

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS

DARA MARIA OLIVEIRA PEREIRA

**A PERMEABILIDADE DA MATRIZ INFLUENCIA A ESTRUTURA DA
COMUNIDADE DE MÉDIOS E GRANDES MAMÍFEROS?**

Alfenas/MG

2022

DARA MARIA OLIVEIRA PEREIRA

A PERMEABILIDADE DA MATRIZ INFLUENCIA A ESTRUTURA DA COMUNIDADE
DE MÉDIOS E GRANDES MAMÍFEROS?

Dissertação apresentada como parte dos requisitos
para obtenção do título de Mestre em Ciências
Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas.
Área de concentração: Ciências Ambientais.

Orientador: Dr. Rogério Grassetto T. da Cunha
Coorientadora: Dr^a. Sara Ribeiro Mortara

Alfenas/MG

2022

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal de Alfenas
Biblioteca Central – Campus Sede

Pereira, Dara Maria Oliveira
P436e A permeabilidade da matriz agrícola influencia na comunidade de
médios e grandes mamíferos? / Dara Maria Oliveira Pereira – Alfenas,
MG, 2022.
52 f.: il. –

Orientador: Rogério Grassetto Teixeira da Cunha.
Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade
Federal de Alfenas, 2021.
Bibliografia.

1. Permeabilidade. 2. Sazonalidade. 3. Estrutura. 4. Homogeneização.
5. Diversidade-beta. I. Cunha, Rogério Grassetto Teixeira da. II. Título.

CDD- 577

DARA MARIA OLIVEIRA PEREIRA

"A permeabilidade da matriz agrícola influencia na comunidade de médios e grandes mamíferos?"

A Banca examinadora abaixo-assinada aprova a Dissertação apresentada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas. Área de concentração: Ciências Ambientais.

Aprovada em: 13 de agosto de 2021

Prof. Dr. Rogério Grassetto Teixeira da Cunha

Instituição: Universidade Federal de Alfenas

Dr. Rodolpho Credo Rodrigues

Instituição: Universidade de São Paulo

Dr. Renato Richard Hilário

Instituição: Universidade Federal do Amapá



Documento assinado eletronicamente por **Rogério Grassetto Teixeira da Cunha, Professor do Magistério Superior**, em 13/08/2021, às 16:15, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Renato Richard Hilário, Usuário Externo**, em 13/08/2021, às 16:37, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Rodolpho Credo Rodrigues, Usuário Externo**, em 16/08/2021, às 10:45, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.unifal-mg.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **0574476** e o código CRC **48C7A760**.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, aos meus pais Maria do Carmo e Marcos, por serem os meus maiores incentivadores e batalharem arduamente para que eu tivesse o privilégio de estudar.

Ao meu orientador, professor Dr. Rogério e à minha coorientadora Dra. Sara, pela disponibilidade, apoio, compreensão, dedicação e ensinamentos compartilhados comigo, chegando até o final.

Ao PPGCA, professores e colaboradores da UNIFAL.

Ao meu companheiro, amigos e colegas que, de alguma forma, contribuíram para a execução deste trabalho e me deram o seu apoio.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

A reação mais comum da mente humana a uma conquista
não é satisfação, e sim o anseio por mais.

Yuval Noah Harari, 2016.

RESUMO

A Mata Atlântica encontra-se altamente devastada. Por ser uma ecorregião com elevado número de endemismos, é preocupante a sua perda de biodiversidade. No século atual, a perda de espécies por influências antrópicas é muito maior do que a perda natural de espécies, e é de extrema importância a compreensão de como os fatores estruturais e sazonais das matrizes agrícolas influenciam na perda de biodiversidade e na homogeneização em comunidades biológicas. Este trabalho teve por objetivo testar a hipótese de que as matrizes agrícolas de estruturas mais simples e mais sazonais contribuem para a homogeneização das comunidades. Para a realização do trabalho, utilizamos dados de presença e ausência de mamíferos de médio e grande porte (massa corporal > 1kg) da Mata Atlântica Brasileira juntamente com dados do uso do solo e realizamos o cálculo da diversidade-beta por meio de modelos lineares mistos, analisando a melhor escala. Nossos resultados mostraram que a estrutura não é uma variável a se considerar e que as culturas mais sazonais têm mais diversidade beta total do que as menos sazonais, o que foi contrário à nossa hipótese inicial. A hipótese da homogeneização biótica promovida por uma maior sazonalidade das matrizes foi rejeitada para a diversidade beta total e corroborada para sua componente de substituição.

Palavras-chave: Permeabilidade; Sazonalidade; Estrutura; Homogeneização; Diversidade-beta.

ABSTRACT

The Atlantic Forest is mostly devastated. Being a highly endemic biome, the loss of his biodiversity is worrying. In the current century, the loss of species is much greater than the background and it is extremely important to understand how structural and seasonal factors of agricultural matrices influence the loss of biodiversity and biotic homogenization. This work aimed to test the hypothesis that agricultural matrices with simpler and more seasonal structures contribute to the homogenization of communities. To carry out the work, we used data from medium and large mammals from the Brazilian Atlantic Forest along with land use data and we performed the calculation of beta-diversity through mixed linear models, analyzing the best scale. Our results showed that structure is not a variable to consider and that more seasonal crops have more total beta diversity than less seasonal ones, which was contrary to our initial hypothesis. The hypothesis of biotic homogenization promoted by a greater seasonality of the matrices was rejected for the total beta diversity and corroborated for its turnover component.

Keywords: Permeability; Seasonality; Estructure; Homogenization; Beta-diversity.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Representação de padrão de aninhamento de espécies	13
Figura 2 - Representação de padrão de substituição de espécies	14
Figura 3 - Mapa da área de distribuição geográfica dos Mamíferos de Grande e Médio porte na Mata Atlântica Brasileira em relação ao uso do solo	23
Figura 4 - Diversidade beta total em função da distância para diferentes sazonalidades (buffer 100 km)	32
Figura 5 - Diversidade beta substituição em função distância para diferentes estruturas em função da estrutura (buffer de 2 km)	33

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Reclassificação do Mapbiomas para o nosso estudo	25
Tabela 2 - Valores de estrutura e perenialidade para cada subtipo agrícola do MapBiomas	27
Tabela 3 - Modelos utilizados na seleção de modelos para o teste de hipótese	29
Tabela 4 - Escala na qual o efeito das variáveis perenialidade e estrutura é mais forte para cada uma das variáveis resposta	30
Tabela 5 - Seleção de modelos de cada variável resposta para as escalas selecionadas	31
Tabela 6 - Valores dos coeficientes e erro padrão para os modelos de menor AIC para beta total e substituição	32

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2.1 OBJETIVO GERAL.....	13
3.1 ESTRUTURAÇÃO DE COMUNIDADES.....	14
3.2 FRAGMENTAÇÃO, PERDA DE HABITAT E MATRIZES AGRÍCOLAS.....	17
3.3 AMEAÇAS DE EXTINÇÃO AOS MAMÍFEROS DA MATA ATLÂNTICA.....	20
4 JUSTIFICATIVA	23
5 METODOLOGIA	24
5.1 SISTEMA DE ESTUDO	24
5.2 CLASSIFICAÇÃO DO USO DO SOLO	25
5.3 VARIÁVEIS	26
5.3.1 Variáveis Preditoras	26
5.3.2 Variável Resposta	27
5.4 ANÁLISES DE DADOS	28
6 RESULTADOS	30
6.1 EFEITO DE ESCALA	30
6.2 EFEITO DAS VARIÁVEIS	30
8 CONSIDERAÇÕES FINAIS	39
REFERÊNCIAS	40
APÊNDICE A	52

1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é conhecida como um dos vinte e cinco hotspots de biodiversidade mundiais (MYERS, 2000), que são regiões conhecidas mundialmente como possuindo altos índices de riqueza de espécies com elevado grau de ameaça, sendo portanto de alta prioridade de conservação mundial (MYERS *et al.*, 1988). É considerada um dos maiores centros de biodiversidade do planeta, uma vez que abriga cerca de 20 mil espécies vegetais, e possui altos índices de endemismo (MITTERMEIER *et al.*, 2004). Sua fauna é composta por, aproximadamente, 850 espécies de aves, 370 de anfíbios, 200 de répteis, 350 de peixes e 270 de mamíferos (MMA, 2010). Atualmente restam apenas de 11% a 18% de sua área original (RIBEIRO *al.*, 2009), já que grande parte dos ambientes naturais da Mata Atlântica foi eliminada ao longo da ocupação humana, resultando na perda de habitats ricos em recursos biológicos (MMA, 2002). Destas, apenas 36% de toda cobertura vegetal está situada em áreas protegidas (REZENDE *et al.*, 2018). Ainda, os maiores pólos industriais e silviculturais do Brasil se encontram na região, juntamente com os maiores centros urbanos (MMA, 2002).

A região geográfica onde se encontra a Mata Atlântica também é responsável por 70% do PIB nacional, contando com as porções de terras mais produtivas do país (JOLY *et al.*, 2014). Por outro lado, devido ao grande desenvolvimento agrícola na região, os ambientes naturais transformaram-se em um enorme conjunto de pequenos fragmentos florestais isolados rodeados por matrizes agrícolas, silviculturais, de pastagens e urbanas (FONSECA, 1985; JOLY, 2014; LAURANCE, 2009). Esse duplo processo de perda e fragmentação de habitat se mostrou uma das principais causas da perda de biodiversidade (FAHRIG, 2003; PARDINI *et al.*, 2010), principalmente dos mamíferos, uma vez que este grupo é bastante sensível às perturbações no ambiente (CANALE *et al.*, 2012). No entanto, os efeitos da perda de habitat sobre a diversidade variam dependendo de inúmeros fatores ambientais e biológicos. As características das matrizes agrícolas no entorno dos fragmentos compreendem alguns destes fatores, pois relacionam-se com sua maior ou menor permeabilidade e, portanto, com a movimentação dos indivíduos entre os fragmentos. Duas características das matrizes que podem interferir em sua permeabilidade são sua variação temporal e sua complexidade estrutural. A primeira refere-se a variação das paisagens agrícolas nos períodos de cultivo como plantio e colheita (UZÊDA *et al.*, 2011), e a segunda refere-se ao arranjo estrutural das matrizes, como a altura da vegetação e sua forma. A classificação das matrizes quanto a sua perenialidade (culturas anuais, perenes e semi-perenes) pode ser um fator chave na estruturação das comunidades, uma vez que é sabido que o intensivo uso da terra desequilibra

a distribuição dos mamíferos, selecionando diferentes espécies (BEGONI, 2016). O presente estudo tem como objetivo avaliar a influência da permeabilidade da matriz agrícola sobre a estruturação das comunidades de médios e grandes mamíferos da Mata Atlântica.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Objetivamos com esse trabalho entender como os aspectos da estrutura e sazonalidade da matriz agrossilvopastoril influenciam a composição das assembleias de médios e grandes mamíferos e também os componentes da diversidade beta em fragmentos florestais de paisagens fragmentadas. As hipóteses do trabalho são:

I. quanto mais simples a estrutura das matrizes no entorno dos fragmentos, maior é a similaridade entre as comunidades, resultando em uma homogeneização das comunidades. Esta hipótese assume que estruturas mais simples são barreiras mais efetivas à movimentação, aumentando extinções locais dos mamíferos mais especialistas e mantendo a fauna daqueles mais generalistas capazes de cruzar as matrizes;

II. quanto maior a sazonalidade das matrizes no entorno dos fragmentos, maior a similaridade entre as comunidades. O pressuposto desta hipótese é similar ao anterior, com matrizes mais sazonais sendo menos previsíveis e, portanto, impedirem mais a movimentação, que pode ser dificultada em determinadas épocas do ano.

A premissa deste trabalho é que a estruturação de comunidades seja influenciada pelas diferentes matrizes agrícolas. Pressupomos ainda que já houve uma perda de diversidade na maioria dos fragmentos remanescentes de Mata Atlântica e que, a partir destas comunidades já empobrecidas, as matrizes agrossilvopastoris atuem como um filtro ambiental, e que a intensidade deste filtro varia segundo características destas matrizes (por ex.: baixa estrutura e alta sazonalidade), influenciando negativamente a movimentação. Assim, as comunidades com essas características de paisagem tendem a ter uma menor diversidade-beta já que teriam mais movimentação, homogeneizando-as.

Iremos operacionalizar a variável de similaridade nos componentes da diversidade beta total e diversidade beta de substituição, dado que o componente de substituição é o que está diretamente relacionado à homogeneização.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 ESTRUTURAÇÃO DE COMUNIDADES

O termo comunidade pode ser definido como o conjunto de espécies que ocorrem no mesmo lugar, ao mesmo tempo e que interagem umas com as outras (RICKLEFS, 2010), e as comunidades ecológicas podem ser descritas, principalmente, com base nas espécies encontradas nelas e nas suas abundâncias relativas (PILLAR, 2004).

A ecologia de comunidades busca entender os padrões de diversidade ecológica e sua distribuição (VELLEND, 2010). Em 2004, Magurran definiu a diversidade biológica como a variedade e a abundância das espécies presentes em uma área. Assim, a diversidade pode ser definida pelo número de espécies (riqueza), e pelas espécies e suas abundâncias relativas, e equitabilidade (abundância relativa e grau de dominância das espécies) (ODUM, BARRET, 2007).

Segundo Whittaker (1960), os padrões de diversidade podem ser analisados com base em diferentes métricas. Em escala espacial existem três indicadores de diversidade (*alfa*, *beta* e *gama*) que mensuram diferentes aspectos da mesma. A diversidade *alfa* (α) é a diversidade de unidades definidas em um espaço ou comunidade local e representa a diversidade local, ou seja, o número de espécies (riqueza) em uma área de habitat homogêneo (WHITTAKER, 1960). A diversidade *gama* (γ) também representa riqueza e abundância das espécies, porém em escala regional (várias comunidades), ou seja, corresponde ao número total de espécies em todos os habitats dentro de uma determinada área ou região (WHITTAKER, 1960). E a diversidade *beta* (β) compreende a diferença ou variação na composição das espécies entre os locais, ou seja, a diversidade entre habitats (MAGURRAN, 2004; WHITTAKER, 1960).

A diversidade beta mostra a variação da composição das comunidades no espaço e tempo (ANDERSON *et al.*, 2001). Assim, auxilia nos estudos da diversidade entre as comunidades e é importante para a compreensão de como funcionam os ecossistemas e também para a conservação da biodiversidade (BASELGA, 2007). Se os valores de diversidade beta estiverem elevados, significa que cada local é muito diferente dos demais; se os valores da diversidade beta estiverem baixos, significa que cada local é muito similar aos demais, o que indica homogeneização biótica. Portanto, a diversidade beta quantifica o quão homogêneo ou heterogêneo é um conjunto de comunidades locais (BASELGA, 2010; WHITTAKER, 1960).

A diversidade de uma paisagem pode ser definida pelos níveis das diversidades alfa e

beta (MAGURRAN, 1988). Assim, a diversidade beta é uma medida que compara a diversidade em escalas diferentes (alfa e gama) (CHAO, 2012), e pode ser medida de duas formas. A primeira é a partição aditiva da diversidade (β_{add}) que representa quantas espécies estão ausentes em um local em relação à comunidade regional. Essa fórmula expressa numericamente em quantas espécies a beta de cada escala contribui para a diversidade gama total: “beta = gama - alfa ($\beta = \gamma - \alpha$)”; nela alfa e beta são matematicamente dependentes. Na partição aditiva, podemos obter o valor absoluto de espécies faltantes na comunidade local para que ela se assemelhe a comunidade regional, sendo, então, melhor empregada para casos de espécies raras e/ou endêmicas (CHAO, 2012; JOST, 2007; LANDE, 1996; MACARTHUR, 1967).

A segunda é a partição multiplicativa (β_w), dada pela fórmula: “beta = gama / alfa, ($\beta = \gamma / \alpha$), (Lande, 1996) e representa quantas vezes o gamma é maior que o alfa, ou seja, quantas comunidades distintas podem ser reconhecidas em termos de composição de espécies. Nela alfa e beta são matematicamente independentes (WHITTAKER, 1960). Como a Partição Multiplicativa representa o número de comunidades completamente distintas, é mais utilizada em estudos sobre a heterogeneidade da comunidade (JOST, 2007) e, ao contrário da partição aditiva, representa diferentes aspectos da diversidade (TUOMISTO, 2010).

Além das diferentes maneiras de se computar a diversidade beta, ela pode ser subdividida em dois componentes, que representam dois processos distintos: substituição (turnover) e aninhamento (nestedness). O aninhamento (β_{nes}) representa o que há de igual entre os locais, ou o quão homogêneos eles são. Assim, valores altos ocorrem quando as comunidades dos locais com menor número de espécies são subconjuntos dos locais mais ricos (ULRICH, GOTELLI, 2007).

Já o componente de substituição (β_{sim}) representa o que há de diferente entre as comunidades, ou o quão heterogêneas elas são, e valores altos indicam altas taxas de substituição de umas espécies por outras (BASELGA, 2010). A partir desta abordagem, é possível identificar verdadeiramente as regiões com maior rotatividade de espécies (BASELGA *et al.*, 2012). Assim, a diversidade beta é uma ferramenta importante para se avaliar os ambientes de uma determinada região e ajudar a entender os processos que estão estruturando as comunidades.

Em um contexto de paisagens modificadas antropicamente, os índices de dissimilaridade são mais úteis para quantificar a diversidade beta, podendo ser facilmente calculados com dados de presença / ausência das espécies (MAGURRAN, 2004), auxiliando assim nos processos de conservação.

Figura 1 - Representação de padrão de aninhamento (nestedness) de espécies em três comunidades diferentes. Os Números representam as espécies.

Local A	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Local B	1	2	3	4								
Local C	1	2										

Fonte: do autor, baseado em Baselga (2010)

Figura 2 - Representação de um padrão de substituição de espécies (turnover) em três comunidades diferentes. Os números representam as espécies.

Local A	1	2	3	4	5	6						
Local B							7	8				
Local C									9			

Fonte: do autor, baseado em Baselga (2010)

Uma medida muito utilizada é o índice de dissimilaridade de Sorensen (β_{sor}) que é formulado pela equação: “ $\beta_{sor} = \beta_{nes} + \beta_{sim}$ ”. Esta medida, também ligada à diversidade beta, é interessante porque analisa a semelhança entre as comunidades objetivamente e é mais utilizada porque depende da proporção das espécies em comum entre duas comunidades (KOLEFF *et al.*, 2003). Esse índice é dado pela proporção de espécies únicas em determinada comunidade local (SORENSEN, 1948).

A compreensão dos processos de homogeneização e heterogeneização biótica são de suma importância na atualidade, bem como o seu impacto pelas atividades antrópicas, como a agricultura e urbanização (SOCOLAR *et al.*, 2016).

A homogeneização biótica, definida como o aumento da similaridade entre os locais ao longo do tempo pela substituição das espécies (RAHEL, 2000) ocorre, geralmente, pela expansão de espécies exóticas e a redução das espécies nativas (MCKINNEY, LOCKWOOD, 1999). Essa homogeneização ocorre por três processos: alterações no habitat; introdução de espécies exóticas; e extinção das espécies nativas (RAHEL, 2002). A troca de espécies é um processo natural, entretanto, estudos apontam que essa troca se intensificou e agora ocorre em ritmo acelerado devido às mudanças ambientais antropogênicas (RAHEL, 2002). As modificações ambientais resultam na perda de espécies endêmicas, enquanto as espécies exóticas tomam o seu espaço (LOCKWOOD, 1999).

A homogeneização biótica pode acarretar em mudanças na configuração das comunidades com a perda de espécies endêmicas e raras e ganho de espécies exóticas e invasoras (MCKINNEY, LOCKWOOD, 1999). Assim sendo, a diversidade beta é

fundamental para avaliar a mudança na composição das espécies ao longo dos gradientes ambientais e indicar possíveis impactos antrópicos ou naturais nestas comunidades.

3.2 FRAGMENTAÇÃO, PERDA DE HABITAT E MATRIZES AGRÍCOLAS

A fragmentação de habitat foi definida por Wilcove et al. (2003) como um processo no qual uma grande área é dividida em manchas menores e isoladas por uma matriz de vegetação diferente da vegetação original. Neste contexto, entende-se por matriz o mosaico de vegetação que cobre essa extensão da paisagem fragmentada, que pode conectar as manchas de habitat originais e está sujeito às práticas agrícolas e pastoris (METZGER, 2001; PERFECTO *et al.*, 2009). Esses fragmentos florestais separados são denominados “ilhas de habitat” e geralmente estão cercados por uma matriz diferente da sua composição original (WILCOX, 1980).

De acordo com Murcia (1995) e depois Metzger (2001), a perda de habitat é a redução da quantidade de habitat nativo. Dessa forma, a perda de habitat reduz a área de florestas, enquanto a fragmentação florestal pode promover o isolamento dos fragmentos remanescentes. Os dois processos afetam a biota nativa, já que as populações isoladas em fragmentos pequenos terão baixa probabilidade de persistência, devido a efeitos de estocasticidade demográfica, ambiental, genética e aos efeitos determinísticos (GILPIN, SOULÉ, 1986), o que pode levar à extinção de algumas espécies (MURCIA, 1995).

Quando substituídos pelas monoculturas, os ecossistemas naturais, que antes abrigavam uma enorme quantidade de espécies de plantas, insetos e vertebrados, foram homogeneizados, isto é, tornaram-se mais simplificados (TILMAN, 1999). Estudos sugerem que espécies especialistas são mais afetadas pelas mudanças ambientais (MCKINNEY, LOCKWOOD, 1999), sendo a homogeneização biótica resultado dessas mudanças (DEVICTOR *et al.*, 2008).

Como as matrizes agrícolas são mais homogêneas em termos espaciais, ou seja, uma grande área coberta pela mesma espécie vegetal, há uma perda de biodiversidade (TIMO, 2015), e, com a expansão da agricultura, a vegetação nativa foi sendo substituída e fragmentada, o que afetou negativamente a vida silvestre (FAHRIG, 2003) devido a mudanças estruturais como tamanho do fragmento, grau de isolamento e perturbações (VIANA *et al.*, 1992).

Assim, a perda e a fragmentação de habitats naturais decorrentes da crescente atividade antrópica, especialmente agropecuária, se tornaram uma grande ameaça para a conservação da biodiversidade em todo o planeta (HILTY *et al.*, 2006).

A fragmentação e perda de habitat podem influenciar na taxa de crescimento e na

abundância e distribuição das populações (BASCOMPTE *et al.*, 2002, HANSKI *et al.*, 1996). Dessa forma, afeta a riqueza de espécies (GURD *et al.*, 2001), um fator importante que será explorado neste trabalho. A fragmentação e perda de habitat também podem acarretar na diminuição da diversidade da cadeia trófica e alterar assim as interações entre as espécies (DOBSON *et al.*, 2006; KOMMONEN *et al.*, 2000; TAYLOR; MERRIAM, 1996) e também na dispersão que acaba sendo diminuída (BÉLISLE *et al.*, 2001).

Dado que os processos de fragmentação e perda de habitat resultam em uma redução e isolamento das populações nativas, a colonização dos fragmentos pelas populações remanescentes passa a depender das habilidades de deslocamento das espécies pela matriz (METZGER, 2010). Vários estudos apontam que a matriz influencia na dispersão de espécies (GOBEIL, VILLARD, 2002; RICKETTS, 2001; SCHOOLEY, WIENS, 2004; STEVENS *et al.*, 2004), formando um mosaico de vegetação para a possível ocorrência das espécies (ANTONIGIOVANNI, METZGER, 2005; PARDINI, 2004; PERFECTO, VANDERMEER, 2002; UMETSU, PARDINI, 2007). Segundo Goulart (2012), existem múltiplos mecanismos na matriz que afetam a dinâmica das populações dos fragmentos. Primack (1999) apontou que, durante o processo de fragmentação, a dispersão e colonização de uma mancha de habitat por uma espécie podem ser limitadas pela criação de barreiras.

Os movimentos dos indivíduos entre os fragmentos de habitat podem ser influenciados por fatores como busca por comida ou escape de predação (NATHAN, 2008), a capacidade de perceber um fragmento à distância (ZOLLNER, 2000), capacidade de uso da matriz, mortalidade durante a dispersão e capacidade de locomoção (LIMA, 1999; TAYLOR *et al.*, 1993; ZOLLNER). Portanto, a permeabilidade da matriz, ou seja, como cada espécie percebe o habitat da matriz e se locomove por ela, torna-se um fator preponderante na conectividade entre os fragmentos (GASCON, 1999; PARDINI, 2004). Uma matriz mais permeável ao fluxo biológico pode amortecer os efeitos da fragmentação por atuar como conector de paisagem (METZGER, 2006).

Alguns fatores podem contribuir para a passagem ou não dos indivíduos de uma espécie pelas matrizes. Para Metzger (2006), a permeabilidade da matriz está diretamente relacionada com a composição da vegetação da matriz em relação ao habitat original, e, assim, algumas matrizes atuam como barreiras à movimentação (GOODWIN, FAHRIG, 2002; PITHER, TAYLOR, 1998).

Em uma paisagem fragmentada, habitar a matriz ou apenas resistir à ela é uma das principais formas de uma espécie persistir (COOK *et al.*, 2004; GASCON *et al.*, 1999). Assim, algumas espécies mais generalistas conseguem explorar a matriz e seus diferentes

usos, ou tolerar os habitats modificados da matriz e até mesmo manter populações nesses ambientes (PIRES, 2006). Em alguns casos, dependendo do tipo de cultivo, as matrizes podem prover alimento e/ou de abrigo (ANDERSON *et al.*, 2007; COOK *et al.*, 2002; NORTON *et al.*, 2000; SILVA *et al.*, 2005) ou até mesmo servir de habitat alternativo para as espécies nativas (GASCON 1993; PARDINI 2004).

Entretanto, nem todas as espécies conseguem coexistir e manter suas populações em condições extremas como em alguns fragmentos, apenas as mais resistentes (TOWNSEND *et al.*, 2003). Dessa forma, as mudanças no habitat em geral tendem a selecionar espécies, eliminando as espécies que sejam mais sensíveis às mudanças, favorecendo as espécies que sejam generalistas e, assim, alterando as comunidades (CEBALLOS e EHRLICH 2002; FAHRIG 2003; FERRAZ *et al.*, 2010), e desfavorecendo algumas funções ecológicas originais (FLYNN *et al.*, 2009; MAGIOLI *et al.* 2015), podendo até facilitar a invasão de espécies exóticas nos remanescentes de mata (DIXO, 2005; TOCHER *et al.*, 1997). Portanto, a permeabilidade pela matriz depende de diferentes fatores de cada espécie em relação às características da matriz. Por exemplo, uma floresta secundária é mais permeável para as espécies florestais do que uma área de pastagem (METZGER, 2006).

Dado que diferentes tipos de matriz têm diferentes permeabilidades a diferentes espécies, as comunidades dos fragmentos são afetadas de acordo com a composição e estrutura da matriz em seu entorno (GASCON *et al.*, 1999) e com as características biológicas das espécies (RICKETTS, 2001). Considerando que a estrutura da matriz afeta consideravelmente a movimentação e a presença de animais nos fragmentos (METZGER, 1998; LAURANCE *et al.*, 2002; UMETSU, PARDINI, 2007), a permeabilidade se torna fundamental para a conectividade (FONSECA, 2009).

Em termos de estrutura, existe uma grande variação entre as paisagens agrícolas, e o grau de semelhança estrutural entre o habitat e a matriz influencia na capacidade das espécies de atravessar a matriz, ou seja, quanto mais parecidas com o habitat original, mais permeável a matriz deve ser para as espécies presentes no fragmento (PIRES, 2006). Assim, a depender da estrutura da vegetação, cada tipo de matriz poderá ter um grau de permeabilidade, podendo ser permeáveis, semipermeáveis ou até mesmo funcionar com um complemento de habitat (DRISCOLL *et al.*, 2013; GASCON *et al.*, 1999). Portanto, cada matriz pode formar uma barreira diferente e, assim, cada espécie apresenta uma tolerância, podendo habitar a matriz, apenas atravessá-la ou nem atravessar (PIRES *et al.*, 2002). Dessa forma, a matriz atua como um filtro para a dispersão, determinando quais espécies serão capazes de se locomover entre os fragmentos.

Uma pastagem, por exemplo, pode ser semelhante estruturalmente a uma savana, e uma plantação de eucalipto, embora seja homogênea, têm uma estrutura tridimensional que se assemelha a uma floresta natural. Embora as plantações de eucalipto variem em termos de estrutura ao longo do tempo, nos primeiros anos o cultivo compõe uma estrutura espessa de floresta, mais parecida com uma floresta nativa (TURNBULL, 1995; WAGNER *et al.*, 2006). Desse modo, essas florestas plantadas podem amenizar a fragmentação, atuando como conectores entre os fragmentos e também abrigando espécies (BROCKERHOFF *et al.*, 2008). Em comparação com outros ambientes abertos, como pastagens e cultivos anuais, por exemplo, onde o solo fica exposto em determinadas épocas, essas florestas facilitam o movimento e a dispersão entre os fragmentos, sendo assim mais permeáveis em relação aos outros cultivos agrícolas (BEGOTTI, 2018). Visto que diferentes ambientes interferem na movimentação, pode-se esperar comunidades compostas por diferentes espécies em fragmentos próximos a cada uma das culturas agrossilvopastoris (DOTTA, 2011).

As variações na estrutura da vegetação podem afetar as direções no movimento dos organismos na paisagem (SCHOOLEY, 2003) e, ainda, sabe-se que as mudanças sazonais na estrutura de uma comunidade variam de acordo com gradientes e, em uma paisagem isolada, a paisagem afeta a diversidade (ANTONIGIOVANNI, METZGER, 2005; FAHRIG, 2002). Entretanto, até hoje, pouco se investigou a respeito dos efeitos da sazonalidade das matrizes agrossilvopastoris e da estrutura da vegetação sobre a movimentação das espécies em ambientes fragmentados. Apesar de muitos estudos terem investigado como a permeabilidade da matriz afeta diferentes comunidades de animais e plantas (GOULART, 2012; METZGER, 2006), uma área pouco investigada é como diferentes tipos de matrizes afetam as comunidades remanescentes nos fragmentos.

3.3 AMEAÇAS DE EXTINÇÃO AOS MAMÍFEROS DA MATA ATLÂNTICA

As populações de mamíferos sofrem maior declínio em regiões tropicais (DIRZO *et al.*, 2014). Na Mata Atlântica, são ameaçadas pela fragmentação e perda de habitat, isolamento geográfico, invasões biológicas e pela caça (GALETTI *et al.*, 2009). De acordo com Mazzolli (2008), a caça é um fator bastante considerável para as extinções locais, uma vez que há a possibilidade de caça pelos proprietários de terras com a intenção de proteger animais domésticos do ataque dos selvagens (MAZZOLLI *et al.*, 2002; MARCHINI *et al.*, 2011). Assim, a caça pode ser uma das principais causas para as extinções locais (CANALE *et al.*, 2012) mas, apesar de ser um fator considerável, a ameaça de extinção dos mamíferos da Mata Atlântica se deve, principalmente, à redução e fragmentação dos habitats naturais, à

presença de espécies domésticas e/ou invasoras (CHIARELLO, 2000; GALETTI; SAZIMA, 2006; TABARELLI *et al.*, 2005).

Os mamíferos representam uma classe importante para a fauna tropical (COSTA, 2011), atuando nas interações tróficas e na regeneração de florestas com a prestação de diversos serviços ecossistêmicos, como a dispersão de diversas sementes, predação e polinização (CARVALHO JUNIOR, LUZ, 2008; REDFORD, EISENBERG, 1992; TONHASCA JUNIOR, 2005). Estima-se que existam aproximadamente 4.250 espécies de mamíferos no planeta, sendo 652 de ocorrência no Brasil, indicando que o Brasil possui a maior riqueza de mamíferos da região neotropical (CARVALHO JUNIOR, 2008) e, destes, 270 apenas na Mata Atlântica (MMA 2010).

Segundo Carvalho Júnior (2008), os mamíferos são, junto com os insetos, os animais mais adaptados aos diferentes ambientes da Terra. A enorme variação de tamanho corporal, tipo de alimentação e habitat permitem que estes animais sobrevivam em todos os tipos de ambiente. Além disso, os mamíferos terrestres são responsáveis por funções importantes dentro dos ecossistemas, principalmente os de médio e grande porte, como consumidores herbívoros e pelas mudanças físicas que causam na vegetação, contribuindo para a manutenção das florestas (DIRZO, MIRANDA, 1990). Os carnívoros predadores atuam como reguladores das populações de herbívoros (SINCLAIR *et al.*, 2003; TERBORGH, 1998) e, ao reduzirem a competição, favorecem a coocorrência das espécies (DEL RIO *et al.*, 2001).

Muitos estudos apontam que, devido à sua baixa densidade populacional e a necessidade de uma extensa área de forrageamento, alguns mamíferos se encontram vulneráveis à extinção (por exemplo Cullen *et al.*, 2005, Soisalo, Cavalcanti, 2006; Sanderson *et al.*, 2002; Jorge *et al.*, 2013, Kurten 2013, Harrison *et al.*, 2013). A diminuição da riqueza de espécies de mamíferos causadas pela fragmentação e perda de habitat acarreta efeitos espaciais e temporais dentro de um ecossistema, podendo interromper vários processos, como a dispersão e predação de sementes (GALETTI e DIRZO, 2013), por exemplo, e provocando um efeito cascata (KURTEN, 2013). No entanto, cada espécie de mamífero pode responder de uma maneira diferente às alterações no habitat, sendo algumas mais sensíveis que outras (REDFORD e EISENBERG, 1992).

Geralmente, os grandes mamíferos são os primeiros a serem extintos (CANALE *et al.*, 2012; DIRZO *et al.*, 2014). Eles são mais sensíveis à perda de habitat devido à sua baixa densidade populacional e à necessidade de uma ampla área de vida (CROOKS, 2002), principalmente os carnívoros, que necessitam de grandes áreas para caçar suas presas (MAZZOLLI, 2008; MAZZOLLI e HAMMER, 2008; PETERS, 1983). Assim, quanto mais

recorrentes forem essas mudanças estruturais e composicionais nos habitats, mais as espécies de tamanho corporal grande serão afetadas (JORGE *et al.*, 2013) e mais evidentes serão esses impactos. De acordo com Redford (1992) e Kurten (2013), ao passo que os grandes mamíferos desaparecerem, as espécies de médio porte serão alvo de caça e, assim, as próximas a terem suas populações ameaçadas, somando-se este efeito à constante perda de habitat.

Neste trabalho, testamos modelos da influência de características da matriz sobre a estrutura das comunidades de médios e grandes mamíferos na Mata Atlântica. Para isso, utilizamos um banco de dados formado a partir de 53.438 registros de 83 espécies de mamíferos de 170 pesquisas realizadas em 144 áreas por 74 estudos. Sabe-se que temos 10 espécies de marsupiais, 15 roedores, 20 carnívoros, 8 ungulados e 6 tatus, com uma média de 13 espécies por local (LIMA, *et al.*, 2017) (ver Material Suplementar).

4 JUSTIFICATIVA

Devido à intensa perda de habitat e fragmentação da Mata Atlântica, pelo avanço das atividades, sobretudo agrícolas e pastoris, o estudo sobre as comunidades animais e a compreensão de como elas são afetadas e influenciadas por características da paisagem é de suma importância. Isto porque as culturas agrícolas podem estar agindo como um filtro ambiental, influenciando assim a composição e estrutura das comunidades.

Assim, o presente trabalho visa compreender a influência de fatores estruturais e sazonais relacionados à matriz agrossilvopastoril sobre a estruturação de comunidades de médios e grandes mamíferos em paisagens de Mata Atlântica fragmentadas pelas matrizes agrícolas. Com isto, espera-se contribuir com o debate sobre estruturação de comunidades em ambientes fragmentados, mostrando como é a estrutura da comunidade nestes locais fragmentados e buscando auxiliar na busca de estratégias de manejo das comunidades nestes locais.

5 METODOLOGIA

5.1 SISTEMA DE ESTUDO

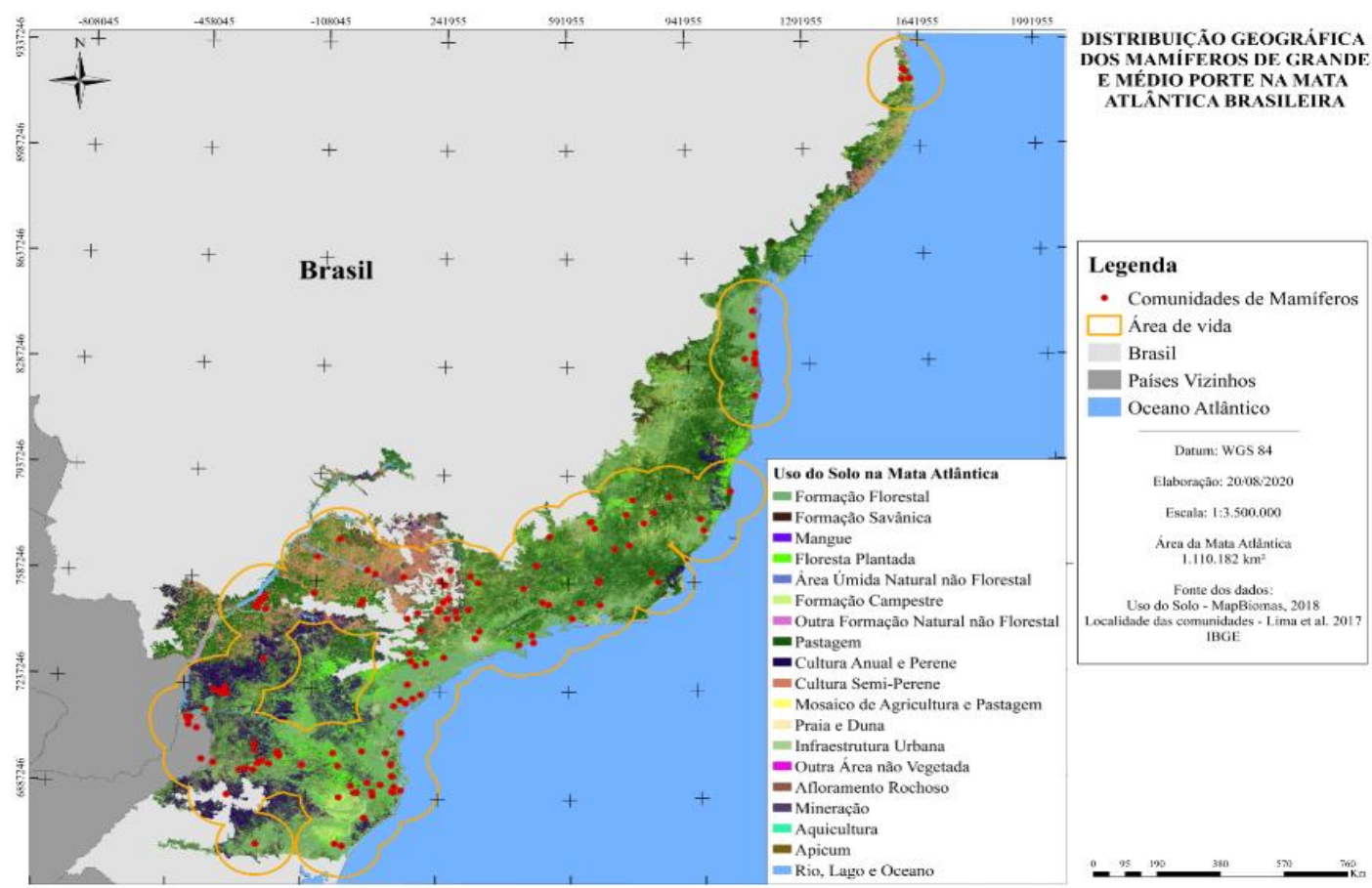
O estudo foi feito a partir de dados secundários de comunidades de médios e grandes mamíferos em fragmentos florestais pertencentes ao Bioma Mata Atlântica que foram compilados por LIMA *et al.*, 2017, uma região conhecida por seu forte endemismo de mamíferos (MYERS *et al.*, 2000). Lima *et al.* (2017) levantaram dados de 74 estudos com 170 levantamentos usando armadilhas fotográficas realizadas em 144 áreas (Figura 03). As coletas foram feitas entre os anos de 1999 a 2017, cobrindo seis tipos de vegetação da Mata Atlântica tropical e subtropical da América do Sul (Brasil e Argentina).

O Banco de dados consiste em dados de presença e ausência de mamíferos de médio e grande porte e apresenta dados sobre composição e riqueza de espécies (LIMA, 2017). Aqui consideramos como médios e grandes aqueles animais das comunidades amostradas cujo peso corporal seja acima de 1 kg (CHIARELLO, 2000). Também consideramos apenas as espécies que estavam identificadas com a nível de espécie, excluindo portanto, as espécies identificadas com “sp.”.

A escolha dos fragmentos e das comunidades a serem incluídas nas análises foi feita a partir dos seguintes critérios:

- A. **Independência espacial:** excluímos comunidades amostradas em fragmentos a uma distância entre si menor do que a distância do *buffer* utilizado na classificação de uso do solo (ver item 4.2).
- B. **Locais fragmentados:** excluímos dados de locais com mata acima de 1.000 ha, de forma a garantir comunidades amostradas em fragmentos isolados por matriz de forma a garantir que as comunidades amostradas fossem representativas de comunidade de fragmentos por matrizes agrícolas e pastoris.
- C. **Território Brasileiro:** foram excluídos os fragmentos que se encontravam fora de território nacional, a fim de se amostrar apenas os dados nacionais, em virtude da ausência dos dados de paisagem relativos às variáveis preditoras em outros países de ocorrência da Mata Atlântica.

Figura 3 - Mapa da distribuição geográfica dos levantamentos de comunidades de mamíferos de grande e médio porte na Mata Atlântica Brasileira em relação ao uso do solo.



Fonte: do autor. 2020.

5.2 CLASSIFICAÇÃO DO USO DO SOLO

Após o filtro descrito no item 5.1, mapeamos a cobertura do solo no entorno de cada comunidade de médios e grandes mamíferos escolhida por meio da utilização do Software R. Estabelecemos dois *buffers* de 2 km² e 100 km² no entorno de fragmentos em cada um no qual classificamos o uso do solo.

Criamos os tamanhos de *buffers* levando em consideração a área de vida aproximada dos animais presentes na área de estudo. A área de vida de um animal é o espaço que ele necessita para desenvolver suas atividades de forrageamento, acasalamento e sobrevivência (BURT, 1943), levando em consideração os dados de área de vida do *Sphiggurus insidiosus* (menor animal do banco de dados), de aproximadamente 2,8 km² (PASSAMANI, 2010), e da *Panthera onca* (maior animal do banco de dados), de aproximadamente de 114 km² (PENTEADO, 2012). Assim, ficamos com *buffers* de 2 km² e 100 km². Excluímos qualquer comunidade que se sobrepusesse, tomando como base o buffer de 100 km². No caso de

sobreposição, foram excluídas as comunidades com menor esforço amostral. Após a seleção das comunidades, seguindo os critérios acima, o banco de dados usado para as análises contou com 127 comunidades no território da Mata Atlântica Brasileira.

A classificação do uso do solo nos dois *buffers* no entorno dos fragmentos selecionados foi realizada utilizando a plataforma MapBiomias (PROJETO MAPBIOMAS – COLEÇÃO v5.0). O projeto MapBiomias classifica a vegetação da paisagem nas seguintes categorias: Floresta, Formação Natural Não-Florestal, Agropecuária, Área Não-vegetada e Corpos D'água. O primeiro passo foi extrair os valores do Mapbiomas para todos os anos de classificação em cada tamanho de buffer. Então, calculamos a média de cada classe original ao longo dos anos para cada tamanho de buffer, com o pacote Terra (HIJMANS, 2021).

Fizemos então uma reclassificação das classes a partir do disponível no MapBiomias para as classes de nosso interesse. Ficamos então com as seguintes classes: floresta, floresta plantada, pastagem, culturas anuais e perenes, culturas semi-perenes, mosaico agricultura e pastagem e outros (Tabela 1). A partir dessa reclassificação, obtivemos então a proporção de cada nova classe em cada comunidade nos dois tamanhos de *buffer*.

Tabela 1 - Reclassificação dos tipos de cobertura e uso do solo presentes na classificação do Mapbiomas para a classificação proposta neste trabalho.

Classe MapBiomias	Nova classificação	Valor
Floresta	Floresta	1
Outros	Outros	2
Formação não florestal	Outros	2
Área não vegetada	Outros	2
Floresta plantada	Floresta plantada	3
Pastagem	Pastagem	4
Anual e perene	Cultura anual e perene	5
Semiperene	Cultura semi-perene	6
Perene	Cultura anual e perene	5
Mosaico	Mosaico	7
Não observado	Outros	2

Fonte: do autor.

5.3 VARIÁVEIS

5.3.1 Variáveis Preditoras

A variável teórica sazonalidade indica a sazonalidade das culturas agrícolas (perenes ou anuais). Para calcular as variáveis de estrutura e sazonalidade, atribuímos às classes de interesse índices de sazonalidade e estrutura (valores de 0 a 1). Os índices foram atribuídos

tomando como referência o habitat original, floresta, sendo que mais próximo de 1 significa menor a sazonalidade e maior a estrutura, e mais próximo de 0 significa menor a estrutura e maior a sazonalidade (Tabela 2). Assumindo que o habitat original represente o índice 0 de sazonalidade, florestas plantadas têm o valor menor porque sofrem poucas mudanças ao decorrer do tempo (DALLA MARIA *et al.*, 2017), já uma pastagem, por exemplo, passa por processos de manejo, como queimadas anuais (EMBRAPA, 2015), então sofrem mudanças mais constantes em sua estrutura. Uma cultura anual pode ter índice intermediário devido a sofrer mudanças em um determinado período ao ano (TAVARES FILHO *et al.*, 1999). Para a variável estrutura, consideramos a altura da vegetação e para a variável sazonalidade consideramos a intensidade do manejo do cultivo agrícola.

Optamos por não fazer uma escala com valores equidistantes entre as categorias porque as culturas agrícolas são diferentes entre si, mas não em uma escala linear. Por exemplo, uma floresta plantada não apresenta sazonalidade, enquanto uma cultura anual a paisagem muda constantemente. Os valores finais de sazonalidade e estrutura para cada *buffer* foram calculados por meio de uma soma ponderada do índice de sazonalidade de cada classe multiplicado pela proporção de cobertura da respectiva classe. Finalmente, foi usada a distância Euclidiana para ordenar comunidades mais próximas ou distantes entre si considerando a estrutura e sazonalidade das matrizes. Esse procedimento foi realizado para que pudéssemos ajustar os modelos descritos na seção 5.4. Todo o procedimento de cálculo das variáveis preditoras foi executado para os dois tamanhos de *buffer*.

Tabela 2 - Valores de estrutura e sazonalidade para cada subtipo agrícola do MapBiomias.

Classe	Sazonalidade	Estrutura
Florestas Plantadas	0.20	0.9
Pastagem	0.50	0.0001
Anual E Perene	0.80	0.2
Semi-Perene	0.70	0.2
Mosaico	0.67	0.13

Fonte: do autor. 2021.

5.3.2 Variável Resposta

Extraímos dados de presença e ausência das espécies presentes em cada fragmento do banco de dados de médios e grandes mamíferos em cada fragmento do banco de dados para calcular a diversidade beta (variação na composição das espécies). Para este cálculo utilizamos o pacote Betapart do Software R (BASELGA, 2017).

Para os cálculos de diversidade beta, não consideramos uma delimitação em

paisagens, e sim calculamos a diversidade beta total par a par entre todas as 127 comunidades em um intervalo de tempo de 10 anos (entre 2009 e 2018) e a partição entre os componentes de aninhamento e substituição utilizando o índice de Jaccard. Utilizamos a matriz de distância dos componentes da diversidade beta como variável resposta nos modelos.

5.4 ANÁLISES DE DADOS

Para testar as hipóteses de que quanto mais simples a estrutura e maior a sazonalidade das matrizes no entorno dos fragmentos, maior é a similaridade entre as comunidades, construímos modelos estatísticos utilizando modelos lineares generalizados (GLMs). Neste modelo, os efeitos fixos são a sazonalidade e a estrutura (variáveis dependentes) e as variáveis respostas são os componentes da diversidade beta total e substituição.

É sabido que a diversidade beta aumenta com a distância geográfica. Assim, incluímos também a matriz de distância geográfica entre fragmentos como covariável nos modelos. Dado que utilizamos as matrizes de distância para fazer o ajuste dos modelos, assumimos que a estrutura de erro segue uma exponencial negativa representando o aumento da dissimilaridade com a distância. Para isso, usamos o link log no ajuste de um GLM Gaussiano. Construímos três modelos para testar a hipótese do trabalho: modelo aditivo da covariável distância geográfica e sazonalidade, modelo aditivo da distância e estrutura, e um modelo nulo contendo distância apenas (Tabela 3), todos sendo feitos com a matriz de distância. Calculamos os valores de entrada de cada um da diversidade beta par a par, mas considerando a matriz de distância porque não havia como definir paisagem. Optamos por usar dados secundários e, por isso, não tivemos como controlar o desenho amostral.

Primeiramente, fizemos uma análise de escala para entender em qual escala o efeito das variáveis são mais fortes. Para a análise da escala de efeito da sazonalidade fizemos a comparação entre os dois tamanhos de *buffer* apenas para o modelo aditivo da distância geográfica e sazonalidade. Para a análise da escala de efeito da variável estrutura, fizemos a comparação entre os dois tamanhos de *buffer* do modelo aditivo da distância geográfica e estrutura. Em ambos os casos, verificamos em qual escala era verificado um maior efeito da variável preditora sobre a resposta, sendo esta escala utilizada nas análises subsequentes.

Caso as variáveis apresentassem efeito de escala com valores distintos, cada uma era testada na escala de maior efeito, e os modelos contendo a outra variável eram excluídos do conjunto de modelos.

Após a análise do efeito de escala, fizemos a seleção de modelos confrontando todos os modelos com as variáveis mensuradas em sua escala de maior efeito. Utilizamos o Critério

de Informação de Akaike ajustado para pequenas amostras (AICc) para selecionar o melhor modelo. Modelos com Delta AICc < 2 foram considerados igualmente plausíveis (AKAIKE, 1974).

Tabela 3 - Modelos utilizados na seleção de modelos para o teste de hipótese. Os mesmos modelos foram ajustados para componentes da beta-diversidade total e substituição.

Modelo	Fórmula
Modelo de Distância	Y ~ distância
Modelo de Sazonalidade	Y ~ distância + sazonalidade
Modelo de Estrutura	Y ~ distância + estrutura

Fonte: do autor. 2021.

Onde Y é a presença e ausência de uma espécie, estrutura é a variável representando a estrutura média da vegetação no *buffer*, a sazonalidade representa a sazonalidade média da matriz no *buffer* e a distância representa a distância entre os fragmentos. Todas as análises foram realizadas no ambiente de programação R (R CORE DEVELOPMENT TEAM) utilizando o pacote *bbmle* (BOLKER, 2020) para o cálculo do AICc.

Os dados de cada variável preditora (estrutura e sazonalidade) foram categorizados em altos e baixos conforme estivessem acima ou abaixo da média, respectivamente, e os gráficos foram apresentados separadamente, em virtude da grande quantidade de pontos amostrais.

6 RESULTADOS

6.1 EFEITO DE ESCALA

Analizamos os efeitos das variáveis sazonalidade e estrutura para as variáveis resposta beta total e beta substituição para cada tamanho de *buffer*. A escala que vemos o melhor efeito da sazonalidade sobre a beta diversidade total é a de 2 km, embora ambos os modelos sejam plausíveis. Para a variável de estrutura, o efeito mais forte sobre a diversidade beta total é também na escala de 2 km. Para a variável de beta substituição, o modelo mais plausível para sazonalidade é o da escala de 100 km, e para a estrutura é o da escala de 2 km, embora também neste caso ambos os modelos sejam plausíveis, e com pouca diferença no peso de Akaike (Tabela 04).

Tabela 4 - Comparação de modelos que incluem os efeitos das variáveis sazonalidade e estrutura sobre as variáveis respostas (Beta Total e Beta substituição) em duas escalas espaciais distintas.

Variável Resposta	Variável	Escala	AICc	dAICc	df	Peso de Akaike
Beta Total	sazonalidade	2 km	-3356.6	0.0	4	0.64
	sazonalidade	100 km	-3355.4	1.2	4	0.36
	estrutura	2 km	-3346.9	0.0	4	0.78
	estrutura	100 km	-3344.3	2.5	4	0.22
Beta Substituição	sazonalidade	100 km	2231.8	0.0	4	1
	sazonalidade	2 km	2248.3	16.6	4	<0.001
	estrutura	2 km	2241.5	0.0	4	0.51
	estrutura	100 km	2241.7	0.1	4	0.49

Fonte: do autor. 2021.

6.2 EFEITO DAS VARIÁVEIS

Fizemos a seleção de modelos de cada variável resposta para as variáveis independentes medidas nas escalas selecionadas anteriormente como sendo as escalas de maior efeito.

Tabela 5 - Seleção de modelos de cada variável resposta para as escalas selecionadas.

Variável Resposta	Modelo	AICc	Delta AICc	Graus de liberdade	peso Akaike
Beta Total	Modelo de sazonalidade (2 km)	-3356.5	0.00	4	0.9
	Modelo de estrutura (2 km)	-3346.8	9.69	4	0.01
	Modelo nulo (distância)	-3346.3	10.27	3	0.01
Substituição	Modelo de sazonalidade (100 km)	2231.7	0.00	4	0.99
	Modelo de estrutura (2 km)	2241.5	9.78	4	0.01

	Modelo nulo (distância)	2247.5	15.79	3	0.00
--	-------------------------	--------	-------	---	------

Fonte: do autor 2021.

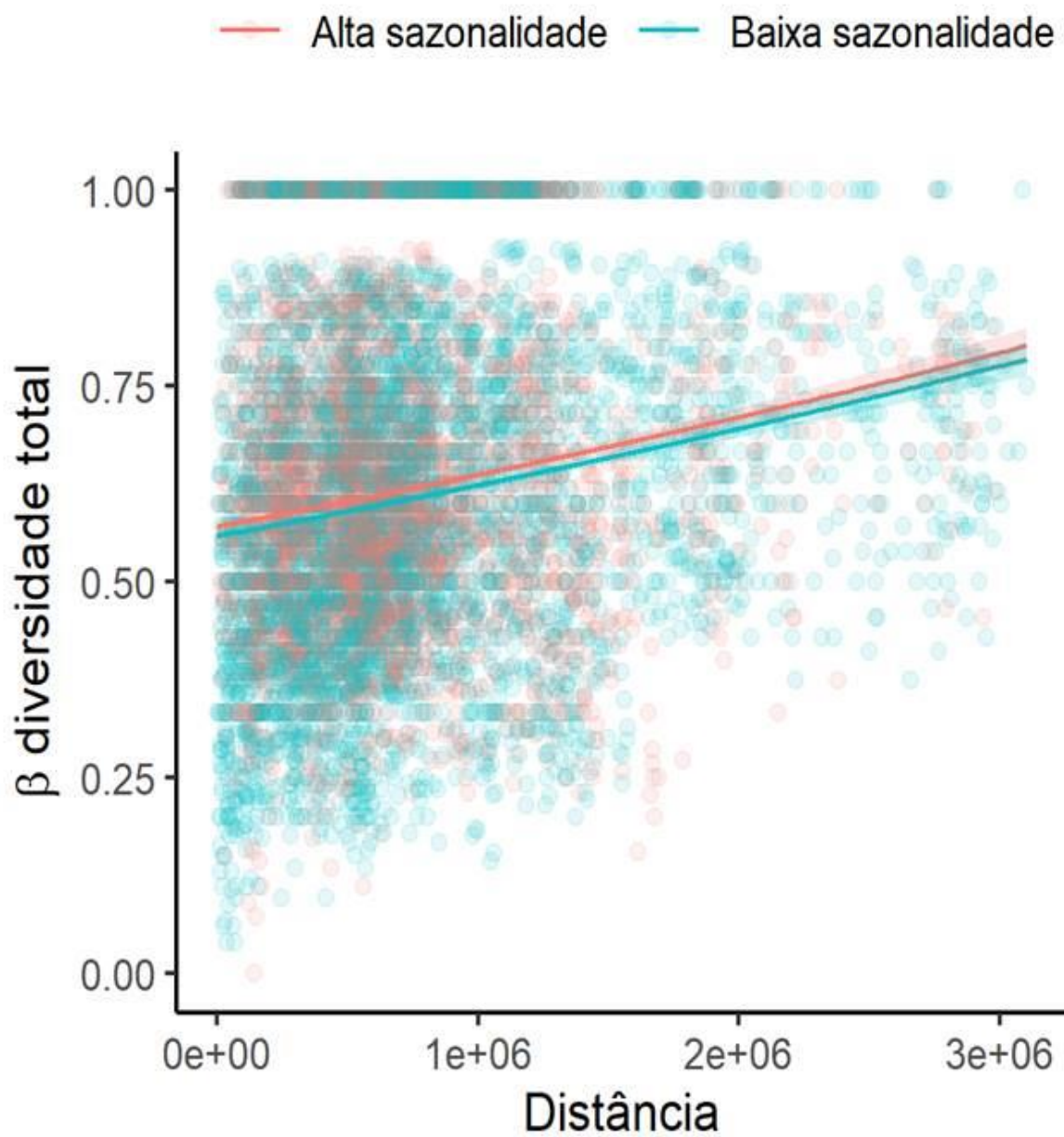
A diversidade beta total aumenta em função da distância (Figura 4). Para a beta diversidade total, o modelo mais plausível foi aquele que incorpora sazonalidade e distância, (Tabela 5, Figura 4). Para a beta substituição, o modelo mais plausível é o que incorpora sazonalidade e distância (Tabela 5, Figura 5). Embora os modelos mais plausíveis sejam diferentes do modelo nulo de distância apenas, o efeito da variável de sazonalidade na beta total e substituição, são ainda pequenos (Tabela 06). Ainda assim, é possível notar que comunidades com alta sazonalidade possuem diversidade beta total ligeiramente maior e a componente substituição da beta diversidade menor.

Tabela 6 - Valores dos coeficientes e erro padrão para os modelos de menor AIC para beta total e substituição.

Modelo	Coefficiente	Estimativa	Erro Padrão
Beta total ~ distância + sazonalidade	Intercepto	-0.5884395e-01	0.007618853e-03
	Distância	1.097534e-07	5.848828e-09
	Sazonalidade	0.06993310	0.02011529
Beta substituição ~ distância + sazonalidade	Intercepto	-0.5884395	0.007618853
	Distância	1.097534e-07	5.848828e-09
	Estrutura	0.06993310	0.02011529

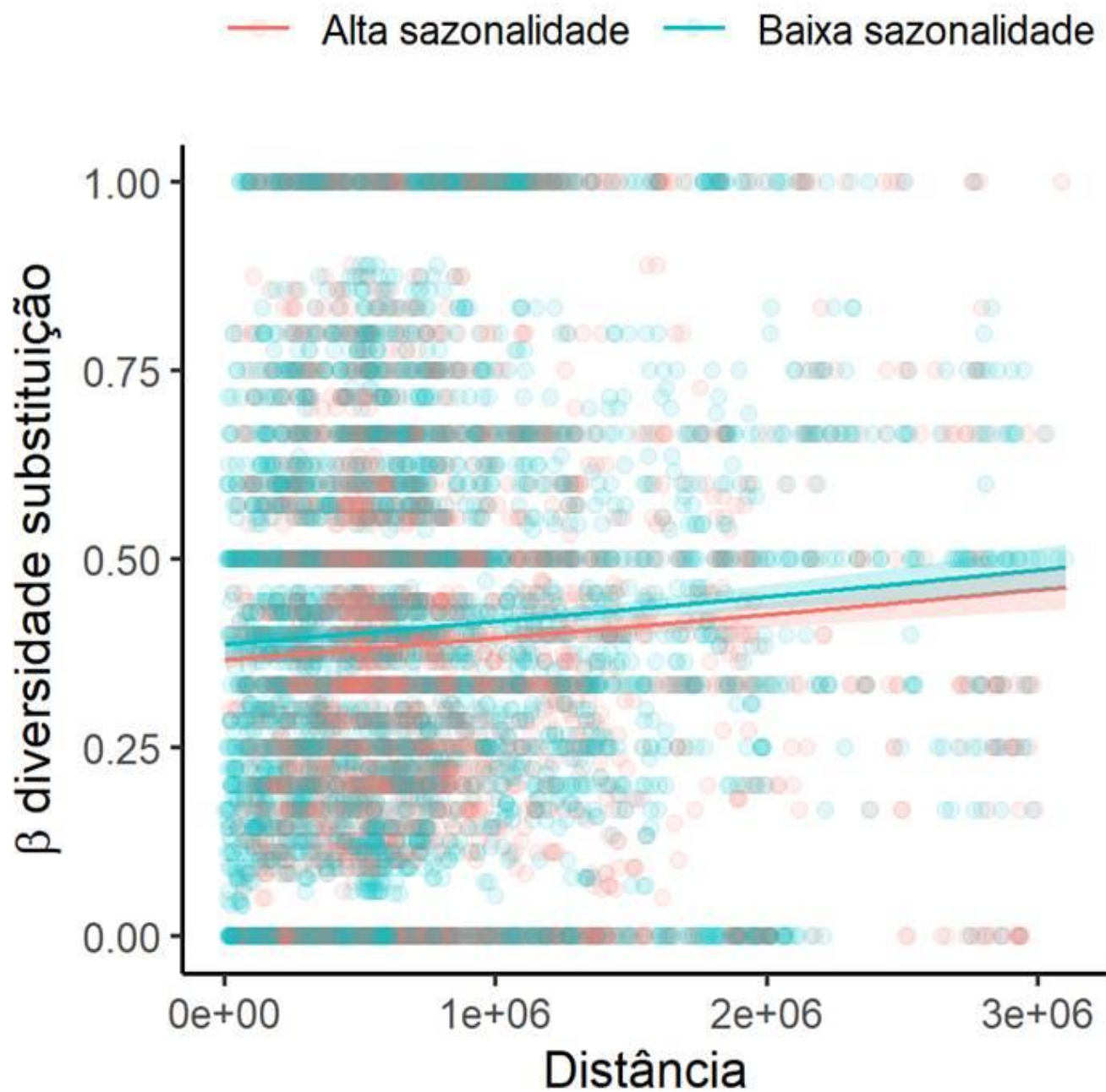
Fonte: do autor 2021.

Figura 4 - Diversidade beta total em função da distância para diferentes sazonalidades (buffer 2 km).



Fonte: do autor.

Figura 5 - Diversidade beta substituição em função distância para diferentes estruturas (buffer de 100 km).



Fonte: do autor.

7. DISCUSSÃO

Nossos resultados mostraram que a sazonalidade é um fator que possui uma pequena influência na estruturação das comunidades de médios e grandes mamíferos na Mata Atlântica. Para a diversidade beta total, encontramos que o modelo mais plausível é o que incorpora a variável sazonalidade (medida na escala de 2 km), com matrizes mais sazonais tendo maior diversidade que matrizes menos sazonais. No caso do componente de substituição da diversidade beta, encontramos que o modelo mais plausível é o que incorpora a variável sazonalidade (medida na escala de 100 km), com matrizes mais sazonais tendo menor diversidade que matrizes menos sazonais. Em ambos os casos os efeitos são muito pequenos.

A variável estrutura não foi incorporada em nenhum modelo plausível. Assim, de acordo com nossos resultados, a estrutura da vegetação da matriz não é uma variável de paisagem que influencia na diversidade-beta. Os estudos sobre a variação na composição das espécies nos mostram os impactos causados pelos diferentes usos da terra e como eles influenciam na distribuição das espécies (RIBEIRO *et al.*, 2017, SOCOLAR *et al.*, 2016). Em relação à primeira hipótese do trabalho, de que quanto maior a sazonalidade das matrizes no entorno dos fragmentos, maior a similaridade entre as comunidades nossos resultados foram ambíguos. As culturas mais sazonais têm mais diversidade beta total do que as menos sazonais, o que foi contrário à nossa hipótese inicial. Este efeito, no entanto, foi muito pequeno. Além disso, o efeito foi melhor captado na escala menos abrangente, de 2 km. Porém, as culturas mais sazonais tiveram menor diversidade beta substituição que as menos sazonais (quando medida na escala mais ampla, de 100 km). Os resultados também nos permitem refutar a segunda hipótese do trabalho, de que quanto mais simples a estrutura no entorno dos fragmentos, maior a similaridade entre as comunidades com menor diversidade-beta.

Podemos observar também que, embora a distância geográfica não seja uma variável preditora, quanto mais distante geograficamente as comunidades, maior a dissimilaridade entre as espécies, ou seja, uma maior substituição, o que era esperado, já que é sabido na literatura que distâncias mais longas aumentam a diversidade beta (HUBBELL, 2001) (Figura 04).

Assim como trazem Soares Filho e colaboradores (2006), é importante considerar a qualidade da matriz e a escala espacial na modelagem, já que a expansão inadequada das terras agrícolas podem proporcionar efeitos irreversíveis na biodiversidade. Quando uma matriz é mais permeável, ela pode permitir que as espécies sobrevivam em locais

fragmentados, sendo, então, uma boa opção para a conservação (ANTONIGIOVANNI, METZGER, 2005; RICKETTS, 2001).

O tipo de cultivo da matriz agrícola, bem como sua estrutura e forma, podem determinar a sobrevivência das espécies florestais em um contexto de paisagens fragmentadas (GASCON *et al.*, 1999). Para matrizes com menos sazonalidade, observamos comunidades mais homogêneas. Esse resultado não era esperado, uma vez que as culturas mais perenes ou florestais tendem a ser consideradas mais permeáveis para a fauna florestal (BEGOTTI, 2018), muito possivelmente devido à sua estrutura arbustiva (MILLAN, 2013). Nossa ideia inicial era de que esta maior permeabilidade favoreceria processos naturais de competição, aumentando a diversidade beta em escala regional, enquanto que as matrizes menos permeáveis estariam levando a uma maior homogeneização biótica.

Uma das possíveis explicações para este resultado é de que a forma de medição da sazonalidade não tenha sido adequada, pela pequena quantidade de categorias disponíveis na plataforma MapBiomas, dificultando assim um teste apropriado da hipótese. Caso nosso resultado tenha captado um padrão realmente existente, a maior permeabilidade da matriz, medida por uma menor sazonalidade, estaria favorecendo a homogeneização biótica. Caso confirmado por medições futuras mais adequadas da variável independente, um aspecto interessante a ser explorado é se esta homogeneização estaria ocorrendo "por baixo", ou seja, apenas com espécies generalistas, ou "por cima", mantendo-se também as espécies mais especialistas. Também seria interessante testar esta hipótese com outros grupos, com diferentes graus de mobilidade, para os quais existem dados disponíveis em data papers, como pequenos mamíferos (BOVENDORP *et al.*, 2017), morcegos (MUYLAERT *et al.*, 2017), anfíbios (VANCINE *et al.*, 2018), entre outros, adequando-se os efeitos de escala ao grau de mobilidade dos organismos.

No entanto, de forma paradoxal, os resultados de beta substituição apontam no sentido oposto, corroborando a hipótese de trabalho, com matrizes de maior sazonalidade apresentando maior homogeneidade, com menor diversidade beta substituição. Dadas as possíveis limitações já mencionadas na forma de medição da sazonalidade, bem como o pequeno tamanho do efeito, este resultado deve ser observado com cautela.

Uma paisagem mais permeável para a biodiversidade se mostra aparentemente importante para as populações de mamíferos de médio e grande porte (BEGOTTI, 2018), como é o caso da Mata Atlântica brasileira, e é fato que a estrutura da paisagem afeta a distribuição e abundância dos organismos (FAHRIG, 2005). Porém, a variável estrutura não foi incorporada em nenhum dos modelos plausíveis. Tal como acima, uma das possíveis

explicações para este resultado é de que a forma de medição da variável não tenha sido adequada, pela pequena quantidade de categorias de matriz agrícola disponíveis na plataforma MapBiomas no momento da extração dos dados, novamente dificultando assim um teste apropriado da hipótese. Caso o resultado reflita um padrão real, torna-se mais inesperado, tendo em vista o resultado obtido com a variável sazonalidade, dado que esperaríamos encontrar padrões similares, tendo em vista que as matrizes mais perenes tendem a ser as de maior estrutura.

Podemos ainda observar, nos gráficos da diversidade beta total (figura 04), que a alta proximidade, ao contrário do que se poderia esperar, não é determinante da similaridade, havendo tanto comunidades de fragmentos com alta proximidade que apresentam grande dissimilaridade, quanto comunidades com alta similaridade. Com o aumento da distância entre os fragmentos, as comunidades tendem a ser mais dissimilares. Ou seja, observa-se que há uma maior variabilidade nos dados de diversidade beta em comunidades espacialmente próximas que em comunidades mais distantes entre si. Muito provavelmente existe alguma outra variável da paisagem como, por exemplo, barreiras ecológicas, ou a capacidade de dispersão dos organismos (CALDERON PATRON *et al.*, 2012), que possa vir a explicar esse fenômeno da existência de comunidades tão distintas espacialmente próximas, e este seria um aspecto importante para se estudado futuramente, pois seria relevante compreender quais variáveis de paisagem ou locais podem gerar ambientes próximos que sejam tão dissimilares.

Ainda há muito a ser estudado e discutido sobre o processo de estruturação de comunidades. Devido ao pouco detalhamento dos tipos de matrizes agrícolas da base cartográfica utilizada, tivemos uma categorização mais pobre em termos destas matrizes. Assim, não tivemos condições de testar nossas hipóteses de forma tão exata quanto gostaríamos. A homogeneização biótica pode ser percebida em uma determinada comunidade pelo aumento da similaridade e diminuição da diversidade beta ao longo do tempo. Nossos resultados corroboram com uma das hipóteses de que existe homogeneização nas comunidades e que as matrizes agrícolas de estruturas mais altas refutaram a outra hipótese de que matrizes menos sazonais são melhores para a diversidade beta.

Notamos que a variável sazonalidade tem uma possível influência sobre as comunidades, mas a estrutura não. A estrutura pode ser relacionada com a permeabilidade da matriz, já que podemos ver comunidades serem favorecidas em áreas de maior estrutura o que pode impactar fortemente em vários processos ecológicos (UMETSU e PARDINI, 2007; UMETSU *et al.*, 2008; UEZU *et al.*, 2008). Portanto, apesar de nossos resultados, continua sendo muito importante uma melhor compreensão do efeito desta variável para a conservação

da biodiversidade no futuro.

A pesquisa sobre fatores que tentam explicar a variação da composição da comunidade têm sido uma das áreas de maior interesse no campo da ecologia de comunidades (TUOMISTO, 2010). Porém, poucos trabalhos investigaram os efeitos da sazonalidade da matriz agrícola como uma variável para a estruturação de comunidades. Por exemplo, Myer, (2019) que apontou que a estrutura do habitat e a sazonalidade foram variáveis importantes para explicar a seleção do habitat da *Lepus europaeus*. E Novaes *et al.* (2016), que procuraram mudanças na composição das comunidades de morcegos relacionadas à sazonalidade, porém não encontraram diferenças significativas na abundância das espécies.

Diferentes autores investigaram a estrutura da paisagem da matriz e como ela afeta a composição das comunidades biológicas, (por exemplo BRUUN, 2000; PIRES, 2006; KEVINEN, 2006), propondo que diferentes aspectos da estrutura vegetal, podem influenciar a estruturação da comunidade de diferentes formas.

Nossas variáveis testadas aqui foram rejeitadas (parcialmente no caso da sazonalidade). Contudo, há outros fatores que podem explicar as diferenças na estruturação da comunidade de mamíferos, como o manejo da matriz (FISCHER, 2011), a conectividade entre os fragmentos (GOODWIN, BÉLISLE *et al.*, 2001; TISCHENDORF, FAHRIG, 2000) e o tipo de matriz (PREVEDELLO e VIEIRA, 2010; SCHOOLEY e WIENS, 2005).

Especificamente em se tratando de aspectos das matrizes agrícolas, há ainda diferentes fatores que mereceriam estudo, a fim de verificar se poderiam ajudar a explicar a grande variabilidade dos dados de diversidade beta, particularmente em localidades mais próximas. Um destes é a intensidade de manejo das paisagens, como foi abordado por SILVA (2021), no qual investigou se o aumento da intensidade do manejo agrícola aumenta a homogeneização das comunidades. Porém, a autora não encontrou relação entre a variável de intensidade do manejo agrícola e a homogeneização.

Com o aumento da quantidade de dados disponíveis, deveríamos ainda testar simultaneamente uma maior quantidade de variáveis, considerando-se não só efeitos aditivos, mas interações entre elas. Com um aumento da quantidade de culturas mapeadas pelo projeto Mapbiomas, sugiro que se qualifique em mais detalhes ambas as variáveis estudadas, permitindo uma operacionalização mais adequada das variáveis teóricas. Por exemplo, para a estrutura, poderíamos mensurar o porte médio anual de cada cultura, a quantidade de terra nua disponível para deslocamento (culturas semelhantes em termo de porte podem ter maior ou menor densidade de plantas, o que, por sua vez, pode facilitar ou dificultar a movimentação pela paisagem) e a cobertura de dossel (cuja variação pode ser percebida pelos animais como

maior ou menor proteção contra predação). Já a sazonalidade pode ser medida como a própria variação sazonal da estrutura, trabalhando-se com algum coeficiente de variação da mesma ao longo do tempo.

Por fim, cabe lembrar que a Mata Atlântica já conta com um histórico enorme de perturbações, devido a todos os processos de fragmentação e perda de habitat que esse bioma já sofreu, e as comunidades restantes já estão bastante homogeneizadas. Esse fator torna ainda mais difícil o exato entendimento das variáveis que contribuem para a sua homogeneização biótica e perda de biodiversidade. Desta forma, recomenda-se que mais estudos sobre este tema sejam formulados a fim de melhor compreender a influência destes múltiplos fatores sobre a diversidade.

8 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nossos resultados não nos permitiram corroborar a hipótese de haver maior homogeneização biótica em paisagens mais estruturadas. No caso da hipótese da homogeneização biótica promovida por uma maior sazonalidade das matrizes, ela foi rejeitada para a diversidade beta total e corroborada para sua componente de substituição. Houve um aumento da diversidade conforme aumentamos a distância e quanto mais simples a estrutura maior foi a similaridade entre as comunidades. Também observamos que houve uma grande variabilidade de beta diversidade entre comunidades próximas e isto pode indicar que outros fatores não relacionados podem estar afetando a composição e diversidade beta nestas paisagens fragmentadas. Nossos resultados mostraram que a permeabilidade da matriz é um possível fator a se considerar quanto à variabilidade biológica. Também, nossos resultados realçaram a importância de estudos em escala da paisagem e considerando métricas relacionadas tanto ao espaço quanto ao tempo, para uma melhor compreensão destes processos de empobrecimento da diversidade biológica e orientação de futuras iniciativas de conservação.

REFERÊNCIAS

- AKAIKE, H. A new look at the statistical model identification. **IEEE Transactions on Automatic Control**. Notre Dame, v. 19, n. 6, p. 717-723. 1974.
- ANDERSON, J.; ROWCLIFFE, J.M.; COWLISHAW, G. Does the matrix matter? A forest primate in a complex agricultural landscape. **Biological Conservation**, v.135, n. 2, p. 212-222, 2007.
- ANTONIGIOVANNI, M.; METZGER, J. P. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. **Biology Conservation**, v. 122, n. 3, p. 441-451, 2005.
- BASCOMPTE, J.; POSSINGHAM, H.; ROUGHGARDEN, J. Patchy populations in stochastic environments: Critical number of patches for persistence. **The American Naturalist**, v. 159, n.2, 2002.
- BASELGA, A. *et al.* **Partitioning beta diversity into turnover and nestedness components. Package betapart**. Version 1.5.4, p. 1.4-1, 2017.
- BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 1, p. 134-143, 2010.
- BEGONI, J. A. *et al.* Landscape features lead to shifts in communities of medium- to large-bodied mammals in subtropical Atlantic Forest. **Journal of Mammalogy**. v. 97, n 3, p. 713–725, Rio de Janeiro. 2016.
- BEGOTTI, R. A.; PACÍFICO, E. S; FERRAZ, S. F. B.; GALETTI, M. Landscapes context of plantation forests in the conservation of tropical mammals. **Journal for Nature Conservation**, v. 41, p. 97-105, 2018.
- BELISLE, M.; ST. CLAIR, C. C. Cumulative effects of barriers on the movements of forest birds. **Conservation Ecology**, v.5, n.2, art.9, 2001.
- BLUME, E. *et al.* Surface and subsurface microbial biomass, community structure and metabolic activity as a function of soil depth and season. **Appl Soil Ecol**. p. 171–181. 2002.
- BOLKER, B. *et al.* **bbmle: Tools for General Maximum Likelihood Estimation**. R package version 1.0.23.1.2020.
- BOVENDORP, R. S. *et al.* Atlantic small-mammal: a dataset of communities of rodents and marsupials of the Atlantic forests of South America. **Ecology**. 98(8). 2017.
- BROCKERHOFF, E. G. *et al.* Plantation forests and biodiversity: Oxymoron or opportunity? **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n.5, p. 925-951, 2008.
- BRUUN, H.H. Patterns of species richness in dry grassland patches in an agricultural landscape. **Ecography** v. 23 p. 641-650. 2000.
- BURT, W. H. Territoriality and Home Range Concepts as Applied to Mammals. **Journal of**

Mammalogy, v. 24, n.3, p. 346-352, 1943.

CALDERON-PATRON. *et al.* La diversidad beta: medio siglo de avances. **Revista Mexicana de Biodiversidad**. v. 83, p. 879-891. 2012.

CANALE, R.; PERES, C.A.; GUIDORIZZI, C.E.; GATTO, C. A. F.; KIERULFF, M. C. I. M. Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. **PLoS ONE**, v.7, n.8, 2012.

CARVALHO JUNIOR, O.; LUZ, N. C. **Pegadas**: Série Boas Práticas, v. 3. Belém, PA: EDUFPA, 2008.

CEBALLOS, G; EHRLICH, P. R. Mammal population losses and the extinction crisis. **Science**, v. 296, n. 5569, p. 904–907, 2002.

CHAO, A. *et al.* Proposing a resolution to debates on diversity partitioning. **Ecology**, v. 93, n. 9, p. 2037–2051, 2012.

CHIARELLO, A. G. Influência da caça ilegal sobre os mamíferos e aves das matas de tabuleiro do norte do estado do Espírito Santo. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, v. 11/12, p. 229-247, 2000.

COOK, W. M.; ANDERSON, R. M.; SCHWEIGER, E. W. Is the matrix really inhospitable? Vole runway distribution in an experimentally fragmented landscape. **Oikos**, v. 104, n. 1, p. 5–14, 2004.

COOK, W. M.; LANE, K. T.; FOSTER, B. L.; HOLT, R. D. Island theory, matrix effects and species richness patterns in habitat fragments. **Ecology Letters**, v. 5, n. 5, p. 619–623, 2002.

COSTA, J. P. O. Avaliação da reserva da biosfera da Mata Atlântica: cinco anos depois de seu reconhecimento pelo programa MaB-UNESCO. **Cadernos RBMA**, n.6, p. 1-26, 2001.

CROOKS, K. R. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 2, p. 488–502, 2002.

CULLEN JR, L. *et al.* Jaguars as landscape detectives for the upper Parana River Corridor, Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 3, n.1, p. 147-161, 2005.

DALLA MARIA, G. M. *et al.* Manual de Silvicultura: cultivo de florestas plantadas. **Boletim Didático**, Florianópolis, n. 136, Epagri, 2017. 72p.

DEL RIO, C. M. *et al.* The importance of large carnivores to healthy ecosystems. **Endangered Species Update**, v. 18, n. 5, v. 202–210, 2001.

DEVICTOR, V. *et al.* Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. **Global Ecology and Biogeography**, v. 17, n. 2, p. 252-261, 2008.

DIRZO, R. *et al.* Defaunation in the Anthropocene. **Science**, v. 345, n. 6195, p. 401–406, 2014.

DIRZO, R. MIRANDA, A. Contemporary defaunation and forest structure, function and diversity – A sequel to John Terborgh, **Conservation Biology**, v. 4, n. 4, p. 444–447, 1990.

DIXO, M. B. de O. **Diversidade de sapos e lagartos de serrapilheira numa paisagem fragmentada do Planalto Atlântico de São Paulo**. 2005. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 2005.

DOBSON, A. *et. al.* Habitat loss, trophic collapse, and the decline of ecosystem services. **Ecology**, v. 87, n. 8, p. 1915-1924, 2006.

DORMANN, C. F. et al. Effects of landscape structure and land-use intensity on similarity of plant and animal communities. **Global Ecology Biogeography**. v. 16, p. 774-787. 2016.

DOTTA, G.; VERDADE, L. M. Medium to large-sized mammals in agricultural landscapes of south-eastern Brazil. **Mammalia**, v. 75, n. 4, p. 345–352, 2011.

DRISCOLL, D. A. et al. Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. **Trends Ecology & Evolution**, v. 28, n. 10, p. 605-613, 2013.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Etapas para formar bem uma pastagem**. Portal Embrapa (Versão 3.109.0) p 01. Brasília, DF. 2015. Acesso em: 02 ago. de 2021.

ETHIER, K.; FAHRIG, L. Positive effects of forest fragmentation, independent of forest amount, on bat abundance in eastern Ontario, Canada. **Landscape Ecology**, v. 26, p. 865-876, 2011.

FAHRIG L. When is a landscape perspective important? In: Wiens JA, Moss MR (eds) **Issues and perspectives in landscape ecology**. Cambridge University Press, New York, p. 3–10. 2005.

FAHRIG, L. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. **Ecological Applications**, v. 12, n. 2, p. 346-353, 2002.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 34, p. 487-515, 2003.

FERNANDES, I. M. et al. Spatiotemporal dynamics in a seasonal metacommunity structure is predictable: the case of floodplain fish communities. **Ecography**. v. 37, n.5, p. 464–475. 2014.

FERRAZ, K. M. P. M. de B. et al. Assessment of *Cercocyon* thous distribution in an agricultural mosaic, southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 74, p. 275–280, 2010.

FISCHER C. THIES, C. TSCHARNTKE, T. Small mammals in agricultural landscapes: Opposing responses to farming practices and landscape complexity. **Biological Conservation**, v. 144, p. 1130 - 1136. 2011.

FLYNN, D. F. B. et al. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. **Ecology Letters**, v. 12, n. 1, p. 22–33, 2009.

FONSECA, C. R. *et al.* Towards an ecologically sustainable forestry in the Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1209-1219, 2009.

FONSECA, G. A. B. The vanishing Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v. 34, n. 1, p. 17-34, 1985.

GALETTI, M. *et al.* Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1229-1241, 2009.

GALETTI, M.; DIRZO, R. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. **Biological Conservation**, v. 163, p. 1-6, 2013.

GALETTI, M.; SAZIMA, I. Impacto de cães ferais em um fragmento urbano da Floresta Atlântica no sudeste do Brasil. **Natureza & Conservação**, v. 4, n. 1, p. 58-63, 2006.

GASCON, C. Breeding-habitat used by five Amazonian frogs at forest edge. **Biodiversity & Conservation**, v. 2, p. 438-444, 1993.

GASCON, C. *et al.* Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biology Conservation**, v. 91, n. 2-3, p. 223-229, 1999.

GILPIN, M. E.; SOULÉ, M. E. Minimum viable populations: process of species extinctions. In: M. E. Soulé, (ed.), **Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity**. Sunderland: Sinauer Associates Inc., 1986. p. 19-34.

GOBEIL, J.; VILLARD, M. Permeability of three boreal forest landscape types to bird movements as determined from experimental translocations. **Oikos**, v. 98, n. 3, p. 447-458, 2002.

GOODWIN, B. J.; FAHRIG, L. How does landscape structure influence landscape connectivity? **Oikos**, v. 99, n. 3, p. 552-570, 2002.

GOULART, F. F. **Uso de modelos para avaliar a influência da matriz de paisagens fragmentadas sobre aves do Cerrado e da Mata Atlântica**. 2012. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2012.

GURD, D. B.; NUDDS, T. D.; RIVARD, D. H. Conservations of mammals in eastern North american wildlife reserves: how small is too small. **Conservation Biology**, v. 15, n. 5, p. 1355-1363, 2001.

HANSKI, I.; MOILANEN, A.; GYLLENBERG, M. Minimum viable metapopulation size. **American Naturalist**, v. 147, n. 4, 1996.

HARRISON, R. D.; TAN, S.; PLOTKIN, J. B.; SLIK, F.; DETTO, M.; BRENES, T.; ITOH, A.; DAVIES, S. J. Consequences of defaunation for a tropical tree community. **Ecology Letters**, v. 16, n. 5, p. 687-694, 2013.

HIJMANS, Robert J. **Raster: Geographic Data Analysis and Modeling**. Disponível em: <https://rspatial.org/raster>. 2021. Acesso em: 27 nov. de 2020.

HILTY, J. A.; LIDICKER JR., W. Z.; MERENLENDER, A. M. **Corridor ecology: The science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation.** Washington, Covelo e Londres: Island Press, 323 p. 2006.

HORI, M. NODA, T. An unpredictable indirect effect of algal consumption by gulls on crows. **Ecology**. 82. p.3251–325. 2001.

HUBBELL, S. P. **The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography.** (MPB 32). **Princeton University Press.** 2001.

IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Mamíferos aquáticos do Brasil: Plano de Ação - Versão II.** Brasília: IBAMA, Ministério do Meio Ambiente, 2001.

JOLY, C. A. *et al.* Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459-472, 2014.

JORGE, M. L. S. P.; GALETTI, M.; RIBEIRO, M. C.; FERRAZ, K. M. P. M. B. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. **Biological Conservation**, v. 163, p. 49-57, 2013.

JOST, L. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. **Ecology**, v. 88, n. 10, p. 2427–2439, 2007.

KIVINEN, S., LUOTO, M. KUUSSAARI, M. HELENIUS, J. Multi-species richness of boreal agricultural landscapes: effects of climate, biotope, soil and geographical location. **Journal of Biogeography**. V. 33 p. 862-875. 2006.

KOLEFF, P. GASTON, K. LENNON, J. Measuring beta diversity for presence–absence data. **Journal of Animal Ecology**, British Ecological Society, v. 72, n. 3, p. 367–382, 2003.

KOMMONEN, A.; PENTTILA, R; LINDGREN, M.; HANSKI, I. Forest fragmentation truncates a food chain based on an old-growth forest bracket fungus. **Oikos**, v. 90, n. 1, p. 119-126, 2000.

KURTEN, E. L. Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forests communities. **Biological Conservation**, v. 163, p. 22-32, 2013.

LANDE, R. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. **Oikos**, v. 76, n. 1, p. 5-13, 1996.

LAURANCE, W. F. Conserving the hottest of the hotspots. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1137, 2009.

LAURANCE, W. F. *et al.* Ecosystem decay of Amazonian Forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605-618, 2002.

LIMA, F. *et al.* ATLANTIC CAMTRAPS: a dataset of medium and large terrestrial mammal communities in the Atlantic Forest of South America. **Ecology**, v. 98, n. 11, 2017.

LOCKWOOD, J. L. Using taxonomy to predict success among introduced avifauna: the relative importance of transport and establishment. **Conservation Biology**, v. 13, n. 3, p. 560–567, 1999.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967.

MAGIOLI, M. *et al.* Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. **Animal Conservation**, v. 18, n. 6, p. 499–511, 2015.

MAGURRAN, A. E. 1988. **Ecological diversity and its measurement** New Jersey, Princeton University Press, 179 p.

MAGURRAN, A. E. **Measuring Biological Diversity**. Oxford: Blackwell Publishing, 2004. 256 p.

MAGURRAN, A. E. **Medindo a diversidade biológica**. Curitiba: Editora UFPR, 2013.

MARCHINI, S.; CAVALCANTE, S. M. C.; PAULA, R. C. **Predadores silvestres e animais domésticos: guia prático de convivência**. Atibaia: ICMBio, CENAP, 2011.

MAZZOLLI, M. Loss of historical range of jaguars in Southern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 18, p. 1715–1717, 2008.

MAZZOLLI, M.; GRAIPEL, M. E.; DUNSTONE, N. Mountain lion depredation in southern Brazil. **Biological Conservation**, v. 105, n. 1, p. 43–51, 2002.

MAZZOLLI, M.; HAMMER, M. L. A. Qualidade de ambiente para a onça-pintada, puma e jaguatirica na Baía de Guaratuba, Estado do Paraná, utilizando os aplicativos Capture e Presence. **Biotemas**, v. 21, n. 2, p. 105–117, 2008.

MCKINNEY, M. L.; LOCKWOOD, J. L. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 14, n. 11, p. 450–453, 1999.

MELO M. M. *et al.* Fragmented and isolation affect the food web: effects on the strength of interactions among trophic guilds. **Biota Neotropica**. v. 16. 2016.

METZGER, J. P. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. **Natureza & Conservação**, v. 4, n. 2, p. 11-23. 2006.

METZGER, J. P. O Código Florestal tem base científica? **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 1, p. 1-5, 2010.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1, n. 12, p. 1-9, 2001.

METZGER, J. P.; GOLDENBERG, R.; BERNACCI, L. C. Diversidade e estrutura de fragmentos de mata de várzea e de mata mesófila semidecídua submontana do rio Jacaré-

Pepira (SP). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 21, n. 3, p. 321-330, 1998.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Biodiversidade Brasileira**: Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília: MMA/SBF, 2002. 404 p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Mata Atlântica**: manual de adequação ambiental. Série Biodiversidade 35. Brasília: MMA/SBF, 2010. 96 p.

MITTERMEIER, R. A. *et al.* **Hotspots revisited**: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Washington: Cermex, 2004.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.

MUYLAERT, R. d. L. ATLANTIC BATS: a data set of bat communities from the Atlantic Forests of South America. **Ecology**. 98(12), 3227–3227. 2017.

MYER, M. *et al.* Seasonal effects of habitat structure and weather on the habitat selection and home range size of a mammal in agricultural landscapes. **Landscape Ecology**. 2019.

MYERS, N. *et al.* Biodiversity Hotspots for conservation priorities. **Nature**. v. 403, p. 853-858, 2000.

MYERS, N. Tropical forests and their species: Going, going...? In: WILSON, E. O. (ed.). **Biodiversity**. Washington: National Academic Press, 1988. p. 28-35.

NATHAN, R. *et al.* A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research. **PNAS**, v. 105, n. 49, p. 19052-19059, 2008.

NORTON, M. R.; HANNON, S. J.; SCHMIEGELOW, F. K. A. Fragments are not islands: patch vs landscape perspectives on songbird presence and abundance in a harvested boreal forest. **Ecography**, v. 23, n. 2, p. 209–223, 2000.

NOVAES, R. L. M. *et al.*: Seasonality and habitat use by bats assemblage structure in an urban Atlantic Forest remnant from Southeastern Brazil. **Mammalia**. 2016.

ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de Ecologia**. São Paulo: Thomson Learning. 5 ed. 2007.

PARDINI, R. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic forest landscape. **Biodiversity Conservation**, v. 13, p. 2567-2586, 2004.

PARDINI, R. *et al.* Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PlosOne** v. 5, n. 10, 2010.

PASSAMANI, M. Use of space and activity pattern of *Sphiggurus villosus* (F. Cuvier, 1823) from Brazil (Rodentia: Erethizontidae). **Mammalian Biology**, v. 75, p. 455–458, 2010.

PENTEADO, M. J. F. **Áreas de vida, padrões de deslocamento e seleção de habitats por**

pumas (Puma concolor) e jaguatiricas (Leopardus pardalis), em paisagens fragmentadas de São Paulo. 2012. Tese (Doutorado em Ecologia) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2012. 139 p.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Quality of agroecological matrix in a tropical montane landscape: ants in coffee plantations in southern Mexico. **Conservation Biology**, v. 16, n. 1, p. 174-182, 2002.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J.; WRIGHT, A. **Nature's Matrix: Linking Agriculture, Conservation and Food Sovereignty.** London: Earthscan Publications, 2009.

PETERS, R. H. **The ecological implications of body size.** 1. ed. New York: Cambridge University Press, 1983.

PILLAR, V. P. Tipos funcionais e a detecção de padrões em comunidades e ecossistemas. In: A. S. Coelho; R. D. Loyola & M. B. G. Souza (eds.). **Ecologia Teórica: desafios para o aperfeiçoamento da ecologia no Brasil.** Belo Horizonte: O Lutador, 2004. p. 73-90.

PIRES, A. S. et al. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, v. 108, n. 2, p. 229-237, 2002.

PIRES, A. S. et al. Vivendo em um mundo em pedaços: Efeitos da Fragmentação Florestal sobre Comunidades e Populações Animais. In: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.;

SLUYS, M. V.; ALVES, M. A. S. (eds.). **Essências em Biologia da Conservação.** São Carlos: RiMa Editora, 2006.

PITHER, J.; TAYLOR, P.D. An experimental assessment of landscape connectivity. **Oikos**, v. 83, n. 1, p. 166–174, 1998.

PREVEDELLO, J. A. VIEIRA, M. V. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity Conservation**. v. 19: p. 1205 -1223. 2010.

PRIMACK, R. B. **Essentials of conservation biology.** 2. ed. Sunderland: Sinauer Associates, 1999.

PROJETO MAPBIOMAS. **Coleção v.5 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil.** Disponível em: <http://mapbiomas.org/>. Acesso em: 27/11/2020.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing.** Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2018. E-book. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 27/11/2020.

RAHEL, F. J. Homogenization of fish faunas across the United States. **Science**, v. 288, n. 5467, p. 854–856, 2000.

RAHEL, F. J. Homogenization of freshwater faunas. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 33, p. 291-315, 2002.

REDFORD, K. H. The empty forest. **Bioscience**, v. 42, n. 6, p. 412–422, 1992.

REDFORD, K.H.; EISENBERG, J.F. **Mammals of the Neotropics: the Southern Cone - Chile, Argentina, Uruguay, Paraguay.** Chicago: The University of Chicago Press, 1992.

REZENDE, C.L. *et al.* From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018.

RIBEIRO J. *et al.* Landscape and local correlates with anuran taxonomic, functional and phylogenetic diversity in rice crops. **Landscape Ecology** v. 32, p. 1599–1612. 2017.

RIBEIRO, M. C. *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RICKETTS, T. H. The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscape. **The American Naturalist**, v. 158, n. 1, p. 87-99, 2001.

RICKLEFS, R. E. Evolutionary diversification, coevolution between populations and their antagonists, and the filling of niche space. **PNAS**, v. 107, n. 4, p. 1265-1272, 2010.

SANDERSON, E. W. *et al.* Planning to save a species: the jaguar as a model. **Conservation Biology**, v. 16, n. 1, p. 58-72, 2002.

SCHNEIDER, K. R. Heat stress in the intertidal: comparing survival and growth of an invasive and native mussel under a variety of thermal conditions. **Biol Bull.** p.253–264. 2008.

SCHOOLEY, R. L.; WIENS, J. A. Finding habitat patches and directional connectivity. **Oikos**, v. 102, n. 3, p. 559-570, 2003.

SCHOOLEY, R. L.; WIENS, J. A. Movements of cactus bugs: patch transfers, matrix resistance, and edge permeability. **Landscape Ecology**, v. 19, p. 801-810, 2004.

SCHOOLEY, R. L.; WIENS, J. A. Spatial ecology of cactus bugs: area constraints and patch connectivity. **Ecology**, v. 86, n. 6, p. 1627–1639, 2005.

SILVA, M.; HARTLING, L.; OPPS, S. B. Small mammals in agricultural landscapes of Prince Edward Island (Canada): effects of habitat characteristics at three different spatial scales. **Biological Conservation**, v. 126, n. 4, p. 556–568, 2005.

SINCLAIR, A.R.E.; MDUMA, S.; BRASHARES, J.S. Patterns of predation in a diverse predator-prey system. **Nature**, v. 425, p. 288–290, 2003.

SOARES-FILHO, B. *et al.* Modeling conservation in the Amazon basin. **Nature** 440: P. 520-523. 2006.

SOCOLAR, J. B. *et al.* How Should Beta-Diversity Inform Biodiversity Conservation? **Trends in Ecology and Evolution**. p. 1-14. 2016.

SOISALO, M. K.; CAVALCANTI, S. M. C. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture–recapture sampling in combination

with GPS radio-telemetry. **Biological Conservation**, v. 129, n. 4, p. 487-496, 2006.

SORENSEN, T. A. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content, and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. **Kongelige Danske Videnskabernes Selskabs Biologiske Skrifter**, v. 5, n. 4, p. 1-34, 1948.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Conservação da Mata Atlântica brasileira: um balanço dos últimos dez anos**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2017.

STEVENS, E. J. *et al.* Fodder oats: an overview (Chapter II). In: SUTTIE, J. M.; REYNOLDS, S. G. **Fodder oats: a world overview - Plant Production and Protection Series** No. 33. Rome: FAO, 2004.

STOFFEL, M. A.; NAKAGAWA, S.; SCHIELZETH, H. rptR: repeatability estimation and variance decomposition by generalized linear mixed-effects models. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 11, p. 1639-1644, 2017.

TABARELLI, M. *et al.* Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 695-700, 2005.

TABARELLI, M.; GASCON, C. Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, 2005.

TAVARES FILHO, *et al.* Método do perfil cultural para avaliação do estado físico de solos em condições tropicais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.23, p.393-399, 1999.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 68, n. 3, p. 571-573, 1993.

TAYLOR, P. D.; MERRIAM, G. Habitat fragmentation and parasitism of a forest damselfly. **Landscape Ecology**, v. 11, p. 181-189, 1996.

TERBORGH, J. The big things that run the world - A sequel to E. O. Wilson. **Conservation Biology**, v. 2, n. 4, p. 402-403, 1988.

TILMAN, D. Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices. **PNAS**, v. 96, n. 11, p. 5995-6000, 1999.

TIMO, T. P. C.; LYRA-JORGE, M. C.; GHELIER-COSTA, C.; VERDADE, L. M. Effect of the plantation age on the use of Eucalyptus stands by medium to large-sized wild mammals in south-eastern Brazil. **iForest**, v. 8, p. 108-113, 2015.

TISCHENDORF, L. FAHRIG, L. How should we measure landscape connectivity? **Landscape Ecology**, v. 15, p. 633 - 641. 2000.

TOCHER, M. D.; GASCON, C.; ZIMMERMAN, B. L. Fragmentation effects on a Central Amazonian frog community: a ten-year study. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. (eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented**

communities. Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 124–137.

TONHASCA JUNIOR, A. **Ecologia e história natural da Mata Atlântica**. Rio de Janeiro: Interciência, 2005.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Fundamentos em ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2003.

TUOMISTO, H. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. **Ecography**, v. 33, p. 2-22, 2010.

TURNBULL, J. W. Eucalypt plantations. **New Forests**, v. 17, p. 37-52, 1995.

UEZU, A. *et al.* Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic Forest region? **Biodiversity and Conservation**, v. 17, p. 1907–1922. 2008.

ULRICH, W.; GOTELLI, N. J. Null model analysis of species nestedness patterns. **Ecology**, v. 88, n. 7, p. 1824–1831, 2007.

UMETSU, F.; PARDINI, R. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats-evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. **Landscape Ecology**, v. 22; p. 517-530, 2007.

UZEDA, M. C. *et al.* Explorando as relações entre estrutura da paisagem e atributos de qualidade de fragmentos em região de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento / Embrapa Solos**. 1 ed. Rio de Janeiro. ISSN 1678-0892. 2011.

VANCINE, M. H. *et al.* ATLANTIC AMPHIBIANS: a data set of amphibian communities from the Atlantic Forests of South America. **Ecology**, 99(7), 1692–1692. 2018.

VELLEND, M.; AGRAWAL, A. Conceptual Synthesis in Community Ecology. **The Quarterly Review of Biology**, v. 85, n. 2, p. 183-206, 2010.

VIANA, V. M. *et al.* Restauração e manejo de fragmentos florestais. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2, 1992, São Paulo. **Anais**. São Paulo: Instituto Florestal de São Paulo, 1992, p. 400-407.

WAGNER, R. G.; LITTLE, K. M.; RICHARDSON, B.; MCNABB, K. The role of vegetation management for enhancing productivity of the world's forests. **Forestry**, v. 79, n. 1, p. 57-79, 2006.

WHITTAKER, R. H. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, v. 21, n. 2-3, p. 213-251, 1972.

WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. **Ecological Monographs**, v. 30, n. 3, p. 279-338, 1960.

WILCOVE, D. S.; McLELLAN, C. H.; DOBSON, A. P. Habitat fragmentation in the

temperate zone. In: SOULÉ, M. E. (ed.). **Conservation Biology**. Sunderland: Sinauer, 2003, p. 237-256.

WILCOX, B. A. Insular ecology and conservation. In: SOULÉ, M. E.; WILCOX, B. A. (eds.). **Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective**. Sunderland: Sinauer, Sunderland, 1980, p. 95-117.

ZOLLNER, P. A. Comparing the landscape level perceptual abilities of forest sciuridae in fragmented agricultural landscapes. **Landscape Ecology**, v. 15, p. 523-533, 2000.

ZOLLNER, P. A.; LIMA, S. L. Illumination and the perception of remote habitat patches by white-footed mice. **Animal Behaviour**, v. 58, n. 3, p. 489-500, 1999.

APÊNDICE A

MATERIAL SUPLEMENTAR

1) Pasta completa do material suplementar

Link: [material suplementar pasta completa](#)

2) Dados gerais para buffer de 2 km²

Link: [dados mapbiomas buffer 002 km](#)

O arquivo contém: Número de identificação da localidade e o valor de cada ano do Mapbiomas para cada comunidade do banco de dados com os buffers de 2 km.

2) Dados gerais para buffer de 100 km²

Link: [dados mapbiomas buffer 100km](#)

O arquivo contém: Número de identificação da localidade e o valor de cada ano do Mapbiomas para cada comunidade do banco de dados com os buffers de 2 km.

4) Lista de relação das espécies

Link: [Atributos das espécies completo](#)

O arquivo contém: lista de espécies presente no banco de dados, nele estão a identificação das espécies com Ordem, Família, Gênero, Espécie, Nome da Espécie, Nome Popular, tamanho, dieta, home range, artigo que usamos de base para a identificação do home range e distribuição. Estão presentes na lista apenas as espécies utilizadas no trabalho, sendo desconsideradas aquelas de tamanho corporal igual ou inferior a 1 kg.