, Lachman GB, Droege S, Andrew Royle J & Langtimm CA. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8): 2248-2255.
- MacKenzie DI, Nichols JD, Royle JA, Pollock KP, Bailey LL & Hines JE. 2006. *Occupancy estimation and modeling: Inferring patterns and dynamics of species occurrence*. San Diego, Academic Press, 324 pp.
- McKinney ML. 1997. Extinction vulnerability and selectivity: combining ecological and paleontological views. *Annual Review of Ecology and Systematics* 495-516.
- Manley PN, Zielinski WJ, Schlesinger MD, & Mori SR. 2004. Evaluation of a multiple-species approach to monitoring species at the ecoregional scale. *Ecological Applications* 14(1): 296-310.
- Martin AE & Fahrig L. 2012. Measuring and selecting scales of effect for landscape predictors in species-habitat models. *Ecological Applications* 22(8): 2277-2292.
- Mortelliti A, Amori G, Capizzi D, Cervone C, Fagiani S, Pollini B & Boitani L. 2011. Independent effects of habitat loss, habitat fragmentation and structural connectivity on the distribution of two arboreal rodents. *Journal of Applied Ecology* 48(1): 153-162.
- Moura MC, Grelle CEV & Bergallo HG. 2008. How does sampling protocol affect the richness and abundance of small mammals recorded in tropical forest? An example from the Atlantic Forest, Brazil. *Neotropical Biology and Conservation* 3(2): 51-58.
- Munro NT, Lindenmayer DB & Fischer J. 2007. Faunal response to revegetation in agricultural areas of Australia: a review. *Ecological Management & Restoration* 8(3): 199-207.
- Neto JLS. 2005. Decálogo da climatologia do sudeste brasileiro. *Revista Brasileira de Climatologia* 1(1): 43-60.
- Paine CT & Beck H. 2007. Seed predation by neotropical rain forest mammals increases diversity in seedling recruitment. *Ecology* 88(12): 3076-3087.
- Pardini R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity & Conservation* 13(13): 2567-2586.

- Pardini R, de Souza SM, Braga-Neto R & Metzger JP. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124(2): 253-266.
- Pardini R & Umetsu F. 2006. Non-volant small mammals from the Morro Grande Forest Reserve: distribution of species and diversity in an Atlantic Forest area. *Biota Neotropica* 6(2): 1-22.
- Pardini R, Bueno ADA, Gardner TA, Prado PI & Metzger JP. 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PloS One* 5(10): e13666.
- Passamani M & Ribeiro D. 2009. Small mammals in a fragment and adjacent matrix in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 69(2): 305-309.
- Pires AS, Lira PK, Fernandez FA, Schittini GM & Oliveira LC. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 108(2): 229-237.
- Plano de Manejo do Parque estadual do Aguapeí (PEA). 2012. Fundação Florestal. Secretaria do meio ambiente. Governo do estado de São Paulo. http://fflorestal.sp.gov.br/files/2012/01/PEAguapei/Volume_principal_anexos/2_Iniciais_introducao_enfoques_descricao.pdf. Acessado em 27 de agosto de 2013.
- Prevedello JA, Forero-Medina G & Vieira MV. 2011. Does land use affect perceptual range? Evidence from two marsupials of the Atlantic Forest. *Journal of Zoology* 284(1): 53-59.
- Püttker T, Bueno AA, de Barros CDS, Sommer S & Pardini R. 2011. Immigration rates in fragmented landscapes-empirical evidence for the importance of habitat amount for species persistence. *PLoS One* 6(11): e27963.
- Püttker T, Bueno AA, de Barros CDS, Sommer S & Pardini R. 2013. Habitat specialization interacts with habitat amount to determine dispersal success of rodents in fragmented landscapes. *Journal of Mammalogy* 94(3): 714-726.
- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Rambaldi DM & Oliveira DASD. 2003. Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília, MMA/SBF, 510 pp.
- Reis NR, Peracchi AL, Pedro WA & Lima IP. 2011. Mamíferos do Brasil. 2a ed. Londrina, 439 pp.
- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ & Hirota MM. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological conservation* 142(6): 1141-1153.
- Ricketts TH. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist* 158(1): 87-99.
- Santos-Filho M, da Silva DJ & Sanaiotti TM. 2006. Efficiency of four trap types in sampling small mammals in forest fragments, Mato Grosso, Brazil. *Mastozoología Neotropical* 13: 217-225.
- Santos-Filho M, Frieiro-Costa F, Ignácio ARA & Silva MNF. 2012. Use of habitats by non-volant small mammals in Cerrado in Central Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 72(4): 893-902.
- Santulli G, Palazón S, Melero Y, Gosálbez J & Lambin X. 2014. Multi-season occupancy analysis reveals large scale competitive exclusion of the critically endangered European mink by the invasive non-native American mink in Spain. *Biological Conservation* 176: 21-29.

- Sarmento PB, Cruz J, Eira C & Fonseca C. 2010. Modeling the occupancy of sympatric carnivorans in a Mediterranean ecosystem. *European journal of wildlife research* 57(1): 119-131.
- Smith P. 2007. FAUNA Paraguay Handbook of the Mammals of Paraguay. <http://www.faunaparaguay.com/mammalshb1.pdf>.
- Tischendorf L, Bender DJ, & Fahrig L. 2003. Evaluation of patch isolation metrics in mosaic landscapes for specialist vs. generalist dispersers. *Landscape Ecology* 18(1): 41-50.
- Trzcinski MK, Fahrig L, & Merriam G. 1999. Independent effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds. *Ecological Applications* 9(2): 586-593.
- 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(4): 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* 31(3): 359-370.
- Urban NA & Swihart RK. 2009. Multiscale perspectives on occupancy of meadow jumping mice in landscapes dominated by agriculture. *Journal of Mammalogy* 90(6): 1431-1439.
- Vieira EM, Pizo MA & Izar P. 2003. Fruit and seed exploitation by small rodents of the Brazilian Atlantic forest. *Mammalia* 67(4): 533-540.
- Warren MS, Hill JK, Thomas JA, Asher J, Fox R, Huntley B, Roy DB, Telfer MG, Jeffcoate S, Harding P, et al. (2001). Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature* 414(6859): 65-69.
- Wijesinghe MR & de LBrooke M. 2005. Impact of habitat disturbance on the distribution of endemic species of small mammals and birds in a tropical rain forest in Sri Lanka. *Journal of tropical ecology* 21(6): 661-668.

6. Anexos



Anexo 1. Proporção das seis grandes classes nas 40 paisagens com de 500m de raio na RPPN Foz do Aguapeí, SP, 2014.

Anexo 2. Referências para a pontuação das classes (originais e interfaces), sobre cada espécie alvo (Anexo 2):

Para atribuir o tipo de influência de cada classe e interface sobre a ocorrência de *O. cleberi* (especialista de floresta) nós consideramos positivas apenas vegetação densa de porte arbóreo. Assim, consideramos apenas a classe Mata Densa e trechos adensados da formação de vereda localmente conhecida como Buritizal. Reflorestamento recente (6-9 anos), foi considerado neutro tanto para *O. cleberi* como para *D. albiventris* devido a similaridade estrutural desse tipo de vegetação com as florestas nos remanescentes, podendo assim ser utilizado como corredor (Gascon et al. 1999).

Para atribuir o tipo de influência das cada classes e interfaces sobre a ocorrência *D. albiventris* (generalista de hábitat, capaz de utilizar diferentes matrizes) foram considerados positivo tanto vegetação densa de porte arbóreo e áreas úmidas, como matriz de cana-de-açúcar, assim como matrizes de agricultura como plantações de café e silvicultura (Gascon et al. 1999, Gheler-Costa 2006, Munro et al. 2007, Passamani & Ribeiro 2009, Reis et al. 2011, Martin et al 2012). Áreas abertas e pastagens abandonadas foram consideradas neutra para esta espécie devido a tolerância e capacidade de cruzar tais matrizes (Pires et al. 2002, Prevedello et al. 2011). Pastagens utilizadas para pecuária (pasto ativo) foram consideradas negativas para ambas espécies, pois a presença do gado e a baixa cobertura de vegetação favorecem o risco de morte e a predação (Carlos 2006) (Tabela 5).

Anexo 3. Influência de classes e interfaces de contato na ocorrência *Oecomys cleberi* (Oc) e *Didelphis albiventris* (Da), obtidas através do mapeamento de 40 paisagens na escala de 500m de extensão na RPPN Foz do Aguapeí.

Classes e Interfaces¹	Oc	Da
Ag	-1	-1
PAb	-1	0
PAb Ag	-1	-1
PS	-1	0
PS Ag	-1	0
PS PAb	-1	0
VAr	0	1
VAr Ag	-1	1
VAr PS	-1	0
VC	-1	0
VC Ag	-1	0
VC PA	-1	0
VC PS	-1	0
VC PS PAb	-1	0
VC VAr	-1	0
Rf	0	0
Rf PAb	-1	0
Rf PS	-1	0
Rf VC	-1	0
MR	-1	0
MR Ag	-1	1
MR PAb	-1	0
MR PS	-1	0
MR VAr	-1	1
MR VC	-1	0
MD	1	1
MD Ag	1	1
MD PAb	0	1
MD PS	0	1
MD VAr	0	1
MD VC	0	1
PAt	-1	-1
PAt Rf	-1	-1
PAt MD	-1	-1
CC	-1	0
PH	-1	0
PH Rf	-1	-1
BD	1	1
BR	0	0
BR BD	1	1

Continua

Continuação do Anexo 3

CO	-1	0
VA	-1	0
VA Ag	-1	-1
VA PAb	-1	-1
VA PS	-1	-1
VA Var	-1	0
VA VC	-1	0
VA Rf	-1	0
VA MR	-1	0
VA MD	1	1
VA MD Ag	1	1

¹Ag-Água; PAb-Pasto Abandonado; PS-Pasto Sujo; VAr-Várzea arbórea; VC-Várzea Campo; Rf-Reflorestamento; MR-Mata Rala; MD-Mata Densa; PAt-Pasto Ativo; CC-Cultivo de Cana; PH- Presença Humana; BD-Buritizal Denso; BR-Buritizal Ralo; CO-Cultivo Outros; VA-Várzea Alagada.