



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA - UFBA**

Programa de Pós-Graduação em Ecologia: Teoria, Aplicação e Valores

Mestrado em Ecologia: Teoria, Aplicação e Valores

**JEAN NASCIMENTO DOS ANJOS**

**EFEITOS DA PERDA DE HABITAT SOBRE AS FUNÇÕES  
ECOLÓGICAS DE PLANTAS LENHOSAS DA MATA  
ATLÂNTICA.**

**Salvador, fevereiro de 2021**

**JEAN NASCIMENTO DOS ANJOS**

**EFEITOS DA PERDA DE HABITAT SOBRE AS FUNÇÕES  
ECOLÓGICAS DE PLANTAS LENHOSAS DA MATA  
ATLÂNTICA.**

Dissertação apresentada ao Programa  
de Pós-Graduação em Ecologia:  
Teoria, Aplicação e Valores, como parte dos  
requisitos exigidos para obtenção  
do título de Mestre em  
Ecologia: Teoria, Aplicação e Valores

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Mariano Neto (UFBA)

**Salvador, fevereiro de 2021**

**A verdadeira viagem de descobrimento não consiste em procurar novas paisagens,  
mas em ver com novos olhos” (Marcel Proust)**

## *Agradecimentos*

Ao meu orientador Eduardo Mariano, por ter aceitado o desafio de me orientar e por ter tornado a minha caminhada no mestrado mais divertida. Mariano te agradeço de coração pela paciência e dedicação!

Aos professores do PPG-EcoTEAV, por todo aprendizado. Sobretudo aos professores Pavel Dodonov e Bruno Vilela por fazerem parte da minha banca de acompanhamento e por todo conhecimento compartilhado ao longo desses dois anos.

À FAPESB, pela concessão da bolsa de estudo.

À minha família que sempre apoiou os meus estudos dando todo suporte para que eu chegasse até aqui, além de todo amor e carinho oferecidos durante todos os anos da minha vida.

Aos meus amigos (todos) que direta ou indiretamente me ajudaram durante esses anos intensos. Em especial, à Camila Luz, Patrícia Guerra, Tatiana Aguiar e Diego Miranda, por ter dividido as angústias e alegrias desse período incrível.

**Efeitos da perda de habitat sobre as funções ecológicas de plantas lenhosas da  
Mata Atlântica**

**Jean Nascimento dos Anjos**

A perda de habitat é um dos principais candidatos impulsionadores de mudanças ecológicas potencialmente irreversíveis, tanto em escala local quanto em escala global. Os humanos vêm substituindo paisagens tropicais florestadas por ambientes antropizados dominados principalmente pela agricultura e pecuária. A atual configuração da Mata Atlântica Brasileira é um retrato desse modelo de uso e ocupação do solo, onde menos 16% da sua cobertura original ainda persiste. Dentre os principais efeitos da redução da quantidade de habitat sobre a biodiversidade, a perda de espécies juntamente com a redução da diversidade filogenética e diversidade funcional estão entre os impactos que mais preocupam os ecólogos. Essas entidades são essenciais para a manutenção da resiliência e integridade dos ecossistemas e estão associadas a provisão de serviços ecossistêmicos de valor inestimável, tais como: serviços de suporte, provisão, regulação e cultural. Essa dissertação apresenta um capítulo, intitulado, “Efeitos da perda de habitat sobre as funções ecológicas de plantas lenhosas da Mata Atlântica”. Aqui buscamos conhecer como a perda de habitat de floresta em escala de paisagem afeta a riqueza de espécies e diversidade funcional de plantas lenhosas da Mata Atlântica. Descobrimos que os efeitos da perda de floresta na paisagem têm implicações importantes para a biodiversidade. Avaliamos um conjunto de 7810 plantas lenhosas, distribuídos 732 espécies agrupadas em 09 categorias funcionais. A riqueza de espécies e a riqueza funcional foram correlacionadas a redução da cobertura de floresta nas nossas paisagens e essas relações não são lineares. Também observamos que a redução na quantidade do habitat florestal influencia negativamente na abundância das características funcionais associadas as plantas climácicas de florestas, com perdas direcionadas para plantas polinizadas por animais vertebrados, zoocóricas, de frutos carnosos, de sementes grandes, e com elevadas densidades de madeira. Já as plantas intolerantes à sombra, autocóricas, de frutos secos e polinizadas por insetos são mais abundantes nas paisagens menos florestadas. Estudos empíricos também investigaram a influência da perda de habitat de floresta sobre a flora da Mata Atlântica e reportaram descobertas semelhantes o que nos

faz concluir que, a perda de floresta na escala da paisagem coloca em xeque a permanência comunidade mega diversa de plantas lenhosas e suas funções associadas a longo prazo na Mata Atlântica.

## **Resumo**

A perda de habitat é a principal causa da perda contínua de biodiversidade em todo o mundo. Fundamentalmente, está cada vez mais claro que as perdas na cobertura florestal em escalas de paisagem resultam em mudanças substanciais em uma série de processos ecológicos e funções do ecossistema que, em última instância, determinam a trajetória futura de muitas das florestas mais diversas e ameaçadas do mundo. Objetivamos nesse estudo avaliar a resposta da riqueza taxonômica e diversidade funcional de plantas lenhosas da Mata Atlântica frente a perda do habitat florestal na escala da paisagem. Esse estudo foi realizado em 11 paisagens de 6 x 6 km (36 km<sup>2</sup>) com diferentes proporções de cobertura florestal (entre 5% e 60%) na Mata Atlântica do Estado da Bahia. Foram estabelecidas oito parcelas de 250 m<sup>2</sup> aleatoriamente escolhidas em cada paisagem, e amostrados ramos de todos os indivíduos lenhosos com circunferência acima do peito (CAP) igual ou superior a 8 cm. A classificação das espécies por característica funcional foi baseada em livros, dissertações, teses, artigos científicos e banco de dados ecológicos virtuais. A redução da cobertura florestal na escala da paisagem influenciou negativamente as riquezas taxonômica e funcional e, essas relações foram não lineares. A uniformidade funcional não foi influenciada pela quantidade de floresta na paisagem. Já a divergência funcional foi positivamente influenciada pela redução da cobertura florestal na paisagem. As características funcionais apresentaram respostas distintas a quantidade de floresta na paisagem. As características funcionais associadas as plantas climácicas foram fortemente e negativamente influenciadas pela perda de cobertura florestal. Em contraste, as características funcionais associadas a plantas generalistas sobressaíram-se nas paisagens menos florestadas. Contudo, ressaltamos que até mesmo as paisagens menos florestadas ainda detêm parte significativa da flora lenhosa da Mata Atlântica e podem ser importantes fontes de sequestro de carbono devendo ser consideradas nas políticas de manejos da biodiversidade da Mata Atlântica.

**Palavras-chave:** Diversidade funcional, Perda de habitat, Flora lenhosa, Mata Atlântica, Paisagens antrópicas.

## **Abstract**

Habitat loss is the main cause of the continued loss of biodiversity worldwide. Fundamentally, it is increasingly clear that losses in forest cover at landscape scales result in substantial changes in a series of ecological processes and ecosystem functions that ultimately determine the future trajectory of many of the most diverse and threatened forests in the world. The objective of this study is to evaluate the response of the taxonomic richness and functional diversity of woody plants to habitat loss at the landscape scale in the Brazilian Atlantic Forest. This study was carried out in eleven landscapes of 6 x 6 km (36 km<sup>2</sup>) with different proportions of forest cover (between 5% and 60%) in the Atlantic Forest of Bahia. Eight plots of 250 m<sup>2</sup> were established randomly chosen in each landscape, and branches of all woody individuals with a circumference above the chest (CAP) equal to or greater than 8 cm were sampled. The classification of species by functional characteristic was based on books, dissertations, theses, scientific articles and virtual ecological database. The reduction of forest cover on the landscape scale negatively influences taxonomic and functional richness, and these relationships were non-linear. Functional uniformity was not influenced by the amount of forest in the landscape. Functional divergence was positively influenced by the reduction of forest cover in the landscape. The functional characteristics showed different responses to the amount of forest in the landscape. The functional characteristics associated with climatic plants were strongly and negatively influenced by the loss of forest cover. In contrast, the functional characteristics associated with generalist plants stood out in less forested landscapes. However, we emphasize that even the least forested landscapes still hold a significant part of the woody flora of the Atlantic Forest and can be important sources of carbon sequestration and should be considered in the management policies of the biodiversity of the Atlantic Forest.

**Keywords:** Functional diversity, Loss of habitat, Woody flora, Atlantic Forest, Anthropogenic landscapes.

## **Sumário**

Estrutura da Dissertação .....	10
Introdução .....	11
Meterial e Metodos.....	13
Resultados.....	18
Discussão .....	25
Conclusões.....	30
Referências Bibliográficas.....	31
Anexos .....	39

## **Estrutura da dissertação**

A presente dissertação está estruturada em 1 texto de divulgação, 1 artigo, Anexos e 1 capítulo como segue:

**Capítulo I – *Efeitos da perda de habitat sobre as funções ecológicas de plantas lenhosas da Mata Atlântica.***

O artigo do capítulo1: *Efeitos da perda de habitat sobre as funções ecológicas de plantas lenhosas da Mata Atlântica*, busca conhecer como a perda de habitat de floresta em escala de paisagem afeta a riqueza taxonômica, diversidade funcional e características funcionais de plantas lenhosas da Mata Atlântica.

## INTRODUÇÃO

A perda de habitat é a principal causa da perda contínua de biodiversidade em todo o mundo (MAXWELL et al., 2016; PÜTTKER et al., 2020), principalmente em ecossistemas com alto endemismo como a Floresta Atlântica na América do Sul (ANDRADE et al., 2015; TABARELLI et al., 2005). A Mata Atlântica é um dos 36 *hotspots* de biodiversidade mundiais (MYERS et al., 2000) restando apenas 11,26% de cobertura florestal original distribuída, principalmente, em manchas menores que 50 hectares (RIBEIRO et al., 2009). A conversão de grandes extensões de florestas contínuas, principalmente para agricultura e pastagem, além da extração seletiva de madeira, caça e outros distúrbios humanos, ameaça seriamente os habitats naturais e, conseqüentemente, afeta a persistência de espécies nativas da fauna e da flora (CANALE et al., 2012; PESSOA et al., 2017a; RUDEL et al., 2009). De acordo com a (FAO & UNEP, 2020), a taxa de desmatamento anual global foi estimada em 10 milhões de hectares entre os anos de 2015 e 2020, com a África (3,94 milhões de hectares/ano) e América do Sul (2,60 milhões de hectares/ano) liderando as perdas líquidas de área florestal na última década.

A quantidade de cobertura florestal na escala da paisagem é vista como um importante fator de mudança biológica (FAHRIG, 2003), sendo considerada juntamente com a sua configuração, o principal impulsionador de mudanças ecológicas potencialmente irreversíveis em paisagens humanamente modificadas, por meio de seus efeitos na conectividade da paisagem (PARDINI et al., 2010). Ademais, a hipótese de seleção de características funcionais moderada pela paisagem (TSCHARNTKE et al., 2012), afirma que a estrutura da paisagem (composição e configuração) têm um papel importante na "filtragem" das espécies por características funcionais (determinando quais características persistem), e em última análise, moldando a assembleia da comunidade e funcionalidade em paisagens humanamente modificadas (ROCHA-SANTOS et al., 2020).

Tradicionalmente, as mudanças na biodiversidade têm sido avaliadas pela riqueza e uniformidade de espécies, no entanto, para avaliar como as comunidades de plantas respondem às mudanças ambientais é crucial levar em consideração a diversidade de características funcionais que elas possuem (CURSACH et al., 2020). A diversidade funcional é um impulsionador chave dos processos do ecossistema, influenciando tanto a função quanto a confiabilidade do ecossistema (BARBARO et al., 2014; MASON et al.,

2005), podendo ser definida como o valor, o alcance e a abundância relativa de características funcionais de organismos em uma determinada comunidade (CARREÑO-ROCABADO et al., 2012; CHAPIN et al., 2000; DÍAZ et al., 2007).

Estudos recentes demonstraram que os efeitos da perda e modificação do habitat conduzem ao empobrecimento taxonômico, funcional (BENCHIMOL et al., 2017; ROCHA-SANTOS et al., 2017; ROCHA-SANTOS et al., 2020) e filogenético (ANDRADE et al., 2015) de comunidades de plantas lenhosas nas florestas tropicais, acarretando na perda de serviços e processos ecossistêmicos essenciais para manutenção da biodiversidade nesses ambientes. Além disso, em uma revisão recente dos os efeitos das mudanças na paisagem sobre as métricas de diversidade funcional nos trópicos (HATFIELD; HARRISON; BANKS-LEITE, 2018) constataram uma tendência geral de redução da diversidade funcional em múltiplos táxons, embora, para as plantas em particular, algumas respostas tenham sido positivas ou inconclusivas.

Fundamentalmente, está cada vez mais claro que as perdas na cobertura florestal em escalas de paisagem resultam em mudanças substanciais em uma série de processos ecológicos e funções do ecossistema que, em última instância, determinam a trajetória futura de muitas das florestas mais diversas e ameaçadas do mundo (ROCHA-SANTOS et al., 2020). Alguns estudos apresentaram dados sugestivos de que algumas características da história de vida das espécies favorecem a sua persistência ou desaparecimento em cenários de perda e modificação do habitat em paisagens antropogênicas. Por exemplo, espécies tolerantes a sombra (METZGER, 2000), com sementes grandes (FREITAS; DAMBROS; CAMARGO, 2013) e dispersão zoocórica (ROCHA-SANTOS et al., 2020) geralmente são mais sensíveis aos efeitos da perda e modificação de florestas. Em contra partida, espécies intolerantes a sombra, dispersas por agentes abióticos (TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999) e polinizadas por vetores generalistas (GIRÃO et al., 2007) tendem a apresentar respostas mais positivas em cenários de perda de cobertura de habitat.

O desafio para a conservação da biodiversidade, manutenção da resiliência dos ecossistemas e, conseqüentemente, a garantia de serviços e bens ecossistêmicos requer estratégias capazes de criar sistemas sócio-ecológicos sustentáveis (Norberg et al. 2008). De acordo com Laliberté et al. (2010) a diversidade de respostas funcionais é crucial para renovação e reorganização do ecossistema após distúrbios e representa a primeira garantia contra a perda de funções e serviços do ecossistema em um mundo em mudança. Já a alta redundância funcional fornece resiliência (às vezes chamada de

'seguro') contra a perda de funções e serviços fornecidos por aquele grupo se espécies diferentes mostrarem respostas compensatórias após a mudança ambiental (LALIBERTÉ et al., 2010; NAEEM, 2008). Nesse sentido, compreender como a perda de habitat na escala da paisagem afeta as funções das plantas lenhosas é fundamental para gerenciar paisagens antropogênicas visando integrar o uso e ocupação do solo com a manutenção da biodiversidade e a garantia de funções do ecossistema.

Objetivamos nesse estudo avaliar a resposta da riqueza taxonômica e diversidade funcional de plantas lenhosas da Mata Atlântica frente a perda de habitat na escala da paisagem. Especificamente, avaliamos (i) como as características funcionais respondem a perda de habitat na paisagem e (ii) selecionamos o modelo que melhor explica a resposta dessas relações. Partimos das seguintes hipóteses: (i) a riqueza taxonômica e uniformidade funcional respondem negativamente a perda de habitat florestal na escala da paisagem. Já a divergência funcional responde positivamente dentro deste cenário seguindo os pressupostos da hipótese da quantidade de habitat (FAHRIG, 2013); (ii) a riqueza funcional não responde a perda de habitat florestal na escala da paisagem em razão da existência de turnover (rotatividade de grupos funcionais) em cenários de perda de habitat de floresta na Mata Atlântica (DE COSTER; BANKS-LEITE; METZGER, 2015; MAGNAGO et al., 2014).

## **MATERIAIS E MÉTODOS**

Esse estudo faz parte de um projeto multi-táxon desenvolvido por um grupo de pesquisadores do Instituto de Biologia da Universidade Federal da Bahia – UFBA, com o objetivo de avaliar a influência do desmatamento sobre diferentes grupos taxonômicos e processos ecológicos na Mata Atlântica do estado da Bahia.

### **Área de estudo e seleção das paisagens amostrais:**

Esse estudo foi realizado em 11 paisagens de 6 x 6 km (36 km<sup>2</sup>) com diferentes proporções de cobertura florestal (variando entre 5% e 60%) na Mata Atlântica do estado da Bahia (11° 80' a 18° 49' S e 40° 08' a 21° 24' W), no nordeste do Brasil (figura 1). Essa região é considerada um *hotspot* de Biodiversidade mundial (MYERS et al., 2000). No entanto, o Bioma é caracterizado por um processo antigo de uso e ocupação.

A exploração da Mata Atlântica iniciou-se com a chegada dos portugueses ao Brasil em 1500. Todos os principais ciclos econômicos ocorridos no país durante esses cinco séculos após o descobrimento, como o do pau-brasil, cana-de-açúcar, café e mineração,

acabaram por devastar enormes extensões de terras (CARLOS GALINDO-LEAL & IBSEN DE GUSMÃO CÂMARA, 2003). Atualmente a região é o lar de mais de 125 milhões de brasileiros e contribui com 70% do Produto Interno Bruto (PIB), 2/3 da economia industrial do Brasil (REZENDE et al., 2018). Contudo, a história prolongada de distúrbios humanos torna muitas paisagens da Mata Atlântica locais experimentais inestimáveis para a compreensão dos impactos de longo prazo causados por atividades humanas em biotas de floresta tropical, e o papel desempenhado por paisagens tropicais modificadas pelo homem em termos de conservação da biodiversidade e abastecimento de bens e serviços ecossistêmicos (METZGER, 2009; TABARELLI et al., 2010)

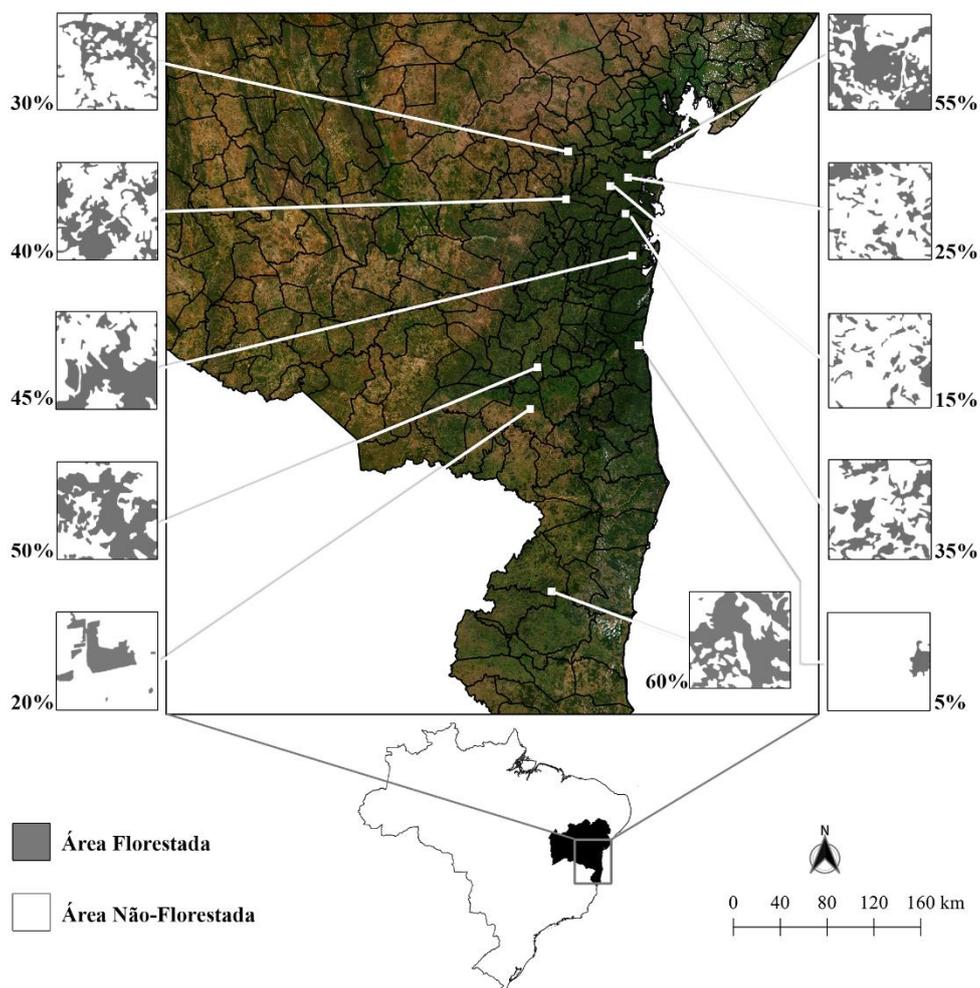


Figura 1: Mapa da área de estudo no estado da Bahia, Brasil, mostrando os remanescentes de Mata Atlântica (áreas verdes) e as onze paisagens amostradas (quadrados brancos). Nos detalhes laterais, as paisagens amostrais e a indicação de suas respectivas porcentagens de habitat florestal. No detalhe na parte inferior direita, mapa do Brasil indicando os limites do estado da Bahia (em preto) e a região ampliada na parte principal da figura.

A escolha das paisagens amostradas se deu a partir da distribuição de 1500 quadrados representando 6 x 6 km sobre o mapa de cobertura florestal do “Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica” ([www.sosma.org.br](http://www.sosma.org.br) e [www.inpe.br](http://www.inpe.br)). A partir desse mapa, foi calculada a proporção de cobertura florestal dentro das paisagens de 6 x 6 km. Em seguida, elas foram classificadas em função de sua proporção de cobertura florestal, nas classes 5%, 15%, 20%, 25%, 30%, 35%, 40%, 45%, 50%, 55% e 60%.

A seleção das paisagens amostrais atendeu a critérios estabelecidos no intuito de minimizar os efeitos de algumas variáveis relevantes e passíveis de controle via delineamento. São elas: (1) qualidade do habitat de floresta (estágio sucessional), onde estudos apontam diferenças de riqueza e composição entre florestas tropicais (LIEBSCH; MARQUES; GOLDENBERG, 2008; RIGUEIRA, 2017; SANTOS et al., 2008). Portanto, as paisagens com florestas em estágio inicial de sucessão ecológica, de acordo com a proposta da Resolução do CONAMA 05/1994, foram excluídas do sorteio; (2) qualidade da matriz (grau de permeabilidade às espécies tipicamente florestais). Aqui a matriz é definida como áreas de não-habitat florestal. Portanto, matrizes estruturalmente semelhantes às florestas (a exemplo das silviculturas ou sistemas agroflorestais) podem favorecer o movimento de organismos tipicamente florestais podendo atenuar os efeitos da perda de habitat e fragmentação na paisagem para determinados organismos (EWERS; DIDHAM, 2006; FRANKLIN; LINDENMAYER, 2009; RIGUEIRA, 2017). Dessa forma, foram consideradas aptas para a seleção, somente paisagens com matriz composta de pelo menos, 80% de áreas agrícolas de baixo porte (por exemplo, pastagens, campos ou plantios herbáceo/arbustivo), não-florestadas e não-urbanas; (3) presença de áreas fontes no entorno da paisagem selecionada. Objetivando minimizar um possível efeito da área do entorno oriundo de uma maior quantidade de floresta que poderia servir como área fonte para a paisagem (6 x 6 km) selecionada, foi estabelecido um quadrado de 18 x 18 km centrado sobre a paisagem amostral utilizado para computar a quantidade de floresta. Portanto, apenas às paisagens que apresentaram quantidade de cobertura florestal em suas respectivas classes (5%, 15%, 20%, 25%, 30%, 35%, 40%, 45%, 50%, 55% e 60%), maior do que a quantidade de habitat florestal dentro do quadrado de 18 x 18 km foram consideradas no sorteio.

### **Parcelas amostrais e coleta de dados**

A amostragem da vegetação se deu a partir do estabelecimento de 08 parcelas aleatoriamente escolhidas em cada paisagem. O sorteio foi realizado mediante a

sobreposição de uma grade com 100 células de 600 x 600 metros sobre a paisagem selecionada e consideramos como células passíveis de sorteio aquelas que apresentavam parte de sua área ocupada por remanescentes florestais. Em cada célula sorteada foi estabelecida uma parcela amostral, representada por um retângulo de 10 x 25 metros, colocado a pelo menos 50 metros de distância da borda da floresta, a fim de minimizar a influência da borda.

Foram amostrados ramos de todos os indivíduos lenhosos que apresentavam circunferência acima do peito (CAP) igual ou superior a 8 cm dentro das parcelas. As amostras foram processadas seguindo técnicas usuais de preparação e herborização e, posteriormente, foram conduzidas ao laboratório FLORA (IBio/UFBA) para o processamento e triagem. Os táxons foram identificados quando possível até o menor nível taxonômico. A identificação dos táxons foi feita com o auxílio da literatura, consulta a especialistas e comparação com amostras identificadas presentes nos acervos dos herbários da Universidade Federal da Bahia (UFBA), Comissão Executiva do Plano da Lavoura do Cacau (CEPLAC) e coleção particular do Laboratório de Ecologia Aplicada a Conservação (LEAC), da Universidade Estadual de Santa Cruz.

### **Traços funcionais**

Avaliamos características funcionais de 870 espécies de plantas lenhosas. Contudo, espécies com informações para menos de 4 traços funcionais (15.86%) foram excluídas. Como resultado, 7810 plantas lenhosas distribuídas em 732 espécies foram incluídas na análise final. 43.17% da nossa comunidade vegetal foi identificada em nível de espécie, 50.27% em nível de gênero e 6.55% em nível de família. Avaliamos um conjunto de 22 características funcionais em 9 categorias de traços funcionais (tabela 1). As características selecionadas, com exceção a densidade da madeira, são “características de respostas” conhecidas por serem sensíveis a distúrbios antrópicos (DÖBERT et al., 2017). No entanto, o conjunto de características selecionadas também tem relevância única na manutenção de processos ecológicos, como dispersão de sementes e polinização (ROCHA-SANTOS et al., 2020)

A classificação das espécies por característica funcional foi baseada em livros, teses, dissertações, artigos científicos (como DE PAULA; COSTA, 2011; FONSECA et al., 2020; GRESSLER; PIZO; MORELLATO, 2006; SANTOS, 2012), e banco de dados ecológicos virtuais (como “Tree Functional Attributes and Ecological Database”, 2020).

Para as espécies identificadas somente até o nível de gênero, as características funcionais contínuas foram avaliadas pela média apresentada pelo gênero (por exemplo: diâmetro médio do fruto para o gênero). Os percentuais de informações colhidas dos traços funcionais para as espécies de plantas neste estudo variam de 48.77 % (sistema de polinização) a 98.22 % (tipo de fruto)

Tabela 1. Traços funcionais e características funcionais medidas, com seus respectivos percentuais de informações registrados para as espécies neste estudo.

<b>Traços funcionais</b>	<b>%sp</b>	<b>Características funcionais</b>
Sistema de Polinização	48.77	Anemofilia; entomofilia; dispersão por animais vertebrados
Tipologia floral	71.72	Escova; Bandeira; Prato; Câmara: Tubo; Inconspícua, capítulo
Sistema de dispersão	95.76	Autocórico; Anemocórico; Zoocórico
Agente dispersor	49.86	Aves, Mamíferos
Tipo de fruto	98.22	Carnoso; Seco
Tamanho do fruto	68.30	Diâmetro (cm)
Tamanho da semente	67.21	Pequeno (< ou =1,2 cm de diâmetro); Grande (> 1,2 cm de diâmetro)
Tolerância à sombra	57.24	Tolerante; Intolerante
Dureza da madeira	58.06	Densidade da madeira (g/cm <sup>3</sup> )

### **Análise dos dados**

Foram avaliadas 3 índices de diversidade funcional: riqueza funcional (FRic), uniformidade funcional (FEve) e divergência funcional (FDiv) propostos por (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). Avaliamos também a riqueza taxonômica dentro de cada sítio. O FRic representa a quantidade de funções preenchidas no espaço funcional ocupado pela comunidade. O FEve descreve a uniformidade da distribuição das abundâncias das espécies no espaço funcional. O FDiv calcula divergência na distribuição das características das espécies dentro do volume ocupado por cada característica funcional. Os índices FEve e FDiv foram ponderados pela abundância e tem alcance de 0 a 1. Os índices foram calculados aplicando a função dbFD do pacote FD (LALIBERTE; LEGENDRE, 2010) e a matriz de Gower (GOWER, 1971) foi usada como matriz de distâncias multivariadas entre as espécies. Em seguida avaliamos a influência da quantidade de floresta na escala da paisagem sobre a abundância individual das características funcionais.

A seleção de modelos baseada no Critério de Informação de Akaike ( $\Delta AIC$ ) (AKAIKE, 1998) foi aplicada para avaliar a existência, bem como, a forma da relação entre a quantidade de habitat e as métricas de diversidade funcional, riqueza taxonômica, e características funcionais. O cálculo do  $dAICc$  corrigido para pequenas amostras foi feito utilizando a função `AICctab` do pacote `bbmle` (BOLKER; R CORE TEAM, 2020) e rotinas foram criadas para ajustes não lineares usando a função `mle2` do pacote `bbmle`. Para as métricas de diversidade funcional e riqueza taxonômica, foram testados 4 modelos comumente utilizados em estudos ecológicos em paisagens tropicais de florestas fragmentadas, a saber: 1- nulo; 2- linear; 3- potência; 4- logístico de quatro parâmetros. A distribuição normal dos erros foi usada para a modelar as métricas de diversidade funcional e características funcionais contínuas. Contudo, a distribuição de poisson foi aplicada na modelagem da riqueza taxonômica e características funcionais categóricas. Modelos com valores de AIC até dois (02) foram considerados equiprováveis e parcimônia foi utilizada como critério de desempate (CRAWLEY, 2013), exceto para a riqueza taxonômica onde os modelos equiprováveis foram analisados quanto ao ajuste e a distribuição dos desvios. Os modelos selecionados tiveram seus resíduos analisados para avaliação da validade do modelo. Todas as análises foram feitas no RStudio 1.3.1056 (R CORE TEAM, 2020)

## **RESULTADOS**

### **Riqueza taxonômica e diversidade Funcional**

A riqueza taxonômica foi negativamente relacionada a quantidade de floresta na escala da paisagem, e o modelo de potência foi o que melhor descreveu essa relação por apresentar melhor ajuste e menor distribuição dos desvios contrastando com o modelo linear (tabela 2, figura 2). As paisagens mais desmatadas (5%, 15%, 20%) apresentaram menor riqueza de árvores lenhosas (106 spp, 83 spp, 69 spp respectivamente). Em contrapartida, as paisagens de maior riqueza de espécies foram: 40% (251 spp), 45% e 55% (229 spp, cada). A quantidade de cobertura florestal na paisagem também influenciou negativamente e não linearmente a riqueza funcional (modelo de potência selecionado), com os valores de  $FRic$  mais altos nas paisagens menos desmatadas (figura 2). A quantidade de habitat florestal na paisagem não influenciou a uniformidade funcional (modelo nulo selecionado), (tabela 2), indicando que a homogeneidade de distribuição das características funcionais no espaço funcional é mantida independente da quantidade de habitat florestal na paisagem (figura 2). A divergência funcional foi

positivamente relacionada com a quantidade de floresta na escala da paisagem (modelo de potência selecionado), (tabela 2), sugerindo perda de redundância funcional em função da perda de habitat florestal na paisagem (figura 2).

Tabela 2. Modelos para explicar a relação entre quantidade de habitat na escala da paisagem e métricas da riqueza taxonômica e diversidade funcional de plantas lenhosas da Mata Atlântica.

<b>Variáveis</b>	<b>Modelos</b>	<b>dAICc</b>	<b>Df</b>
Riqueza Taxonômica	Linear	0.0	2
	<b><u>Potência</u></b>	<b><u>0.8</u></b>	<b><u>2</u></b>
	Nulo	97.7	1
	Logístico	110.1	4
Riqueza Funcional	<b><u>Potência</u></b>	<b><u>0.0</u></b>	<b><u>2</u></b>
	Nulo	3.5	2
	Linear	4.5	3
	Logístico	12.7	4
Uniformidade Funcional	<b><u>Nulo</u></b>	<b><u>0.0</u></b>	2
	Potência	0.0	<b><u>2</u></b>
	Linear	3.9	3
	Logístico	9.6	4
Divergência Funcional	<b><u>Potência</u></b>	<b><u>0.0</u></b>	<b><u>2</u></b>
	Nulo	3.1	2
	Linear	4.6	3
	Logístico	14.2	4

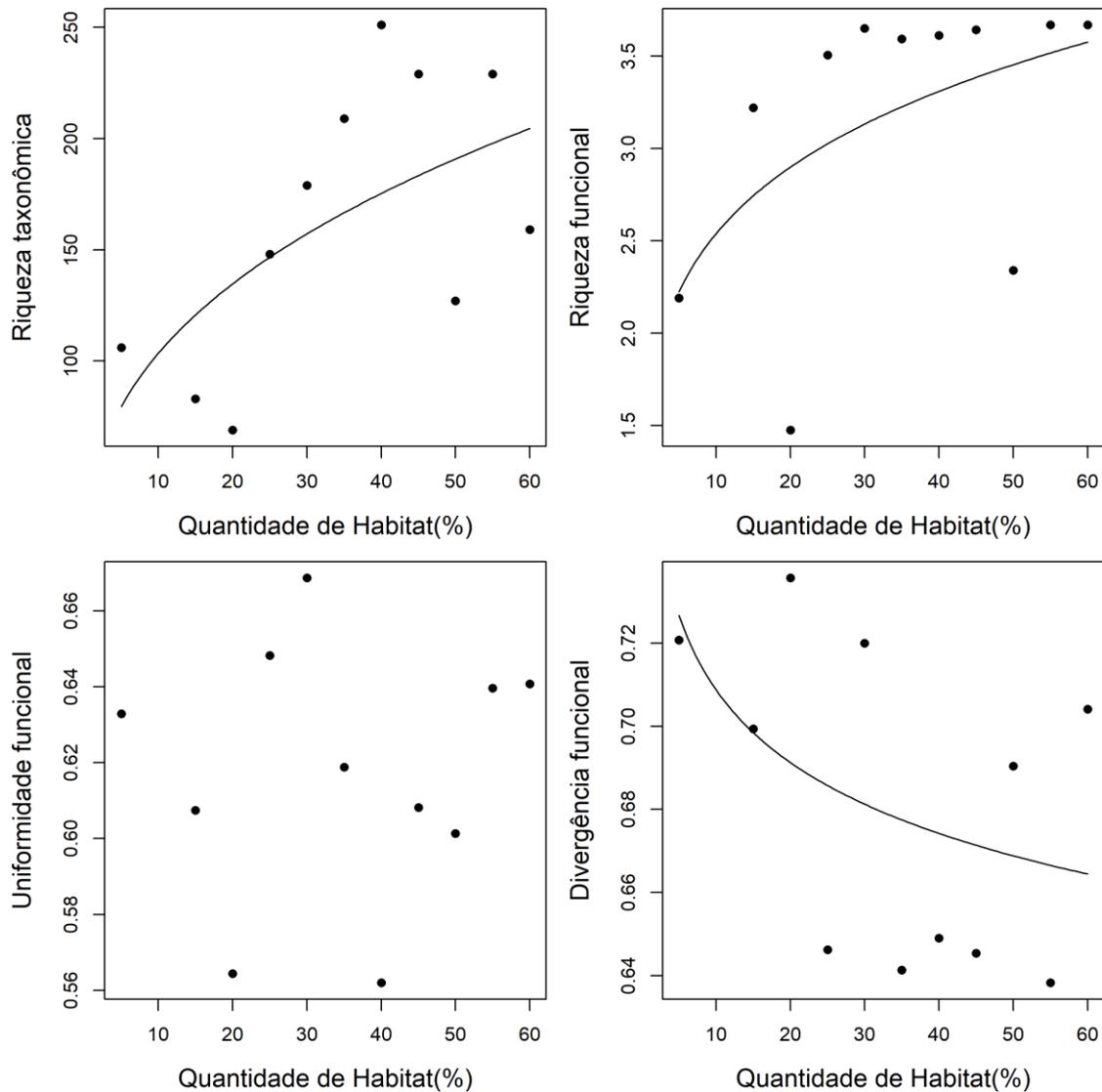


Figura 2. Relação entre riqueza taxonômica e diversidade funcional de plantas lenhosas da Mata Atlântica e quantidade de habitat (%) na paisagem.

### Características funcionais

Em relação ao sistema de dispersão, as plantas entomófilas foram positivamente influenciadas pela perda de floresta na escala da paisagem (modelo linear selecionado), (tabela 3, figura 3). Entretanto, as plantas anemófilas e as plantas polinizadas por vertebrados foram negativamente influenciadas pela perda do habitat florestal na paisagem, com os modelos linear e de potência explicando as respectivas relações (tabela 3, figura 3). No tocante a tipologia floral, as plantas com flores do tipo escova, tubo e inconspícuas foram negativamente influenciadas pela redução quantidade de floresta na paisagem (modelos de potência e linear (2x) selecionados), (tabela 3, figura 3). Em contrapartida, as plantas com flores do tipo prato e bandeira foram mais representadas nas

paisagens com menos cobertura de floresta (modelo linear selecionado). Entretanto, as plantas com flores do tipo câmara não foram afetadas pela redução do habitat florestal na paisagem (modelo nulo selecionado), (tabela 3, figura 3).

Em relação ao sistema de dispersão, as plantas autocóricas foram mais abundantes nas paisagens com menor quantidade de floresta (modelo linear selecionado) (tabela 3, figura 4). No entanto, as plantas zoocóricas foram menos representadas em paisagens com menos habitat florestal (modelo de potência selecionado). Já as plantas anemocóricas não foram afetadas pela redução do habitat florestal na paisagem (modelo nulo selecionado), (tabela 3, figura 4). No que tange ao agente dispersor, a perda de floresta na paisagem influenciou negativamente as plantas dispersas por mamíferos (modelo linear selecionado). Porém, o grupo de plantas dispersas por aves foi positivamente relacionado à perda de floresta na paisagem (modelo de potência selecionado), (tabela 3, figura 4).

Em relação ao tamanho das sementes, as plantas de sementes pequenas não foram afetadas pela perda de floresta na paisagem (modelo nulo selecionado), (tabela 3, figura 4). Contudo, as plantas de sementes grandes foram menos representadas nas paisagens menos florestadas (modelo linear selecionado), (tabela 3, figura 4). No tocante ao tipo de fruto, as plantas com frutos carnosos foram negativamente influenciadas pela perda da cobertura florestal na paisagem (modelo linear selecionado). Entretanto, as plantas com frutos secos foram positivamente influenciadas pela perda do habitat florestal na paisagem (modelo linear selecionado), (tabela 3, figura 4).

As plantas tolerantes à sombra foram negativamente influenciadas pela perda de floresta na paisagem. Entretanto, as plantas intolerantes à sombra, foram positivamente relacionadas com redução da cobertura florestal na paisagem (modelo linear selecionado), (tabela 3, figura 5). O diâmetro total dos frutos, bem como a densidade total da madeira diminuíram em função da perda do habitat florestal na paisagem (modelo de potência selecionado), (tabela 3, figura 5).

Tabela 3. Principais modelos com base no dAICc para explicar a relação entre quantidade de habitat (%) na escala da paisagem e características funcionais de plantas lenhosas da Mata Atlântica.

<b>Atributos Funcionais</b>	<b>Modelos</b>	<b>dAICc</b>	<b>Df</b>
Abund.Entomófilas	<b><u>Linear</u></b>	<b><u>0.0</u></b>	<b><u>2</u></b>
	Potência	4.2	2
Abund.Anemófilas	<b>Linear</b>	<b>0.0</b>	<b>2</b>
	Potência	10.5	2

Abund. Poli. Vertebrados	<b><u>Potência</u></b>	<b><u>0.0</u></b>	<b><u>2</u></b>
	Linear	4.2	2
Abund. Escova	<b><u>Potência</u></b>	<b><u>0.0</u></b>	<b><u>2</u></b>
	Linear	13.7	2
Abund. Câmara	<b><u>Nulo</u></b>	<b><u>0.0</u></b>	<b><u>1</u></b>
	Potência	1.1	2
Abund. Bandeira	<b><u>Linear</u></b>	<b><u>0.0</u></b>	<b><u>2</u></b>
	Potência	68.6	2
Abund. Prato	<b><u>Linear</u></b>	<b><u>0.0</u></b>	2
	Potência	3.9	2
Abund. Tubo	<b><u>Linear</u></b>	<b><u>0.0</u></b>	<b><u>2</u></b>
	Potência	1.1	2
Abund. Inconspícua	<b><u>Linear</u></b>	<b><u>0.0</u></b>	<b><u>2</u></b>
	Potência	8.8	2
Abund. Autocóricas	<b><u>Linear</u></b>	<b><u>0.0</u></b>	<b><u>2</u></b>
	Potência	11.8	2
Abund. Zoocóricas	<b><u>Potência</u></b>	<b><u>0.0</u></b>	<b><u>2</u></b>
	Linear	2.5	2
Abund. Anemocóricas	<b><u>Nulo</u></b>	<b><u>0.0</u></b>	<b><u>1</u></b>
	Linear	43.8	2
Abund. Mamaliocóricas	<b><u>Linear</u></b>	<b><u>0.0</u></b>	<b><u>2</u></b>
	Potência	19.8	2
Abund. Ornitocóricas	<b><u>Potência</u></b>	<b><u>0.0</u></b>	<b><u>2</u></b>
	Linear	4.8	2
Abund. Sement. Pequenas	<b><u>Nulo</u></b>	<b><u>0.0</u></b>	<b><u>1</u></b>
	Potência	0.1	2
Abund. Sement. Grandes	<b><u>Linear</u></b>	<b><u>0.0</u></b>	<b><u>2</u></b>
	Potência	6.3	2
Abund. Frutos Secos	<b><u>Linear</u></b>	<b><u>0.0</u></b>	<b><u>2</u></b>
	Potência	17.3	2
Abund. Frutos Carnosos	<b><u>Linear</u></b>	<b><u>0.0</u></b>	<b><u>2</u></b>
	Potência	4.1	2
Abund. Int. Sombra	<b><u>Linear</u></b>	<b><u>0.0</u></b>	<b><u>2</u></b>
	Potência	29.4	2
Abund. Tol. Sombra	<b><u>Linear</u></b>	<b><u>0.0</u></b>	<b><u>2</u></b>
	Potência	19.8	2
Diam. Total do Fruto	<b><u>Potência</u></b>	<b><u>0.0</u></b>	<b><u>2</u></b>
	Linear	6544.6	2
Densi. Total da Madeira	<b><u>Potência</u></b>	<b><u>0.0</u></b>	<b><u>2</u></b>
	Nulo	1071.8	1

---

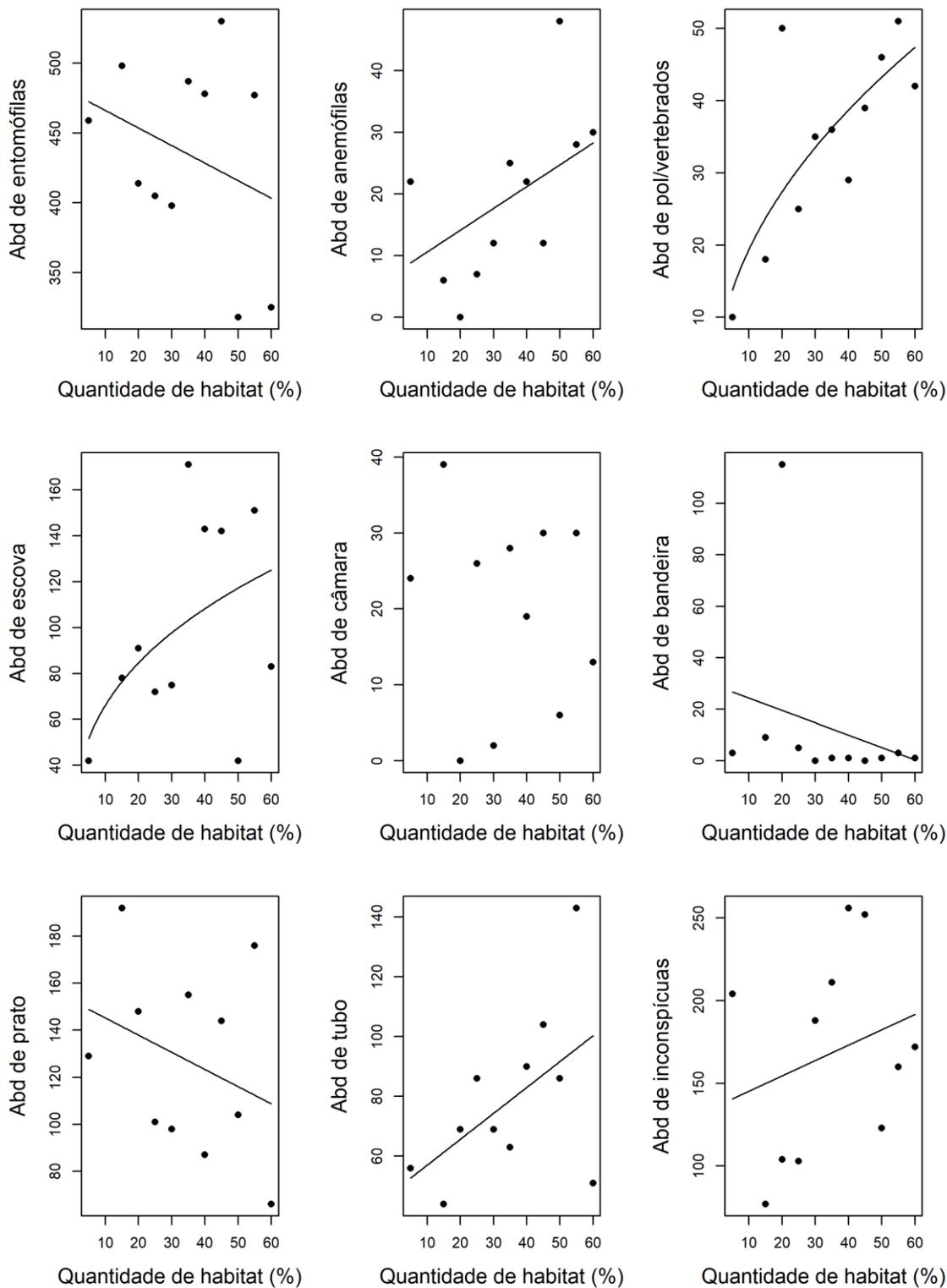


Figura 3. Relação entre a quantidade de habitat (%) com a abundância de características funcionais (entomófilas, anemófilas, polinização por vertebrados, escova, câmara, bandeira, prato, tubo, inconspícuas) de plantas lenhosas da Mata Atlântica.

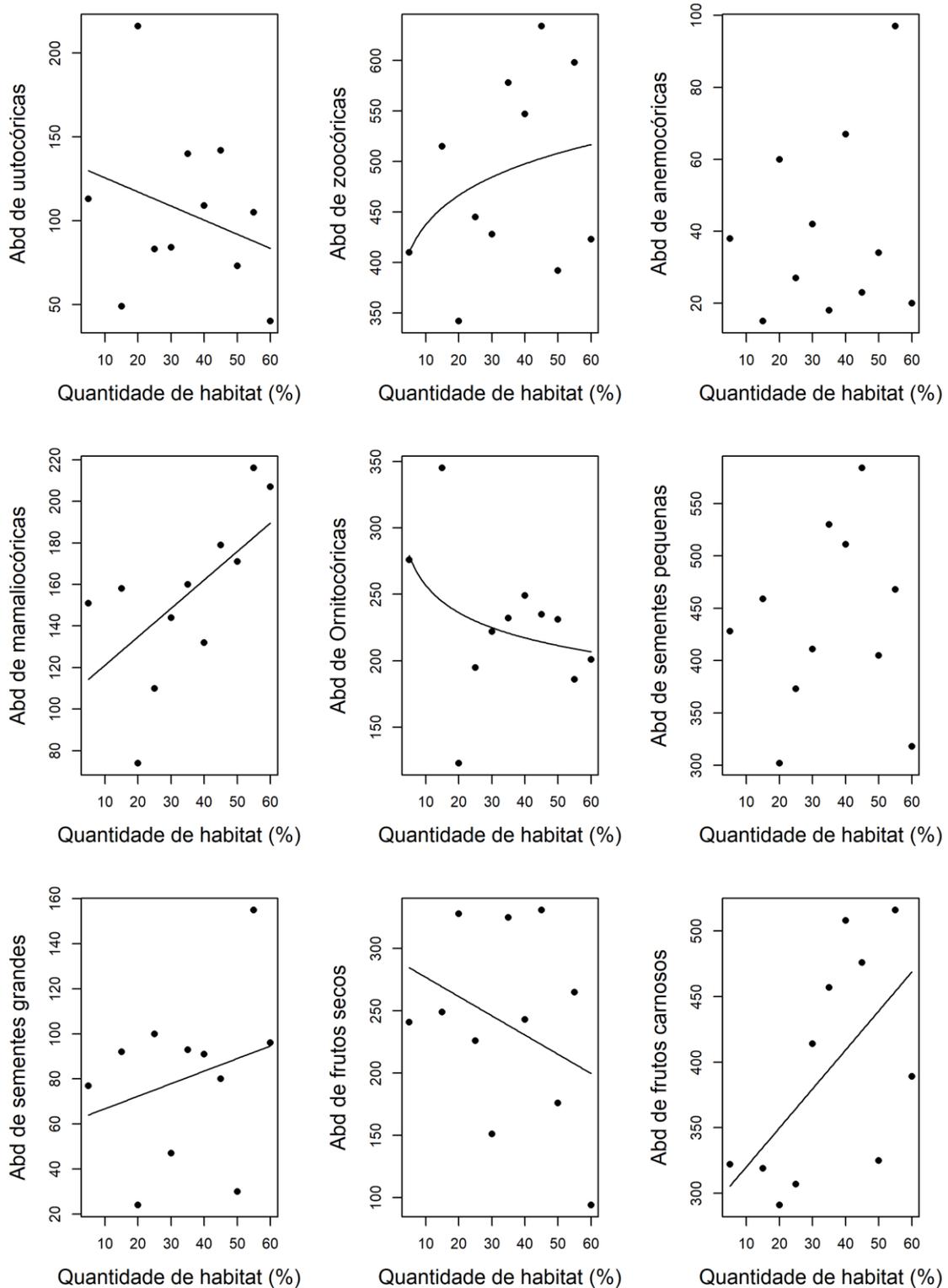


Figura 4. Relação entre a quantidade de habitat (%) com a abundância de características funcionais (autocóricas, zoocóricas, anemocóricas, mamaliocóricas, ornitocóricas, sementes pequenas, sementes grandes, frutos secos, frutos carnosos) de plantas lenhosas da Mata Atlântica.

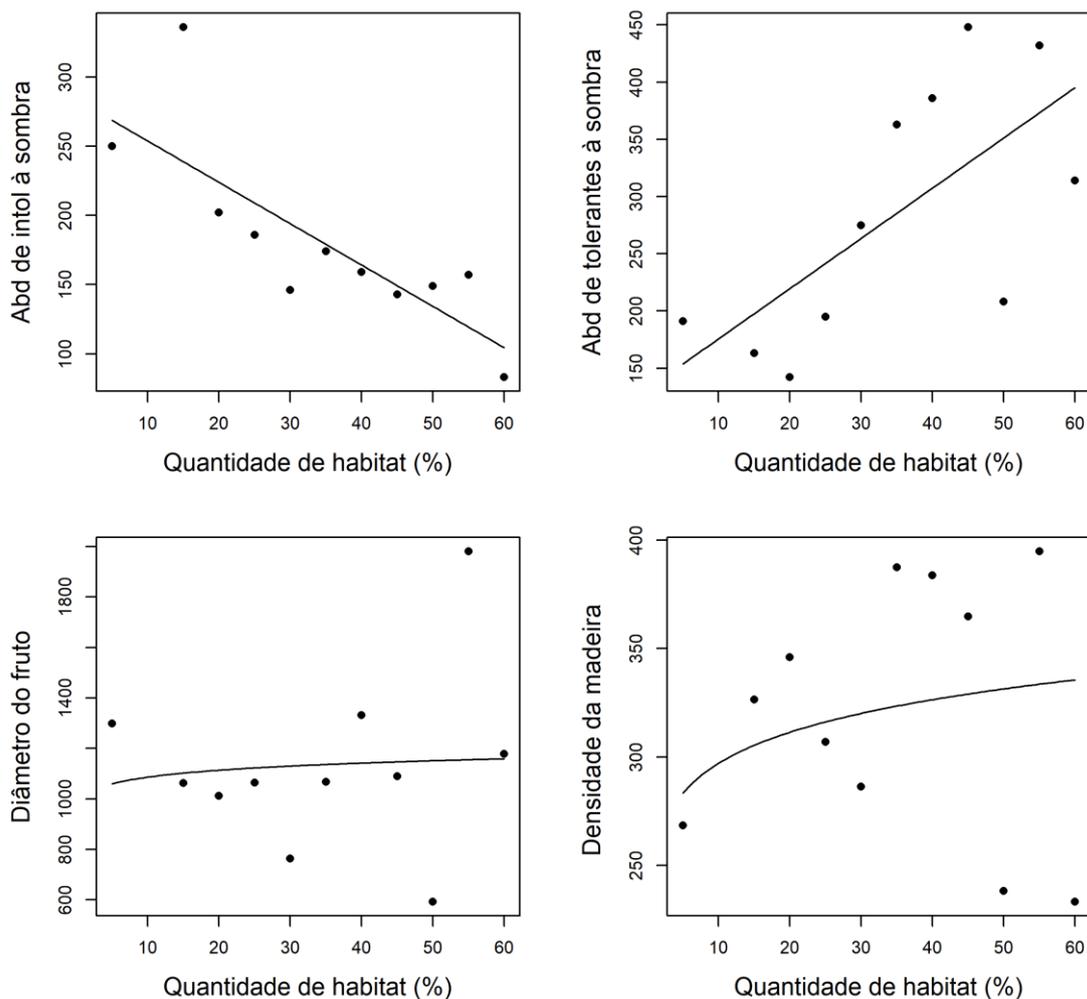


Figura 5. Relação entre a quantidade de habitat (%) com a abundância de características funcionais (intolerantes à sombra, tolerantes à sombra, diâmetro do fruto, densidade da madeira) de plantas lenhosas da Mata Atlântica.

## DISCUSSÃO

Nosso estudo demonstra os efeitos da perda de habitat de floresta em escala de paisagem sobre a comunidade de plantas lenhosas da Mata Atlântica e suas funções associadas. Conhecemos que a perda da cobertura florestal reduz não somente a riqueza de plantas lenhosas, como também a riqueza de funções desempenhadas por estas espécies. Especificamente, descobrimos que a redução da quantidade de floresta em escala da paisagem, afeta sensivelmente a abundância de características funcionais específicas e processos ecológicos associados, com perdas direcionadas para as plantas polinizadas por vertebrados, zoocóricas, de sementes grandes, frutos carnosos e tolerantes à sombra. Em contraste, descobrimos que as plantas intolerantes à sombra, autocóricas, de frutos secos e polinizadas por insetos são beneficiadas pela redução do habitat florestal

na escala da paisagem impulsionando a divergência funcional e aumentando o potencial de erosão da Mata Atlântica a longo prazo.

### **Efeitos da perda de habitat sobre a riqueza taxonômica**

Nossos resultados demonstram que a perda de habitat, medida como a quantidade de cobertura de floresta na escala da paisagem, reduz drasticamente a riqueza de plantas lenhosas na Mata Atlântica. Essas descobertas são consistentes com as previsões da hipótese da quantidade de habitat (FAHRIG, 2013) e também com resultados de estudos empíricos que relataram efeitos negativos da perda de floresta sobre a riqueza de árvores em florestas tropicais (ANDRADE et al., 2015; BASCOMPTE; RODRIGUEZ, 2001; RIGUEIRA; DA ROCHA; MARIANO-NETO, 2013; ROCHA-SANTOS et al., 2017).

Nosso modelo apresenta uma relação não linear entre a quantidade de habitat e a riqueza de plantas lenhosas, com a perda de espécies acentuada nas paisagens menos florestadas. Comparando a riqueza taxonômica média entre o conjunto das três paisagens menos florestadas (5%, 15% e 20%) com o conjunto das três paisagens mais florestadas (50%, 55% e 60%) temos uma redução de 86 espécies. Como os componentes dos ecossistemas interagem e contribuem para a manutenção da funcionalidade e sustentabilidade do ecossistema (BENNETT et al., 2009) a perda dessas espécies pode afetar a disponibilidade de recursos para diferentes grupos taxonômicos, podendo comprometer a manutenção de diferentes grupos biológicos e processos ecológicos nessas paisagens (RIGUEIRA; DA ROCHA; MARIANO-NETO, 2013).

Nossos resultados demonstram também que as paisagens com percentuais intermediários de cobertura florestal (30% a 45%) apresentam valores elevados de riqueza taxonômica em comparação com as paisagens menos florestadas, indicando que apesar da redução na quantidade de habitat, essas paisagens ainda detem uma quantidade importante de espécies de árvores e devem ser consideradas nas políticas de manejo desses ambientes, visando conservar a maior gama de espécies de plantas possível.

### **Efeitos da perda de habitat sobre a diversidade funcional**

Contrariando a nossa hipótese, a riqueza funcional foi drasticamente afetada pela redução do habitat florestal e demonstrou correlação positiva com a riqueza taxonômica (anexo 1), indicando baixa redundância funcional nas paisagens menos florestadas. Essa correlação pode ser explicada pelo efeito de seleção (CADOTTE; CARSCADDEN; MIROTCHNICK, 2011; MAYFIELD et al., 2010). O efeito de seleção ocorre quando a

probabilidade de capturar a gama de valores de características funcionais em um pool regional de espécies aumenta com o tamanho do pool de espécies locais (CADOTTE; CARSCADDEN; MIROTNICK, 2011; HUSTON, 1997).

Revisando os efeitos das mudanças na paisagem sobre as métricas de diversidade funcional nos trópicos (HATFIELD; HARRISON; BANKS-LEITE, 2018) apresentaram respostas contraditórias da riqueza funcional de múltiplos táxons em relação a quantidade de cobertura de floresta na paisagem. No entanto, os nossos resultados são consistentes com os relatados de Rocha-Santos et al.(2020) onde o a perda do habitat florestal afetou severamente a riqueza funcional de árvores em paisagens humanamente modificadas na Mata Atlântica. Considerando que a riqueza funcional e redundância funcional são aspectos importantes dos ecossistemas resilientes (FISCHER et al., 2007; PETERSON; ALLEN; HOLLING, 1998; WRIGHT et al., 2006) a perda dessas propriedades pode comprometer a persistência de uma comunidade mega diversa sob a influência de impactos antrópicos.

A uniformidade funcional não esteve relacionada a quantidade de floresta na paisagem, contradizendo a nossa previsão inicial. No entanto, esses resultados indicam que independente da quantidade de floresta na paisagem, a distribuição das abundâncias das espécies se mantem equitativa no espaço funcional.

A divergência funcional esteve positivamente relacionado a perda de floresta dentro das nossas paisagens. O FDiv também esteve positivamente relacionado com a redução do habitat florestal nos estudos de Magnago et al. (2014) e Rocha-Santos et al. (2020). Altos níveis de divergência funcional são associados a um alto grau de diferenciação de nicho entre as espécies dentro das comunidades (MOUCHET et al., 2010). Aqui, acreditamos que os valores mais elevados da divergência funcional nas paisagens de menor quantidade de floresta, tenham sido impulsionados pelo aumento fragmentação e, conseqüentemente, ampliação da extensão do efeito de (PÜTTKER et al., 2020) , resultando no aumento expressivo da abundância de espécies características de habitats perturbados (intolerantes à sombra, de tipos florais discretos, autocóricas e de frutos secos), (figuras, 3, 4 e 5), que por vez, pode ter ampliado a heterogeneidade de nicho nas paisagens mais desmatadas. Entretanto, Rocha-Santos et al. (2020) ressaltam que, enquanto as assembleias de árvores perdem seletivamente alguns atributos funcionais e grupos devido a perda de habitat, esses grupos são substituídos por características divergentes e extremas (longe do valor médio do espaço funcional) favorecidas por ambientes florestais perturbados. Dessa forma, a perda de habitat

conduzida pela redução no tamanho dos fragmentos, aparentemente reduz a redundância funcional e compromete a resiliência, aumentando o potencial de erosão a longo prazo das funções do ecossistema em pequenos fragmentos (MAGNAGO et al., 2014)

### **Efeitos da perda de habitat sobre as características funcionais**

Nossos resultados demonstram que a perda do habitat florestal em escala de paisagem, reduz a abundância das plantas polinizadas por animais vertebrados (aves e mamíferos), anemófilas, e plantas com tipologia floral “complexa” (escova, tubo e inconspícuas) em termos de acessibilidade aos recursos florais. Em contrapartida, as plantas polinizadas por insetos e plantas com tipologia floral “discreta” (prato e bandeira) em termos de acessibilidade aos recursos florestais, são mais abundantes nas paisagens menos florestadas. Resultados semelhantes foram descritos por Girão et al. (2007), Lopes et al. (2009) e Rocha-Santos et al. (2020) onde as plantas polinizadas por vertebrados e as plantas de tipologia floral complexa também foram afetadas pela alteração do habitat de floresta na Mata Atlântica. Aqui acreditamos que apesar de representar 1.2% da nossa comunidade vegetal, a perda de representação das plantas anemófilas em função da perda habitat na paisagem, é reflexo da perda de riqueza taxonômica dentro das nossas paisagens. Contudo, o declínio das plantas polinizadas por vertebrados neste cenário, parece ter relação com a redução da abundância das espécies de tipologia floral complexa, tendo em vista que 81.4% das espécies polinizadas por vertebrados apresentam tipologia floral complexa. Entretanto, Girão et al. (2007) sugerem que o número reduzido de espécies de árvores e indivíduos polinizados por morcegos em habitats impactados, além da ausência de árvores polinizadas por pássaros e mamíferos não voadores, entre outros, juntamente com mudanças nas características florais, pode ser resultado de um efeito de ordem superior promovido pela modificação do habitat. Considerando que nas florestas tropicais muitas espécies têm características florais simples que permitem o acesso de diversos vetores polinizadores, como abelhas, pequenos insetos, mariposas e borboletas (BAWA, 1990; ROCHA-SANTOS et al., 2020). Acreditamos que o aumento da abundância das plantas entomófilas em paisagens menos florestadas, pode estar associado ao aumento expressivo das espécies com tipologia floral discreta nestes ambientes.

A redução do habitat florestal nas nossas paisagens também influenciou negativamente na abundância das plantas zoocóricas, mamaliocóricas, de sementes grandes e frutos carnosos. Opostamente, as plantas autocóricas, ornitocóricas e de frutos secos foram mais abundantes nas paisagens menos florestadas. Estudos demonstram que

a redução do habitat de floresta na paisagem afeta negativamente a comunidade de mamíferos especialistas de floresta na Mata Atlântica (CANALE et al., 2012; PARDINI et al., 2010) com a abundância de mamíferos frugívoros sendo fortemente reduzida em resposta a perda de área florestal (CHIARELLO, 1999). Considerando a importância dos mamíferos na manutenção e regeneração das florestas tropicais (CUARON, 2000) nossas descobertas sugerem que o declínio da abundância das plantas zoocóricas, mamaliocóricas, de sementes grandes e frutos carnosos pode ter sido impulsionado por um evento primário de defaunação direcionado sobre a comunidade de mamíferos florestais frugívoros, consistentemente com as previsões da hipótese da árvore dependente da dispersão (CORDEIRO; HOWE, 2001; HOWE, 1977), atenuando a competição entre as espécies de diferentes estratégias de dispersão, favorecendo a abundância das plantas autocóricas e de frutos secos.

A redução do habitat florestal nas nossas paisagens também influenciou forte e negativamente na abundância das plantas tolerantes à sombra (climácicas). Em contraste, as plantas intolerantes à sombra (generalistas) sobressaíram-se nas paisagens menos florestadas. Respostas semelhantes são apresentadas em estudos que investigaram os efeitos da perda ou modificação do habitat florestal (BENCHIMOL et al., 2017; TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999) sobre a comunidade de plantas lenhosas na Mata Atlântica. Declínios populacionais de árvores sucessionais tardias podem desencadear efeitos em cascata, levando à interrupção das interações planta-animal com possíveis consequências negativas para o funcionamento do ecossistema, como dispersão e regeneração de sementes (BROOK et al., 2006; PESSOA et al., 2017b; SODHI et al., 2008; VALIENTE-BANUET et al., 2015). Aqui as plantas tolerantes à sombra representam 82.8% da nossa comunidade com estratégia de regeneração conhecida e são compostas predominante (87.3%) por espécies de frutos carnosos. Püttker et al. (2020) ressaltam que em paisagens altamente desmatadas, todas as florestas remanescentes provavelmente estarão próximas às bordas devido ao pequeno tamanho das manchas de habitat e, portanto, o habitat da floresta central pode ser raro ou inexistente, independentemente do arranjo espacial do habitat. Ademais, esses mesmos autores citam os estudos de Laurance et al. (2002, 2006) destacando que as plantas são particularmente vulneráveis aos efeitos de borda, sobretudo nas florestas tropicais onde pequenos cortes podem aumentar drasticamente a mortalidade das árvores e alterar o microclima, induzindo fortes mudanças na composição das espécies. Dessa forma, acreditamos que a

interação sinérgica de eventos como a perda da interação planta-animal, influência de borda e a perda da comunidade animal frugívora reconhecidamente importantes para regeneração florestal (CHIARELLO, 1999; PARDINI et al., 2010) são os principais impulsionadores da perda das plantas climácicas e maior abundância das plantas generalistas nas paisagens menos florestadas.

Os impactos negativos da perda de habitat também são expressos pela densidade total da madeira e pelo diâmetro total dos frutos nas nossas paisagens. No entanto, nossas descobertas contrastam com os resultados apresentados por Döbert et al. (2017) e Magnago et al. (2014) onde o aumento da perturbação sobre o habitat, não afetou a densidade da madeira de árvores de florestas tropicais. Rocha-Santos et al. (2017) ressaltam que o grupo das plantas tolerantes à sombra, é composto principalmente por espécies sucessionais tardias, com altas densidades de madeira e alturas máximas mais altas, conhecido por ser mais sensível a mudanças antropogênicas locais (estrutura da floresta) e em larga escala (perturbação da paisagem) em comparação as plantas intolerantes à sombra. Dessa forma, acreditamos que a redução da densidade total da madeira em nossas paisagens seja reflexo da perda expressiva das plantas tolerantes à sombra. No entanto, ressaltamos que até mesmo as nossas paisagens menos florestadas demonstram ser importantes fontes de sequestro de carbono.

## **CONCLUSÕES**

Os efeitos da perda do habitat de floresta sobre a comunidade de plantas lenhosas da Mata Atlântica e suas funções associadas, tem implicações importantes para a conservação de paisagens humanamente modificadas. Nosso modelo demonstra perda significativa da riqueza de espécies de plantas quando o habitat florestal é reduzido na paisagem. Ademais, a riqueza funcional também é forte e negativamente influenciada pela redução do habitat na paisagem, contrariando a nossa hipótese que previa rotatividade de funções equilibrando o espaço funcional ocupado pela nossa comunidade florística. A substituição das características funcionais associadas as plantas climácicas, por características extremas (longe do valor médio do espaço funcional) associadas a plantas adaptadas a ambientes florestais perturbados, favorece a divergência funcional. Portanto, considerando que a riqueza taxonômica e funcional e a redundância funcional são fatores importantes para manutenção e resiliência dos ecossistemas, nossas

descobertas sugerem que a perda do habitat florestal em escala de paisagem, coloca em xeque a persistência da comunidade mega diversa de plantas lenhosas e suas funções associadas a longo prazo na Mata Atlântica.

Consistente com a nossa hipótese inicial, as características funcionais são distintamente influenciadas pela perda do habitat florestal na paisagem. Especificamente, constatamos que as características funcionais associadas ao grupo de espécies climácicas (tolerantes à sombra, polinizadas por animais vertebrados, zoocóricas, de frutos carnosos, de sementes e frutos grandes, e com elevada densidade de madeira) são particularmente afetadas pela redução da quantidade de floresta na paisagem. Essa resposta parece ter forte relação com a atuação sinérgica de eventos que incluem a mortalidade de árvores em decorrência do efeito de borda e a perda da comunidade animal frugívora, ambos impulsionados pela perda de habitat via fragmentação. Não obstante, esses efeitos podem desencadear à interrupção das interações planta-animal com possíveis consequências nocivas para o funcionamento do ecossistema e a garantia da provisão de serviços ecossistêmicos. Contudo, ressaltamos que até mesmo as nossas paisagens mais desmatadas ainda detêm parte significativa da flora lenhosa da Mata Atlântica e podem ser importantes fontes de sequestro de carbono devendo ser consideradas nas políticas de manejos da biodiversidade da Mata Atlântica.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

AKAIKE, H. A Bayesian Analysis of the Minimum AIC Procedure. In: **Ann. Inst. Statist. Math.** [s.l.] Springer, New York, NY, 1998. v. 30p. 275–280.

ANDRADE, E. R. et al. Effects of habitat loss on taxonomic and phylogenetic diversity of understory Rubiaceae in Atlantic forest landscapes. **Forest Ecology and Management**, v. 349, p. 73–84, 2015.

BARBARO, L. et al. Bird functional diversity enhances insectivory at forest edges: a transcontinental experiment. **Diversity and Distributions**, v. 20, n. 2, p. 149–159, 1 fev. 2014.

BASCOMPTE, J.; RODRIGUEZ, M. A. Habitat patchiness and plant species richness. **Ecology Letters**, v. 4, n. 5, p. 417–420, 14 set. 2001.

BAWA, K. S. Plant-Pollinator Interactions in Tropical Rain Forests. **Annual Review of**

**Ecology and Systematics**, v. 21, n. 1, p. 399–422, 28 nov. 1990.

BENCHIMOL, M. et al. Translating plant community responses to habitat loss into conservation practices: Forest cover matters. **Biological Conservation**, v. 209, n. November 2016, p. 499–507, 2017.

BENNETT, A. F. et al. Ecological processes: A key element in strategies for nature conservation. **Ecological Management & Restoration**, v. 10, n. 3, p. 192–199, 1 dez. 2009.

BOLKER, B.; CORE TEAM, R. D. **bbmle: Tools for General Maximum Likelihood Estimation**, 2020. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=bbmle>>

BROOK, B. W. et al. **Momentum drives the crash: Mass extinction in the tropics** *Biotropica* John Wiley & Sons, Ltd, , 1 maio 2006. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1744-7429.2006.00141.x>>. Acesso em: 20 jan. 2021

CADOTTE, M. W.; CARSCADDEN, K.; MIROTCNICK, N. **Beyond species: Functional diversity and the maintenance of ecological processes and services** *Journal of Applied Ecology* John Wiley & Sons, Ltd, , 1 out. 2011. Disponível em: <<https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x>>. Acesso em: 4 jan. 2021

CANALE, G. R. et al. Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. **PLoS ONE**, v. 7, n. 8, 14 ago. 2012.

CARLOS GALINDO-LEAL & IBSEN DE GUSMÃO CÂMARA. The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook. **Electronic Green Journal**, v. 1, n. 19, 1 dez. 2003.

CARREÑO-ROCABADO, G. et al. Effects of disturbance intensity on species and functional diversity in a tropical forest. **Journal of Ecology**, v. 100, n. 6, p. 1453–1463, 1 nov. 2012.

CHAPIN, F. S. et al. **Consequences of changing biodiversity** *Nature* Nature Publishing Group, , 11 maio 2000. Disponível em: <[www.nature.com](http://www.nature.com)>. Acesso em: 19 jan. 2021

CHIARELLO, A. G. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 89, n. 1, p. 71–82, 1 jul. 1999.

- CORDEIRO, N. J.; HOWE, H. F. **Low recruitment of trees dispersed by animals in African forest fragments***Conservation Biology* John Wiley & Sons, Ltd, , 14 dez. 2001. Disponível em: <<https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1046/j.1523-1739.2001.99579.x>>. Acesso em: 8 jan. 2021
- CRAWLEY, M. J. **Second Edition**. [s.l.: s.n.].
- CUARON, A. D. A Global Perspective on Habitat Disturbance and Tropical Rainforest Mammals. *Conservation Biology*, p. 1574–1579, 2000.
- CURSACH, J. et al. The role of landscape composition and heterogeneity on the taxonomical and functional diversity of Mediterranean plant communities in agricultural landscapes. *PLOS ONE*, v. 15, n. 9, p. e0238222, 16 set. 2020.
- DE COSTER, G.; BANKS-LEITE, C.; METZGER, J. P. Atlantic forest bird communities provide different but not fewer functions after habitat loss. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 282, n. 1811, p. 20142844, 22 jul. 2015.
- DE PAULA, J. E.; COSTA, K. P. **Densidade da madeira de 932 espécies nativas do Brasil**. [s.l.: s.n.]. v. Cinco Continentes
- DÍAZ, S. et al. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 104, n. 52, p. 20684–20689, 26 dez. 2007.
- DÖBERT, T. F. et al. Logging increases the functional and phylogenetic dispersion of understorey plant communities in tropical lowland rain forest. *Journal of Ecology*, v. 105, n. 5, p. 1235–1245, 1 set. 2017.
- EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. **Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation***Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* Biol Rev Camb Philos Soc, , fev. 2006. Disponível em: <<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/16318651/>>. Acesso em: 29 dez. 2020
- FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 34, p. 487–515, 2003.
- FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: The habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, v. 40, n. 9, p. 1649–1663, 1 set. 2013.
- FAO E UNEP. **The State of the World's Forests 2020**. Roma: FAO and UNEP, 2020.

- FISCHER, J. et al. Functional richness and relative resilience of bird communities in regions with different land use intensities. **Ecosystems**, v. 10, n. 6, p. 964–974, 1 set. 2007.
- FONSECA, W. O. et al. A família Rubiaceae no Parque Nacional de Boa Nova, Estado da Bahia, Brasil. **Hoehnea**, v. 47, 2020.
- FRANKLIN, J. F.; LINDENMAYER, D. B. **Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity** *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* National Academy of Sciences, , 13 jan. 2009. Disponível em: <[www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0812016105](http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0812016105)>. Acesso em: 29 dez. 2020
- FREITAS, C. G.; DAMBROS, C.; CAMARGO, J. L. C. Changes in seed rain across Atlantic Forest fragments in Northeast Brazil. **Acta Oecologica**, v. 53, p. 49–55, 1 nov. 2013.
- GIRÃO, L. C. et al. Changes in Tree Reproductive Traits Reduce Functional Diversity in a Fragmented Atlantic Forest Landscape. **PLoS ONE**, v. 2, n. 9, p. e908, 19 set. 2007.
- GOWER, J. C. A General Coefficient of Similarity and Some of Its Properties. **International Biometric Society**, p. 857–871, 1971.
- GRESSLER, E.; PIZO, M. A.; MORELLATO, L. P. C. **Polinização e dispersão de sementes em Myrtaceae do Brasil** *Revista Brasileira de Botânica* Sociedade Botânica de São Paulo, , out. 2006. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-84042006000400002&lng=en&nrm=iso&tlng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-84042006000400002&lng=en&nrm=iso&tlng=pt)>. Acesso em: 25 dez. 2020
- HATFIELD, J. H.; HARRISON, M. L. K.; BANKS-LEITE, C. Functional Diversity Metrics: How They Are Affected by Landscape Change and How They Represent Ecosystem Functioning in the Tropics. **Current Landscape Ecology Reports**, v. 3, n. 2, p. 35–42, 28 jun. 2018.
- HOWE, H. F. Bird Activity and Seed Dispersal of a Tropical Wet Forest Tree. **Ecology**, v. 58, n. 3, p. 539–550, 1 maio 1977.
- HUSTON, M. A. Hidden treatments in ecological experiments: Re-evaluating the ecosystem function of biodiversity. **Oecologia**, v. 110, n. 4, p. 449–460, 1997.

LALIBERTÉ, E. et al. Land-use intensification reduces functional redundancy and response diversity in plant communities. **Ecology Letters**, v. 13, n. 1, p. 76–86, 1 jan. 2010.

LALIBERTE, E.; LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, n. 1, p. 299–305, 1 jan. 2010.

LAURANCE, W. F. et al. **Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22-year investigation** *Conservation Biology* John Wiley & Sons, Ltd, , 1 jun. 2002. Disponível em: <<https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x>>. Acesso em: 20 jan. 2021

LAURANCE, W. F. et al. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 103, n. 50, p. 19010–19014, 12 dez. 2006.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1717–1725, 1 jun. 2008.

LOPES, A. V. et al. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1154–1165, 1 jun. 2009.

MAGNAGO, L. F. S. et al. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. **Journal of Ecology**, v. 102, n. 2, p. 475–485, 1 mar. 2014.

MASON, N. W. H. et al. Functional richness, functional evenness and functional divergence: The primary components of functional diversity. **Oikos**, v. 111, n. 1, p. 112–118, 2005.

MAXWELL, S. L. et al. **Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers** *Nature* Nature Publishing Group, , 10 ago. 2016. Disponível em: <<http://www.nature.com/news/biodiversity-the-ravages-of-guns-nets-and-bulldozers-1.20381>>. Acesso em: 19 jan. 2021

MAYFIELD, M. M. et al. What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait

diversity to land-use change. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 4, p. 423–431, 1 jul. 2010.

METZGER, J. P. Tree functional group richness and landscape structure in a brazilian tropical fragmented landscape. **Ecological Applications**, v. 10, n. 4, p. 1147–1161, 2000.

METZGER, J. P. **Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest** **Biological Conservation** Elsevier, , 1 jun. 2009.

MORANTE-FILHO, J. C. et al. Birds in Anthropogenic Landscapes: The Responses of Ecological Groups to Forest Loss in the Brazilian Atlantic Forest. **PLOS ONE**, v. 10, n. 6, p. e0128923, 17 jun. 2015.

MOUCHET, M. A. et al. Functional diversity measures: An overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24, n. 4, p. 867–876, 1 ago. 2010.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 24 fev. 2000.

NAEEM, S. Species Redundancy and Ecosystem Reliability. **Conservation Biology**, v. 12, n. 1, p. 39–45, 18 jul. 2008.

PARDINI, R. et al. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. **PLoS ONE**, v. 5, n. 10, p. e13666, 27 out. 2010.

PESSOA, M. S. et al. Deforestation drives functional diversity and fruit quality changes in a tropical tree assemblage. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 28, n. September, p. 78–86, 2017a.

PESSOA, M. S. et al. Fruit biomass availability along a forest cover gradient. **Biotropica**, v. 49, n. 1, p. 45–55, 1 jan. 2017b.

PETERSON, G.; ALLEN, C. R.; HOLLING, C. S. Ecological resilience, biodiversity, and scale. **Ecosystems**, v. 1, n. 1, p. 6–18, 1998.

PÜTTKER, T. et al. Indirect effects of habitat loss via habitat fragmentation: A cross-taxa analysis of forest-dependent species. **Biological Conservation**, v. 241, p. 108368, 1 jan. 2020.

REZENDE, C. L. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208–214, 1 out. 2018.

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, 1 jun. 2009.

RIGUEIRA, D. M. G. Impacto Humano e as Respostas das Plantas : da Paisagem ao Globo . 2017.

RIGUEIRA, D. M. G.; DA ROCHA, P. L. B.; MARIANO-NETO, E. Forest cover, extinction thresholds and time lags in woody plants (Myrtaceae) in the Brazilian Atlantic Forest: Resources for conservation. **Biodiversity and Conservation**, v. 22, n. 13–14, p. 3141–3163, 19 dez. 2013.

ROCHA-SANTOS, L. et al. Functional decay in tree community within tropical fragmented landscapes: Effects of landscape-scale forest cover. **PLoS ONE**, v. 12, n. 4, p. 1–18, 2017.

ROCHA-SANTOS, L. et al. The loss of functional diversity: A detrimental influence of landscape-scale deforestation on tree reproductive traits. **Journal of Ecology**, v. 108, n. 1, p. 212–223, 10 jan. 2020.

RUDEL, T. K. et al. Changing Drivers of Deforestation and New Opportunities for Conservation. **Conservation Biology**, v. 23, n. 6, p. 1396–1405, 1 dez. 2009.

SANTOS, B. A. et al. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 141, n. 1, p. 249–260, 1 jan. 2008.

SANTOS, S. DE O. **LAURACEAE JUSS. AO NORTE DA FLORESTA ATLÂNTICA**. [s.l: s.n.].

SODHI, N. S. et al. Correlates of extinction proneness in tropical angiosperms. **Diversity and Distributions**, v. 14, n. 1, p. 1–10, 1 jan. 2008.

TABARELLI, M. et al. **Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic Forest** *Conservation Biology* John Wiley & Sons, Ltd, , 1 jun. 2005. Disponível em:  
<<https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1523-1739.2005.00694.x>>.

Acesso em: 28 set. 2020

TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328–2340, 1 out. 2010.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C. A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 91, n. 2–3, p. 119–127, 1 dez. 1999.

TEAM, R. C. **R: A Language and Environment for Statistical Computing** Vienna, Austria, 2020. Disponível em: <<https://www.r-project.org/>>

**Tree Functional Attributes and Ecological Database**. Disponível em: <<http://db.worldagroforestry.org/>>. Acesso em: 25 dez. 2020.

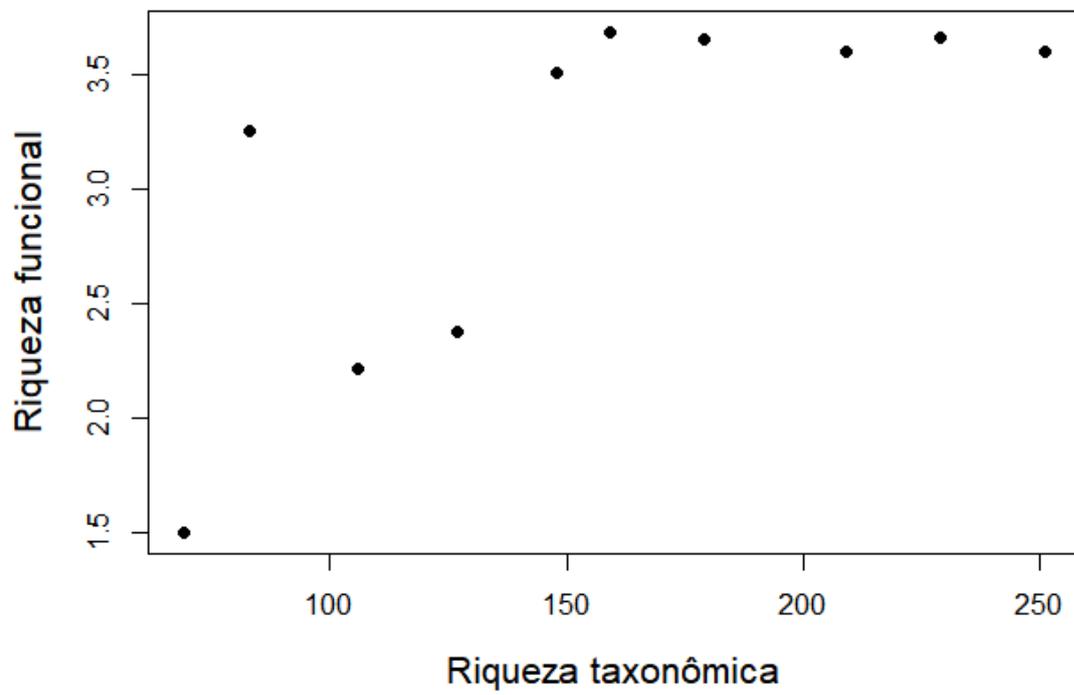
TSCHARNITKE, T. et al. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. **Biological Reviews**, v. 87, n. 3, p. 661–685, 2012a.

VALIENTE-BANUET, A. et al. Beyond species loss: The extinction of ecological interactions in a changing world. **Functional Ecology**, v. 29, n. 3, p. 299–307, 1 mar. 2015.

VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2290–2301, 1 ago. 2008.

WRIGHT, J. P. et al. Conventional functional classification schemes underestimate the relationship with ecosystem functioning. **Ecology Letters**, v. 9, n. 2, p. 111–120, 1 fev. 2006.

## ANEXOS



Anexo 1. Relação entre riqueza funcional e riqueza taxonômica de plantas lenhosas da Mata Atlântica.