



KELLY MARIANNE GUIMARÃES PEREIRA

**MUDANÇAS ESPACIAIS DOS PEQUENOS ELEMENTOS DA
PAISAGEM DA MATA ATLÂNTICA MINEIRA AO LONGO
DE QUATRO ANOS**

**LAVRAS – MG
2023**

KELLY MARIANNE GUIMARÃES PEREIRA

**MUDANÇAS ESPACIAIS DOS PEQUENOS ELEMENTOS DA PAISAGEM DA
MATA ATLÂNTICA MINEIRA AO LONGO DE QUATRO ANOS**

**SPATIAL CHANGES IN THE SMALL LANDSCAPE ELEMENTS OF THE
ATLANTIC FOREST OVER FOUR YEARS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e conservação de recursos em paisagens fragmentadas e agrossistemas para obtenção do título de Doutor.

Prof. Dr. Eduardo van den Berg
Orientador

**LAVRAS – MG
2023**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Pereira, Kelly Marianne Guimarães.

MUDANÇAS ESPACIAIS DOS PEQUENOS ELEMENTOS
DA PAISAGEM DA MATA ATLÂNTICA MINEIRA AO
LONGO DE QUATRO ANOS / Kelly Marianne Guimarães
Pereira. - 2023.

131 p.

Orientador(a): Eduardo van den Berg.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2023.
Bibliografia.

1. Pequenos Fragmentos. 2. Linhas de árvores. 3. Árvores
isoladas. I. van den Berg, Eduardo. II. Título.

KELLY MARIANNE GUIMARÃES PEREIRA

**MUDANÇAS ESPACIAIS DOS PEQUENOS ELEMENTOS DA PAISAGEM DA
MATA ATLÂNTICA MINEIRA AO LONGO DE QUATRO ANOS**

**SPATIAL CHANGES IN THE SMALL LANDSCAPE ELEMENTS OF THE
ATLANTIC FOREST OVER FOUR YEARS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e conservação de recursos em paisagens fragmentadas e agrossistemas para obtenção do título de Doutor.

Aprovada em 17 de março de 2023
Dr. Eduardo van den Berg UFLA
Dr. Paulo dos Santos Pompéu UFLA
Dra. Ludimilla Portela Zambaldi Lima Suzuki IFMG
Dr. Fabrício Alvim Carvalho UFJF
Dr. Júlio Neil Cassa Louzada UFLA

Dr. Eduardo van den Berg - UFLA
Orientador

**LAVRAS – MG
2023**

AGRADECIMENTOS

À Deus por me conceder a vida, ser meu melhor amigo, andar comigo e me fazer entender que Ele sempre tem o melhor para a minha vida. A Ele, a razão da minha existência, minha eterna gratidão.

Aos meus pais, por estarem sempre presentes, por me apoiarem, me incentivarem a ser a minha melhor versão, orarem por mim e nunca medirem esforços para me ver bem, realizada e feliz. Devo tudo a vocês!

À minha irmã Karen, por me ensinar tanto, não medir esforços para me ajudar e estar comigo independente dos meus momentos. Muito obrigada mana!

À minha amiga e parceira de pesquisa Nati, por estar sempre presente, me incentivando, me ouvindo e me ensinando a ser uma pessoa melhor. Por dividir as tristezas, alegrias, sonhos, vitórias, aprendizados. Obrigada pela amizade e irmandade de sempre.

Ao meu orientador Eduardo, pelos ensinamentos, pelo bom diálogo e a pela disponibilidade em ajudar e orientar em todos os momentos.

À Universidade Federal de Lavras (UFLA), pela estrutura disponibilizada.

A todos os professores do Departamento de Ecologia e Conservação (DEC), Departamento de Ciências Florestais (DCF) e da Pós-graduação em Ecologia Aplicada pelos ensinamentos e convivência.

A todos os meus colegas do Laboratório em Ecologia Vegetal, pelo aprendizado, por compartilharem ideias e pelas boas conversas.

Aos meus avós, tios, tias, primos e primas, por torcerem por mim, me incentivarem e me motivarem a crescer.

A minha Igreja amada, Primeira Igreja Batista em Pindaí, por intercederem por mim.

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

Muito Obrigada!

RESUMO GERAL

A fragmentação de habitats é uma questão chave para a conservação da biodiversidade. E, por isso, a maioria dos estudos tem focado na importância dos grandes fragmentos. No entanto, com a intensificação da fragmentação, houve um maior retalhamento da paisagem e, consequentemente, um aumento dos pequenos elementos da paisagem. Atualmente, existem poucos estudos sobre os pequenos elementos. Aqui, os pequenos elementos da paisagem (PEPs) são consideradas os pequenos fragmentos (áreas < 10 hectares), linhas de árvores e árvores isoladas. Nesse sentido, a tese tem como objetivo avaliar a dinâmica de cada PEP e os direcionadores dessa mudança na Mata Atlântica mineira. A tese foi dividida em quatro capítulos, o primeiro é uma revisão, o segundo é sobre os pequenos fragmentos, o terceiro sobre as linhas de árvores e o último sobre as árvores isoladas. O estudo foi realizado com 26 imagens do sensor *Rapideye* em dois períodos, 2011 e 2015. As imagens possuem dimensões de 12 x 12 km e estão localizadas no estado de Minas Gerais, em áreas da Mata Atlântica. Para cada imagem foi realizada uma classificação supervisionada considerando seis classes. Na classe vegetação separamos os elementos com largura menor que 15 metros e, classificamos como elementos lineares. Os outros elementos da classe vegetação, com largura maior que 15 metros delimitamos as áreas entre 0,04 e 10 hectares como pequenos fragmentos, áreas maiores que 10 hectares de vegetação e, as áreas menores que 0,04 hectares. Além disso, classificamos as árvores isoladas, manualmente, por meio da delimitação de quatro quadrantes dentro de cada imagem. Para modelar as variáveis de dinâmica de cada PEP, selecionamos variáveis de clima, paisagem, terreno e solo. No capítulo de pequenos fragmentos encontramos, em termos de área, um ganho superior as perdas de pequenos fragmentos, sendo os maiores ganhos encontrados no Vale do Rio Doce. Os principais preditores foram características da paisagem. No terceiro capítulo, descobrimos que houve perdas superiores aos ganhos dos elementos lineares, principalmente no Sul do estado de Minas Gerais. As perdas em comprimento de linhas de árvores foram no Sul do estado e ganhos no Norte. Os principais preditores do ganho foram temperatura anual e da perda foram sazonalidade da temperatura e urbanização. No último capítulo, com árvores isoladas, identificamos que houve um aumento destes elementos na Mata Atlântica mineira. Os maiores ganhos foram encontrados nas regiões localizadas em áreas limites do estado com áreas da Mata Atlântica e, menores ganhos nas áreas limites com Cerrado. Os preditores do aumento das árvores isoladas foram fatores climáticos e aumento das áreas menores que 0,04 hectares. Para concluir, houve um aumento de pequenos fragmentos e de árvores isoladas, no entanto, houve perda de linhas de árvores. Os maiores ganhos de PEPs estão concentrados na região norte e centro do estado, enquanto no Sul ocorrem perdas. Diante do exposto, o estudo é um avanço na ciência, pois traz fatos e conhecimentos ainda não relatados. Além disso, por meio do estudo é possível embasar políticas públicas de restauração e conservação dos PEPs na Mata Atlântica.

Palavras-chave: Pequenos fragmentos. Linhas de árvores. Árvores isoladas

GENERAL ABSTRACT

Habitat fragmentation has been shown as a key issue for biodiversity conservation. Most studies are focused on the importance of large fragments. However, increasing of fragmentation implies in a greater partitioning of the landscape, and consequently a rising in the small landscape's elements. Nowadays, there are only a few studies on small elements. In our study, small landscape elements (SLEs) are classified as: small fragments (areas < 10 hectares), linear elements (trees lines, fences, hedgerows) and scattered trees. The study aims to evaluate the dynamics and its drivers of each small landscape elements in the Atlantic Forest of Minas Gerais. The thesis content was divided into four chapters: (I) a review of the main topics studied; (II) small fragments; (III) trees lines; (IV) scattered trees. The study was carried out from 26 images collection of the Rapideye sensor considering the years of 2011 and 2015. The images dimensions are of 12 x 12 km, corresponding to Atlantic Forest areas situated in Minas Gerais state. We performed a supervised classification considered six classes. For the vegetation class, elements with a width of less than 15 meters were classify as linear elements. The remaining elements of the vegetation class with width greater than 15 meters were classified as small fragments (areas between 0.04 and 10 hectares), areas larger than 10 hectares of vegetation, and areas smaller than 0.04 hectares. In addition, we manually classified the scattered trees delimiting four quadrants in each image. We used variables of climate, landscape, terrain, and soil to model the dynamic variables of each SLE. We found a greater gain than loss in area of small fragments, being the major rates of gain found in Vale do Rio Doce region. The main drivers for small fragments are landscape characteristics. We found loss of the trees lines, mainly in the southern regions of the Minas Gerais state. Meanwhile, the largest increments in tree line length were in the north region of the state. The main predictors for changes in the tree line were annual precipitation, urbanization, region, small fragments, and number of corridors. We identified that there was an increase of the scattered trees in the whole Atlantic Forest in Minas Gerais state. The greatest gains were found in border regions to Atlantic Forest areas, and the smallest gains in bordering areas to the Brazilian Savanna. The scattered trees change was predicted by climatic characteristics and increase in areas smaller than 0.04 hectares. Overall, we found an increase in small fragments and isolated trees, however, there was a loss of trees lines. The biggest gains of SLEs are concentrated in the north and center of Minas Gerais state, while greater losses are found at south region. Our study provides great insights to the science improvement since the study brings facts and knowledge not reported yet. In addition, the study findings lead to the application of public policies for the restoration and conservation of SLEs in the Atlantic Forest.

Keywords: Small fragments. Tree lines. Scattered trees

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	10
2. REFERENCIAL TEÓRICO.....	12
2.1 Fragmentação Florestal.....	12
2.2 Mata Atlântica	13
2.3 Pequenos elementos da paisagem.....	15
2.4 Dinâmica da paisagem.....	16
3. CONSIDERAÇÕES FINAIS	18
REFERÊNCIAS	19
SEGUNDA PARTE - ARTIGOS.....	24
ARTIGO 1	25
Quão importantes são os pequenos fragmentos para a Mata Atlântica mineira?	25
Resumo	25
How important are the small fragments for the Atlantic Forest in Minas Gerais state?	26
Abstract.....	26
1. Introdução	27
2. Material e Métodos	30
2.1 Área de estudo	30
2.2 Coleta de dados.....	32
2.3 Processamento das imagens.....	33
2.3.1 Segmentação.....	33
2.3.2 – Classificação	34
2.3.3 Validação	35
2.4 Taxas de dinâmica	35
2.5 Variáveis preditoras	36
2.6 Modelagem	39
3. Resultados.....	41
3.1 Dinâmica da paisagem dos pequenos fragmentos	41
3.2 Direcionadores da dinâmica da paisagem dos pequenos fragmentos.....	43
4. Discussão	44
4.1 Dinâmica da paisagem dos pequenos fragmentos	45
4.2 Direcionadores da dinâmica da paisagem dos pequenos fragmentos.....	47
5. Conclusões	48
REFERÊNCIAS	50
Material Suplementar	62
ARTIGO 2	69
Dinâmica espacial de linhas de árvores da Mata Atlântica mineira ao longo de quatro anos.....	69
Resumo	69
Spatial dynamics of tree lines over four years in the Atlantic Forest at Minas Gerais state	70
Abstract.....	70
1. Introdução	71
2. Material e Métodos	74
2.1 Área de estudo	74
2.2 Coleta dos dados.....	75
2.3 Processamento das imagens.....	75
2.3.1 Segmentação das imagens	76

2.3.2 – Classificação das imagens	77
2.3.3 Validação	78
2.4 Taxas de dinâmica	78
2.5 Variáveis preditoras	79
2.6 Modelagem	80
3. Resultados	81
3.1 Distribuição das linhas de árvores na Mata Atlântica mineira	81
3.2 Preditores da dinâmica das linhas de árvores	84
4. Discussão	85
4.1 Distribuição das linhas de árvores na Mata Atlântica mineira	85
4.2 Preditores da dinâmica das linhas de árvores	86
5 Conclusões	88
Material Suplementar	99
ARTIGO 3.....	101
Resumo	101
The increase of scattered trees at the Atlantic Forest in Minas Gerais: implications for landscapes ecology and conservation.....	102
Abstract.....	102
1. Introdução	102
2. Material e Métodos	105
2.1 Área de estudo	105
2.2 Processamento das imagens.....	107
2.2.1 Segmentação	107
2.2.2 – Coleta das árvores isoladas.....	108
2.2.3 – Classificação supervisionada	109
2.3 Taxas de dinâmica	110
2.4 Variáveis preditoras	110
2.4.1 Variáveis do solo	110
2.4.2 Variáveis climáticas.....	111
2.4.3 Variáveis de terreno.....	111
2.4.4 Variáveis da paisagem	111
2.4 Modelagem	111
3. Resultados.....	112
3.1 Panorama das árvores isoladas na Mata Atlântica.....	112
3.2 Direcionadores do ganho das árvores isoladas	114
4. Discussão	115
4.1 Panorama das árvores isoladas na Mata Atlântica.....	116
4.1 Direcionadores do ganho das árvores isoladas	117
5 Conclusões	118
REFERÊNCIAS	120
Material Suplementar	128

PRIMEIRA PARTE

1. INTRODUÇÃO GERAL

Árvores isoladas, linhas de árvores e pequenos fragmentos florestais estão espalhados por toda a paisagem. Coletivamente eles podem ser chamados de pequenos elementos da paisagem (PEPs) (*small elements landscape* – SLE) (SIQUEIRA et al., 2021) e, são o resultado do impacto antrópico sobre as paisagens naturais. Com o início da Revolução industrial, as atividades produtivas realizadas de forma manual foram substituídas por maquinário (XU; DAVID; KIM, 2018). Dessa forma, aumentou a demanda por áreas abertas e, conseqüentemente, um aumento expressivo do desmatamento. Desde então, o homem tem transformado as áreas florestais em áreas abertas, o que tem levado a perda de cobertura florestal e fracionamento de ecossistemas, resultando em fragmentos florestais pequenos e árvores isoladas (HADDAD et al., 2015; SIQUEIRA et al., 2021). No Brasil, o processo não foi diferente, pois vem ocorrendo o avanço da fragmentação com desmatamento intenso para expansão das fronteiras agrícolas, atividades agropecuárias e minerárias, aumento das cidades e especulação imobiliária, entre tantas outras (ANDERSON-TEIXEIRA et al., 2013; LIU; HE; WU, 2016). A exemplo, o domínio Mata Atlântica perdeu mais de 80% da sua cobertura vegetal e, só depois de políticas públicas e projetos de recuperação de áreas degradadas que o domínio aumentou timidamente a sua cobertura florestal (REZENDE et al., 2018; RIBEIRO et al., 2009).

Neste contexto, abundam os PEPs nas paisagens da Mata Atlântica. Esses elementos, em muitos locais, são os únicos remanescentes da diversidade original da área presentes na paisagem. Além disso, em determinadas regiões, o desmatamento alcança níveis que torna impossível o retorno da vegetação em uma configuração próxima ao original sem a intervenção humana (ANDERSON-TEIXEIRA et al., 2013). Nesse contexto, os PEPs assumem um papel de extrema importância para a biodiversidade, uma vez que servem de abrigo para a fauna local, interligam áreas, promovendo o fluxo gênico e passagem de animais, além de aumentar a produtividade por fornecer sombra para o gado (BAUDRY; BUNCE; BUREL, 2000; CASTRO; VAN DEN BERG, 2013; SIQUEIRA et al., 2017).

Apesar do crescimento da fragmentação florestal e, conseqüentemente, crescimento da predominância dos PEPs, a ciência pouco conhece sobre a importância, comportamento, desenvolvimento e estrutura destes elementos (HOU; WALZ, 2013; SIQUEIRA et al., 2021). Em outros países, os estudos focam nos elementos da paisagem de forma individual e, por vezes, localmente. Na literatura existe uma maior possibilidade de ser encontrado estudos sobre as árvores isoladas, uma vez que estas possuem uma grande importância na produtividade

pecuária, como a sombra para o gado (MANNING; FISCHER; LINDENMAYER, 2006). Em relação aos elementos lineares e pequenos fragmentos, poucos estudos são encontrados na literatura. A maioria dos trabalhos tem focado em grandes áreas, que possuem maior impacto na conservação. Em relação aos trabalhos nacionais, existem poucos estudos, sendo estes em sua maioria focados nos elementos lineares, como valos e cercas.

Os PEPs estão amplamente distribuídos nas paisagens, principalmente naquelas com elevado grau de fragmentação em decorrência do desmatamento. Mais recentemente, algumas medidas de proteção a vegetação têm sido implementadas, como o decreto nº 47.749 de 11/11/2019 em Minas Gerais, em que se encontra as diretrizes para a intervenção ambiental (MINAS GERAIS, 2019). Esta legislação, no parágrafo 3, estabelece regras para o corte de árvores isoladas, se atentando para proteger determinadas espécies em situações específicas (MINAS GERAIS, 2019). Na verdade, os produtores, em particular os pecuaristas, têm percebido a importância das árvores para a sua produção e, por isso, muitas vezes não ocorre o corte das árvores. Além disso, tem-se percebido a importância da manutenção de cercas vivas, seja como divisão de propriedades ou como beleza cênica. Os produtores relatam a importância dos PEPs para a produção nas propriedades rurais, preservação da água, o bem-estar dos animais e, melhoria na qualidade dos solos, o que gera a preservação desses elementos em áreas produtivas (JOSEPH, 2022).

A partir dessa contextualização, o Laboratório de Ecologia Vegetal, da UFLA, tem desenvolvido estudos com os PEPs. Os trabalhos já desenvolvidos mensuraram a conectividade dos PEPs (SIQUEIRA et al., 2021), avaliaram a importância das árvores isoladas para recuperação de fragmentos florestais (SIQUEIRA et al., 2017), estudaram a importância e a estrutura de valos no sudeste do Brasil (CASTRO; VAN DEN BERG, 2013), entre outros. Atualmente, outras pesquisas têm sido desenvolvidas, buscando entender o papel dos PEPs, assim como caracterizá-los. A partir disso, nós desenvolvemos um estudo que abrangeu a dinâmica dos PEPs em toda a Mata Atlântica mineira. Com dados preliminares da classificação de uso da terra realizado por imagens orbitais em 2011, em que fornecia informações de corredores e pequenos fragmentos, replicamos a metodologia, realizando a classificação para o ano mais próximo, com as imagens disponíveis. Essas informações forneceram dados de dinâmica da paisagem de PEPs durante um período médio de 4 anos. O estudo é inédito, algo nunca relatado na literatura, uma vez que fornece informações e relações únicas e em pequena escala para a Mata Atlântica mineira, avançando em uma área ainda não explorada pela ciência.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Fragmentação Florestal

Desde o surgimento da civilização, o homem iniciou o processo de exploração dos recursos naturais, primeiramente como forma de subsistência (STUART, 2015). Com o passar do tempo, com a criação de cidades e grandes centros urbanos, a paisagem se transformou e as florestas foram desmatadas (LIU; HE; WU, 2016). Dessa forma, as áreas naturais perderam sua configuração original e foram divididas em pequenos e grandes trechos de vegetação (HADDAD et al., 2015).

Apesar da fragmentação florestal ser um processo inerente da ocupação de territórios pelo homem, o conceito do termo foi definido em 1934. Esse termo foi empregado pelo pesquisador Gause, com a teoria do predador-presa, em que a persistência do sistema dependia de refúgios separados para as presas (FAHRIG, 2017). Após essas observações diversos pesquisadores aplicaram o conceito de forma mais ampla. Ademais, com a teoria da biogeografia de ilhas de MacArthur e Wilson, em 1967, a temática fragmentação florestal teve um *boom* e ganhou discussões que perduram até hoje (WILSON; MACARTHUR, 1967). De maneira geral, entre 1935 e 1970, era difundido a ideia que quanto mais manchas na paisagem maior seria a quantidade de habitat e, conseqüentemente, maior a heterogeneidade do ambiente (FAHRIG, 2017). A partir de 1970, a ideia geral foi reformulada, com a interpretação da teoria de biogeografia de ilhas (1967) por Levins's. A definição da fragmentação passou a ser que, quanto maior a fragmentação das manchas florestais na paisagem, menor seria a quantidade de habitat e menor seria a riqueza de espécies (FAHRIG, 2017; GRAVEL et al., 2011).

O conceito mais simplista para a fragmentação é a divisão de uma área em partes menores e em crescente isolamento (FAHRIG, 2017; HADDAD et al., 2015). Todavia, essa divisão causa perdas de habitat e, conseqüentemente, uma série de efeitos sobre a flora e fauna local (KRAUSS et al., 2010). Além disso, a qualidade das manchas irá exercer uma influência direta sobre a distribuição, abundância, riqueza das espécies, bem como na biodiversidade (LEIMU et al., 2010). A perda de habitat está associada a extinções, dominância de espécies e perda de funções ecossistêmicas fundamentais para o equilíbrio dos ecossistemas (PRUGH et al., 2008). Esse desequilíbrio gera a disseminação de vetores patogênicos que podem ocasionar em doenças para os animais, plantas e, por fim, para o ser humano (SHELLEY, 2020).

Extensas áreas de florestas, devido ao uso econômico da terra, perderam a conformação original e não têm possibilidade de retornar as condições originais (ANDERSON-TEIXEIRA

et al., 2013). Nessas áreas restam apenas pequenos fragmentos, ou pequenos elementos da paisagem, que desempenham uma série de funções ecossistêmicas. A exemplo, sombra para o gado, estoque de carbono, abrigo e recursos para a flora e fauna, diminuição da temperatura local, conservação de espécies endêmicas, entre outros serviços que são essenciais para o homem e para a natureza (GARCÍA-FECED et al., 2015). No entanto, muitas vezes o conhecimento e a conservação desses pequenos elementos são negligenciados, uma vez que não são vistos como áreas de importância para a conservação dos recursos naturais (CASE et al., 2020).

2.2 Mata Atlântica

A Mata Atlântica representa um dos seis domínios fitogeográficos brasileiros, sendo o mais impactado pela colonização europeia e por mais longo prazo (MORELLATO; HADDAD, 2000; PINTO et al., 2014). A área original do domínio correspondia a aproximadamente 1.450.000 km². Como resultado desta perda das florestas ao longo do tempo, mas também com a implementação de projetos de recuperação de áreas da Mata Atlântica, existe hoje cerca de 28% da área original recoberta com florestas naturais ou seminaturais (CROUZEILLES et al., 2019; JOLY et al., 2014; REZENDE et al., 2018). Além disso, o domínio abriga uma infinidade de plantas e animais endêmicos e uma biodiversidade inigualável (FLORA DO BRASIL, 2020). Por esses motivos, a Mata Atlântica é considerada atualmente um dos *hotspot* mundiais para a conservação (MITTERMEIER et al., 2011).

O domínio é ocupado, em sua maior parte, por diferentes fisionomias de floresta tropical e está presente em toda a costa litorânea brasileira, bem como no Paraguai e Argentina (JOLY et al., 2014). A diversificação de fisionomias e espécies do domínio aconteceu a partir do Eoceno, em que houve a recuperação das angiospermas após uma extinção em massa das espécies (ALMEIDA; VAN DEN BERG, 2020). Inicialmente, o domínio era uma floresta contínua com a Floresta Amazônica, no entanto, devido ao esfriamento e ressecamento global e ciclos interglaciais, as florestas foram separadas pela Diagonal das formações abertas, que correspondem ao Cerrado, Chaco e Caatinga (SOBRAL-SOUZA et al., 2018).

A grande diversificação da Mata Atlântica ocasionou em um complexo mosaico florestal, sendo composta por diversas fitofisionomias (SCARANO, 2002). As formações são divididas em florestas estacionais decíduais e semidecíduais, florestas ombrófilas mistas, densa e aberta, áreas de campo, ecotónos e mangues (EISENLOHR; OLIVEIRA-FILHO, 2015; SCARANO, 2002). As florestas estacionais são caracterizadas por possuir uma estação seca e

outra chuvosa bem demarcada, enquanto as florestas ombrófilas estão presentes em áreas com alta precipitação e temperatura, com as chuvas bem distribuídas ao longo do ano (DUARTE et al., 2014). Ecotónos são áreas de transição entre dois ambientes distintos e, os mangues estão em áreas sob influência de marés e em solos de deposição recente (MENDES; GOMES; ALVES, 2010; PUPIN; NAHAS, 2013; SANTOS et al., 2021).

A Mata Atlântica oferta muitos serviços ecossistêmicos essenciais à sociedade brasileira (PIRES et al., 2021). O domínio é responsável por abrigar, pelo menos parcialmente, sete das nove bacias hidrográficas do país, que abastecem a população (JOLY et al., 2014). Além disso, desempenha serviços como fornecimento de produtos madeireiros e não madeireiros, habitat para a fauna e a flora, manutenção dos solos e encostas, regulação no clima e do estoque de carbono, além de ser responsável pela beleza cênica (MOLIN et al., 2017; PIRES et al., 2021). No entanto, esses serviços e funções ecossistêmicas têm sido comprometidos pela falta de conservação e manejo incorreto do solo (MORELLATO; HADDAD, 2000).

A concentração urbana na região da Mata Atlântica é possivelmente o principal fator ligado aos impactos sofridos pelo domínio (JOLY et al., 2014; SCARANO; CEOTTO, 2015). Atualmente, cerca de 70% da população brasileira vive em áreas que antes pertencia ao domínio (LIMA et al., 2014; SCARANO; CEOTTO, 2015). Tal concentração populacional implica também na intensificação de atividades agrícolas e pecuárias necessárias ao seu sustento. Tais atividades foram desempenhadas desde a colonização do Brasil, com o cultivo de café, cana-de-açúcar, a retirada de madeira e a criação de gado (CINCOTTA; WISNEWSKI; ENGELMAN, 2000; MARCILIO-SILVA; MARQUES, 2017). Também, a busca por metais preciosos e a mineração fizeram com que grandes áreas fossem exauridas (PRADO JÚNIOR, 2012). Todas essas atividades antrópicas acarretaram, além da diminuição de áreas, em perdas significativas de funções ecológicas, o que levaram diversos animais e plantas à extinção e puseram outras em risco (RIBEIRO et al., 2011). Por isso, foi criada em 2006, a lei da Mata Atlântica, que dispõe de medidas de utilização e conservação do domínio (BRASIL, 2006). Outras políticas públicas foram criadas para estabelecer a conservação e restauração da Mata Atlântica. Essas políticas passaram a coibir de forma mais veemente o desmatamento da vegetação, assim como aumentaram a fiscalização e punição para ações ilegais e criminosas contra o domínio (CALMON et al., 2011; CROUZEILLES et al., 2019). Além disso, diversas pesquisas e atividades para recuperação da Mata Atlântica têm sido realizadas, embora ainda haja um longo caminho a percorrer (SCOLFORO et al., 2017).

2.3 Pequenos elementos da paisagem

A fragmentação desordenada da vegetação resultou em pequenos elementos da paisagem (PEPs), que estão principalmente presentes, em áreas agrícolas e pastagens em propriedades rurais. É importante notar que, de uma forma geral, o foco da conservação tem sido em grandes áreas cobertas por vegetação, sendo que os pequenos fragmentos têm sido tratados como irrelevantes para manutenção da biodiversidade e, por muito tempo foram ignorados pelos cientistas (KREMEN; MERENLENDER, 2018). A existência de elementos remanescentes na paisagem frequentemente está associada a legislação que obriga os produtores a mantê-los na paisagem ou ao interesse dos proprietários pelos serviços prestados por esses elementos na propriedade (SIQUEIRA et al., 2017).

Os PEPs são pequenos fragmentos (<10 hectares), elementos lineares (linhas de árvores em cercas e valos que servem ou serviam como divisas de propriedades) e árvores isoladas. Apesar desses elementos não atraírem o foco tradicional da conservação, eles desempenham importantes funções e serviços ecossistêmicos (CASE et al., 2020). A exemplo, os elementos lineares são utilizados como corredores ecológicos entre fragmentos pelos animais, as árvores isoladas servem de sombra para o gado, as cervas vivas são abrigos para animais e, os pequenos fragmentos abrigam uma biodiversidade significativa para conservação dos ecossistemas (CASTRO; VAN DEN BERG, 2013; SIQUEIRA et al., 2017).

Diante da utilização da vegetação para diversos fins, as grandes porções de vegetação são divididas e transformadas em pequenos fragmentos (BARBOSA et al., 2017). Esses fragmentos estão espalhados por toda a paisagem e estima-se que cerca de 80% dos fragmentos na Mata Atlântica possuem menos que 50 hectares (MASSARA et al., 2018; VIBRANS et al., 2020). Apesar de pequenos, esses fragmentos são responsáveis por abrigar diversas espécies raras, funcionando como refúgio para a biodiversidade resiliente e, por isso devem-se realizar a conservação dos pequenos fragmentos (CHAVES; BICCA-MARQUES; CHAPMAN, 2018). Além disso, comumente, os pequenos elementos são matas ciliares que servem de proteção para os recursos hídricos (PITHER; KELLMAN, 2002).

Os elementos lineares são considerados aqui como linhas de árvores, que estão principalmente distribuídos em valos e cercas de divisa. Os valos foram criados para separar propriedades, em que os escravos faziam escavações de aproximadamente 3 metros de largura e 1,5 metros de profundidade (CASTRO E VAN DEN BERG, 2013). Com o passar do tempo esses valos foram naturalmente colonizados por plantas e utilizados como abrigo para animais (FIALHO; CERBONCINI; PASSAMANI, 2017). Assim como os valos, as cercas, que também

servem como divisas de propriedades, frequentemente são colonizadas naturalmente por árvores e outras plantas e são também utilizados como quebra vento na propriedade (HARVEY et al., 2005). A colonização dessas cercas ocorre através do pousio de aves dispersoras de sementes, incrementando assim a quantidade de espécies presentes nesses ambientes (HARVEY et al., 2005). Os PEPs lineares têm funções ecológicas muito importantes, servindo principalmente como corredores ecológicos, ligando fragmentos desconectados (FIALHO; CERBONCINI; PASSAMANI, 2017).

As árvores isoladas são elementos deixados em áreas de pastagens depois do corte da vegetação. Essas árvores não são cortadas devido a alguma legislação que não permite a supressão ou pelo próprio proprietário que deixa como sombra para os animais (SIQUEIRA et al., 2017). No entanto, as árvores isoladas possuem um importante papel ecológico para a paisagem, uma vez que encurtam a distância para os animais e sementes que estão em fragmentos isolados por pastagens (MANNING; FISCHER; LINDENMAYER, 2006). Além disso, as árvores isoladas têm um papel econômico especial, uma vez que além de amenizar a temperatura para os animais, também reduzem a compactação dos solos (SIQUEIRA et al., 2017).

2.4 Dinâmica da paisagem

Os ambientes naturais foram ao longo do tempo utilizados para diversas atividades antrópicas, que por muitas vezes, não foram manejadas da forma correta (ILIE-COSMIN; LUCIAN, 2011; PRĂVĂLIE, 2018; SILVA et al., 2020). A partir disso, grandes impactos têm ocorrido na paisagem com a mudança do uso e cobertura da terra (SANTORUFO et al., 2021). Grandes extensões territoriais de florestas tem se perdido devido ao desmatamento e queimadas, resultando em fragmentação e perda de conectividade dos ecossistemas (ALMENAR et al., 2019; LUO et al., 2020). Tal processo é intenso no bioma da Mata Atlântica, resultando em um conjunto de PEPs (SIQUEIRA et al., 2021). Dessa forma, estudar os processos de dinâmica desses PEPs na paisagem é fundamental para entender a interação do homem com a natureza e, criar estratégias de monitoramento e modelagem das mudanças futuras (HOUEY; VERBURG; LOVELAND, 2010).

O termo paisagem é definido como uma unidade espacial heterogênea composta por um conjunto de ecossistemas que interagem entre si e com o homem, englobando aspectos naturais e culturais (METZGER, 2001; TURNER, 2005). Assim, a paisagem está em constante

mudança, em uma dinâmica complexa, com diferentes variáveis influenciando sua conformação (CUSHMAN et al., 2010).

O monitoramento e análise temporal dos aspectos da paisagem são conduzidos por diferentes disciplinas, indo muito além da ecologia (HOUEY; VERBURG; LOVELAND, 2010). Nessa interdisciplinaridade para a análise da dinâmica da paisagem, interagem a geografia, agronomia, história da paisagem, a ciência da computação (ARTS et al., 2017; FRAZIER, 2019; OPDAM et al., 2018). Particularmente importante nesse contexto é o uso de ferramentas de sensoriamento remoto, devido a sua abrangência e quantidade de informações disponíveis (HOUEY; VERBURG; LOVELAND, 2010).

As paisagens são sistemas abertos que realizam constantemente trocas entre diversos componentes da biota e, por isso, são naturalmente dinâmicas (WOOD; HANDLEY, 2010). O conhecimento das mudanças ocorridas em uma paisagem ao longo do tempo permite entender as evoluções históricas ligadas às interações entre o homem e a paisagem (DENG et al., 2009). O estudo da dinâmica da paisagem e o entendimento dos direcionadores dessas mudanças podem embasar projetos de gestão e monitoramento de grandes áreas, de forma eficaz e organizada (MONTEIRO JUNIOR et al., 2019). A compreensão do funcionamento das paisagens é alcançada por meio de métricas que buscam quantificar os padrões de fragmentação florestal que ocorrem em uma unidade de paisagem (AKIN; ERDOĞAN, 2020; HESSELBARTH et al., 2019). Por meio dessas métricas é possível mensurar a estrutura das manchas de uso da terra e, em particular, a estrutura de manchas de ecossistemas naturais, sua qualidade e quantidade, a extensão, o isolamento, bem como a sua conectividade com outras áreas (SANTOS; ROCHA; SANTOS, 2019; SILVA; SOUZA, 2014). Dessa forma, é possível identificar as áreas mais estruturadas e diversas, sendo que estas possuem mais interações com as áreas vizinhas e, por isso, maior dependência espacial (METZGER, 2001; SANTOS; ROCHA; SANTOS, 2019). Com essas métricas podem ser avaliados diversos aspectos temporais, como a comparação entre paisagens, analisar as diferenças entre períodos de tempos e os processos que permeiam a manutenção ou mudanças das paisagens (CABACINHA; CASTRO; GONÇALVES, 2010). Assim, estudos como esses permitem entender como as atividades antrópicas mudam os ambientes e o que pode ser feito para encontrar um equilíbrio sustentável para a sociedade e o meio ambiente.

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com o embasamento científico apresentado e as lacunas a serem preenchidas, o estudo consistiu no mapeamento da dinâmica dos pequenos elementos da paisagem (pequenos fragmentos, linhas de árvores e árvores isoladas) durante quatro anos. Por isso, foram modeladas as informações estruturais de cada PEP. De maneira geral, as mudanças foram drásticas com grandes ganhos e perdas para determinados PEPs. Os pequenos fragmentos estão aumentando o seu tamanho, transformando-se em manchas maiores ou sendo incorporados em outras manchas de vegetação. Os elementos lineares estão diminuindo para a Mata Atlântica mineira, principalmente nas áreas onde eram mais abundantes originalmente. As árvores isoladas aumentaram radicalmente em toda a Mata Atlântica em Minas Gerais. Os maiores ganhos para todos os elementos se concentram na região sul da Mata Atlântica do estado e em áreas limítrofes com o Cerrado. Os principais preditores para todos os elementos estão ligados a mudança na paisagem.

Apesar dos ganhos em pequenos fragmentos e aumento da vegetação, a perda de elementos lineares é preocupante. As linhas de árvores servem como importantes conectores entre fragmentos e, a perda de conectividade afeta todo o ecossistema. Tal fato, poderia ocasionar em extinções de determinadas espécies. O ganho em toda a Mata Atlântica mineira de árvores isoladas pode estar atrelado ao aumento de atividades pecuárias, principalmente com o manejo de pastagens e a regeneração natural de áreas abandonadas.

Os pequenos elementos da paisagem são pouco conhecidos e estudados, e cada dia mais, nota-se a sua importância para a conservação da biodiversidade, principalmente para a Mata Atlântica, em que há um histórico de desmatamento e fragmentação. Por fim, por meio dos achados do estudo é possível embasar novos estudos sobre os mecanismos que conectam os PEPs, assim como compreender o papel dos PEPs para outros domínios e, dessa forma, reverter em projetos de recuperação e políticas públicas para a conservação e manejo das áreas naturais.

REFERÊNCIAS

- AKIN, A.; ERDOĞAN, M. A. Analysing temporal and spatial urban sprawl change of Bursa city using landscape metrics and remote sensing. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 6, p. 1331–1343, 2020.
- ALMEIDA, R. F. DE; VAN DEN BERG, C. Biogeography of Stigmaphyllon (Malpighiaceae) and a Meta-Analysis of Vascular Plant Lineages Diversified in the Brazilian Atlantic Rainforests Point to the Late Eocene Origins of This Megadiverse Biome. **Plants**, v. 9, p. 1569, 2020.
- ALMENAR, J. B. et al. Assessing habitat loss, fragmentation and ecological connectivity in Luxembourg to support spatial planning. **Landscape and Urban Planning**, v. 189, p. 335–351, 2019.
- ANDERSON-TEIXEIRA, K. J. et al. Altered dynamics of forest recovery under a changing climate. **Global Change Biology**, v. 19, p. 2001–2021, 2013.
- ARTS, B. et al. Landscape approaches: a state-of-the-art review. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 42, p. 439–463, 2017.
- BARBOSA, K. V. DE C. et al. Use of small Atlantic Forest fragments by birds in Southeast Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, p. 42–46, 2017.
- BAUDRY, J.; BUNCE, R. G. H.; BUREL, F. Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management. **Journal of Environmental Management**, v. 60, n. 1, p. 7–22, 2000.
- BRASIL. **Lei No 11.428, de 22 de dezembro de 2006.** , 2006.
- CABACINHA, C. D.; CASTRO, S. S.; GONÇALVES, D. A. Análise da estrutura da paisagem da Alta bacia do Rio Araguaia na savana brasileira. **Floresta**, v. 40, n. 4, p. 675–690, 2010.
- CALMON, M. et al. Emerging Threats and Opportunities for Large-Scale Ecological Restoration in the Atlantic Forest of Brazil. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 2, p. 154–158, 2011.
- CASE, B. S. et al. The roles of non-production vegetation in agroecosystems: A research framework for filling process knowledge gaps in a social-ecological context. **People and Nature**, v. 2, p. 292–304, 2020.
- CASTRO, G. C. DE; VAN DEN BERG, E. Structure and conservation value of high-diversity hedgerows in southeastern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 22, p. 2041–2056, 2013.
- CHAVES, Ó. M.; BICCA-MARQUES, JÚ. C.; CHAPMAN, C. A. Quantity and quality of seed dispersal by a large arboreal frugivore in small and large Atlantic forest fragments. **PLoS ONE**, v. 13, n. 3, p. e0193660, 2018.
- CINCOTTA, R. P.; WISNEWSKI, J.; ENGELMAN, R. Human population in the biodiversity hotspots. **Nature**, v. 404, p. 25–27, 2000.
- CROUZEILLES, R. et al. There is hope for achieving ambitious Atlantic Forest restoration commitments. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 2, p. 80–83, 2019.

CUSHMAN, S. A. et al. The gradient paradigm: a conceptual and analytical framework for Landscape Ecology. In: CUSHMAN, S. .; HUETTMANN, F. (Eds.). **Spatial Complexity, Informatics, and Wildlife Conservation**. Tokyo: Springer, 2010. p. 83–108.

DENG, J. S. et al. Spatio-temporal dynamics and evolution of land use change and landscape pattern in response to rapid urbanization. **Landscape and Urban Planning**, v. 92, p. 187–198, 2009.

DUARTE, L. D. S. et al. Phylobetadiversity among Forest Types in the Brazilian Atlantic Forest Complex. **PLoS ONE**, v. 9, n. 8, p. e105043, 2014.

EISENLOHR, P. V; OLIVEIRA-FILHO, A. T. DE. Revisiting Patterns of Tree Species Composition and their Driving Forces in the Atlantic Forests of Southeastern Brazil. **Biotropica**, v. 47, n. 6, p. 689–701, 2015.

FAHRIG, L. Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 48, n. May, p. 1–23, 2017.

FIALHO, M. Y. G.; CERBONCINI, R. A. S.; PASSAMANI, M. Can vegetation corridors support a small mammal community similar to that found within forest fragments? A case study in southeastern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 52, p. 64–67, 2017.

FLORA DO BRASIL 2020 EM CONSTRUÇÃO. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**.

FRAZIER, A. E. Emerging trajectories for spatial pattern analysis in landscape ecology. **Landscape Ecology**, v. 34, p. 2073–2082, 2019.

GARCÍA-FECED, C. et al. Semi-natural vegetation in agricultural land : European map and links to ecosystem service supply. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 35, p. 273–283, 2015.

GRAVEL, D. et al. Trophic theory of island biogeography. **Ecology Letters**, v. 14, p. 1010–1016, 2011.

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth’s ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. 1–9, 2015.

HARVEY, C. A. et al. Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 111, p. 200–230, 2005.

HESSELBARTH, M. H. K. et al. landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. **Ecography**, v. 42, p. 1648–1657, 2019.

HOU, W.; WALZ, U. Enhanced analysis of landscape structure: Inclusion of transition zones and small-scale landscape elements. **Ecological Indicators**, v. 31, p. 15–24, 2013.

HOUET, T.; VERBURG, P. H.; LOVELAND, T. R. Monitoring and modelling landscape dynamics. **Landscape Ecology**, v. 25, p. 163–167, 2010.

ILIE-COSMIN, C.; LUCIAN, D. The impact of logging works on the main components of forest ecosystems - short review. **Annals of the University of Craiova - Agriculture, Montanology, Cadastre Series**, v. 50, n. 2, p. 61–67, 2011.

JOLY, C. A. et al. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest : ecological findings and conservation initiatives Tansley review Experiences from the Brazilian Atlantic Forest : ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459–473,

2014.

JOSEPH, L. **Como proprietários rurais afetam a conservação de pequenos elementos da paisagem**. 106p. Universidade Federal de Lavras, 2022.

KRAUSS, J. et al. Habitat fragmentation causes immediate and time- delayed biodiversity loss at different trophic levels. **Ecology Letters**, v. 13, p. 597–605, 2010.

KREMEN, C.; MERENLENDER, A. M. Landscapes that work for biodiversity and people. **Science**, v. 362, p. 1–9, 2018.

LEIMU, R. et al. Habitat fragmentation, climate change, and inbreeding in plants. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1195, p. 84–98, 2010.

LIMA, G. C. et al. Variabilidade de atributos do solo sob pastagens e mata atlântica na escala de microbacia hidrográfica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 5, p. 517–526, 2014.

LIU, Z.; HE, C.; WU, J. The Relationship between Habitat Loss and Fragmentation during Urbanization: An Empirical Evaluation from 16 World Cities. **PLoS ONE**, v. 11, n. 4, p. e0154613, 2016.

LUO, Y. et al. Can policy maintain habitat connectivity under landscape fragmentation? A case study of Shenzhen , China. **Science of the Total Environment**, v. 715, p. 136829, 2020.

MANNING, A. D.; FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Scattered trees are keystone structures - Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 132, n. 3, p. 311–321, 2006.

MARCILIO-SILVA, V.; MARQUES, M. C. M. New paradigms for Atlantic Forest agriculture and conservation. **Biodiversity**, v. 18, n. 4, p. 201–205, 2017.

MASSARA, R. L. et al. Factors influencing ocelot occupancy in Brazilian Atlantic Forest reserves. **Biotropica**, v. 50, n. 1, p. 125–134, 2018.

MENDES, K.; GOMES, P.; ALVES, M. Floristic inventory of a zone of ecological tension in the Atlantic Forest of Northeastern Brazil. **Rodriguesia**, v. 61, n. 4, p. 669–676, 2010.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1/2, p. 1–9, 2001.

MINAS GERAIS. **Decreto nº 47749 de 11/11/2019**. , 2019.

MITTERMEIER, R. A. et al. Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. In: ZACHOS, F.; HABEL, J. (Eds.). **Biodiversity Hotspots**. Berlim: Springer, 2011. p. 19.

MOLIN, P. G. et al. Spatial determinants of Atlantic Forest loss and recovery in Brazil. **Landscape Ecology**, v. 32, p. 857–870, 2017.

MONTEIRO JUNIOR, J. J. et al. Dynamical spatial modeling to simulate the forest scenario in Brazilian dry forest landscapes. **Geology, Ecology, and Landscapes**, v. 3, n. 1, p. 46–52, 2019.

MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 786–792, 2000.

OPDAM, P. et al. How can landscape ecology contribute to sustainability science ?

Landscape Ecology, v. 33, p. 1–7, 2018.

PINTO, S. R. et al. Governing and delivering a biome-wide restoration initiative: The case of Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. **Forests**, v. 5, n. 9, p. 2212–2229, 2014.

PIRES, A. P. F. et al. Atlantic Forest: Ecosystem Services Linking People and Biodiversity. In: MARQUES, M. C. M.; GRELLE, C. E. V. (Eds.). **The Atlantic Forest**. [s.l.] Springer, 2021. p. 347–367.

PITHER, R.; KELLMAN, M. Tree species diversity in small, tropical riparian forest fragments in Belize, Central America. **Biodiversity and Conservation**, v. 11, p. 1623–1636, 2002.

PRADO JÚNIOR, C. **História Econômica do Brasil**. [s.l.] Brasiliense, 2012.

PRĂVĂLIE, R. Major perturbations in the Earth ' s forest ecosystems . Possible implications for global warming Remus Pr ă v ă lie. **Earth-Science Reviews**, v. 185, p. 544–571, 2018.

PRUGH, L. R. et al. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. **PNAS**, v. 105, n. 52, p. 20770–20775, 2008.

PUPIN, B.; NAHAS, E. Microbial populations and activities of mangrove , restinga and Atlantic forest soils from Cardoso Island, Brazil. **Journal of Applied Microbiology**, v. 116, p. 851–864, 2013.

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, 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, p. 1141–1153, 2009.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: A Shrinking Biodiversity Hotspot. In: ZACHOS, F.; HABEL, J. (Eds.). **Biodiversity Hotspots**. [s.l.] Springer, 2011. p. 405–434.

SANTORUFO, L. et al. Impact of anthropic activities on soil quality under different land uses. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 18, n. 16, p. 8423, 2021.

SANTOS, F. A. A. DOS; ROCHA, E. J. P. DA; SANTOS, J. S. DOS. Dinâmica da Paisagem e seus Impactos Ambientais na Amazônia. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 12, n. 5, p. 1794–1815, 2019.

SANTOS, J. Y. G. DOS et al. Modeling the impacts of future LULC and climate change on runoff and sediment yield in a strategic basin in the Caatinga/ Atlantic forest ecotone of Brazil. **Catena**, v. 203, p. 105308, 2021.

SCARANO, F. R. Structure, Function and Floristic Relationships of Plant Communities in Stressful Habitats Marginal to the Brazilian Atlantic Rainforest. **Annals of Botany**, v. 90, p. 517–524, 2002.

SCARANO, F. R.; CEOTTO, P. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, p. 2319–2331, 2015.

SHELLEY, B. P. Cerebral Musings on Environmental Humanities, Human Transgression,

and Healthcare Preparedness: Looking beyond the “Streetlight Effect” of the COVID - 19 Pandemic. **Archives of Medicine and Health Sciences**, v. 8, p. 1–8, 2020.

SILVA, A. A. E et al. Anthropic activities and the Legal Amazon: Estimative of impacts on forest and regional climate for 2030. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 18, p. 100304, 2020.

SILVA, M. DO S. F. DA; SOUZA, R. M. E. Padrões espaciais de fragmentação florestal na flona do Ibura - Sergipe. **Mercator**, v. 13, n. 3, p. 121–137, 2014.

SIQUEIRA, F. F. et al. How scattered trees matter for biodiversity conservation in active pastures. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 250, n. August, p. 12–19, 2017.

SIQUEIRA, F. F. et al. Small Landscape Elements Double Connectivity in Highly Fragmented Areas of the Brazilian Atlantic Forest. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 9, p. 614362, 2021.

SOBRAL-SOUZA, T. et al. Efficiency of protected areas in Amazon and Atlantic Forest conservation: A spatio-temporal view. **Acta Oecologia**, v. 87, p. 1–7, 2018.

STUART, A. J. Late Quaternary megafaunal extinctions on the continents: a short review. **Geological Journal**, v. 50, p. 338–363, 2015.

TURNER, M. G. Landscape Ecology: What is the state of the science ? **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 36, p. 319–344, 2005.

VIBRANS, A. C. et al. Insights from a large-scale inventory in the southern Brazilian Atlantic Forest. **Scientia Agricola**, v. 77, p. e20180036, 2020.

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

WOOD, R.; HANDLEY, J. Landscape dynamics and the management of change. **Landscape Research**, v. 26, n. 1, p. 45–54, 2010.

XU, M.; DAVID, J. M.; KIM, S. H. The fourth industrial revolution: Opportunities and challenges. **International Journal of Financial Research**, v. 9, n. 2, p. 90–95, 2018.

SEGUNDA PARTE - ARTIGOS

ARTIGO 1

Quão importantes são os pequenos fragmentos para a Mata Atlântica mineira?

Resumo

A fragmentação em florestas tropicais é uma das principais causas da perda de biodiversidade. No Brasil, a ocupação antrópica do domínio da Floresta Atlântica transformou sua paisagem em um mosaico de cidades, agricultura, pastagens e pequenos fragmentos isolados. Em muitas áreas não há como a vegetação retomar a uma condição próxima ao original sem a intervenção humana. Dessa forma, em certas paisagens, os pequenos fragmentos representam o único elemento de vegetação. Assim, este estudo tem como objetivo estudar as mudanças dos pequenos fragmentos (menores que 10 hectares) na paisagem, bem como seus direcionadores. Para isso, foi realizada a classificação de uso da terra de 26 imagens de satélite, em seis classes: áreas urbanas, corpo d'água, agricultura permanente, agricultura temporária, vegetação e outros. Na classe vegetação separamos os fragmentos menores que 10 hectares. A partir das informações de paisagem foram coletadas variáveis climáticas, terreno e solo para a modelagem dos dados. Nós realizamos a modelagem utilizando o *random forest*, para obter os direcionadores das taxas de dinâmica da paisagem. De forma geral, nós encontramos que os ganhos em área de pequenos fragmentos superaram as perdas, sendo que maiores ganhos foram encontrados na região ao Vale do Rio Doce. As taxas de incorporação de pequenos fragmentos a classe da vegetação com área acima dessa categoria apresentaram valores altos e positivos para toda a Mata Atlântica mineira. A recuperação do domínio vem avançado e foi registrado um aumento da cobertura vegetal, em 2013, com 28% de área nativa da Mata Atlântica. Como muitos pequenos fragmentos desapareceram através da incorporação em categorias maiores que 10 ha, os valores negativos de mudança observados para esse PEP, no período analisado,

refletem mais esse processo de incorporação do que a perda em si de pequenos fragmentos. Os principais desencadeadores dessas mudanças estão ligados a características da paisagem, demonstrando que fatores locais influenciam no ganho e na perda dos pequenos fragmentos. Nesse sentido, os principais achados do estudo permitem afirmar que a proteção dos pequenos fragmentos, por meio do estabelecimento de medidas que promovam a sua expansão em área, podem acarretar benefícios para a cobertura florestal da Mata Atlântica.

How important are the small fragments for the Atlantic Forest in Minas Gerais state?

Abstract

Fragmentation in tropical forests has gradually increased. In Brazil, the Atlantic Forest is a domain extremely threatened by anthropic actions and expansion of cities. Such events have transformed the landscape into a mosaic of cities, agriculture, pastures, and small landscape elements (SLEs). In several areas, the vegetation is not able to return to its original condition without human intervention. Thus, the small fragments represent the only vegetation element in landscape. In this sense, our study aims to verify the rates of small fragments change (>10 hectares), as well as their drivers. For this, we performed land use classification of 26 satellite images, into six classes: urban areas, water, permanent agriculture, temporary agriculture, vegetation, and others. In the vegetation class, we used fragments smaller than 10 hectares. We used landscape, climate, terrain, and soil variables to data modeling. We applied the random forest algorithm to predict the dynamic rates' drivers of the landscape. Overall, we found a greater gain than loss in area of small fragments, being greater gains found in the Vale do Rio Doce region. The rates of incorporation into the vegetation class showed high and positive values to the entire Atlantic Forest in Minas Gerais state. The domain recovery is increasing. For example, in 2013, an increase of vegetation cover was recorded, which corresponds to 28%

of Atlantic Forest native area. These results imply in negative change values, since most of the small fragments gained in area and were incorporated into larger fragments. The main drivers for small fragments are landscape variables, showing that local characteristics have a greater influence on small fragments' dynamic. Finally, our main findings lead to the importance of protecting small fragments, as well as to the public politics elaboration that promote the fragments expansion in area, which may imply in benefits to the forest cover of the Atlantic Forest.

1. Introdução

O crescimento da população humana e expansão das civilizações provocou a abertura de áreas para construção das cidades e atividades produtivas (Bublyk et al., 2020; Sala et al., 2000). É certo que a fragmentação de habitats naturais surgiu logo que o homem começou a se desenvolver (Bublyk et al., 2020; Sala et al., 2000). No entanto, a preocupação com os remanescentes naturais surgiu muito tempo depois. As áreas com vegetação natural eram vistas como uma barreira ao desenvolvimento humano (Arroyo-Rodríguez et al., 2020). Infelizmente, ainda existe essa mentalidade em agentes de órgãos públicos (Chazdon et al., 2020). Diante desse cenário, a fragmentação em muitas áreas é irreversível por meios naturais, sendo necessário a intervenção humana para a recuperação dessas áreas (Akpalu and Stage, 2021; Newbold et al., 2020).

No Brasil, o nível do desmatamento das áreas naturais tem aumentado, principalmente na Floresta Amazônica, Cerrado e Mata Atlântica (Harding et al., 2021; Pinto and Voivodic, 2021; Trigueiro et al., 2020). Entre os anos de 2020 e 2021 foram perdidos 21.642 hectares na Floresta Amazônica e 500.537 hectares no Cerrado e na Mata Atlântica, 122.400 hectares (Azevedo et al., 2022; Imazon, 2022; SOS Mata Atlântica, 2022). A exemplo, a cobertura original de vegetação nativa da Mata Atlântica chegou a porcentagem de pouco mais de 11%

(Ribeiro et al., 2009), no entanto, por meio do mapeamento mais detalhado e trabalhos de recuperação da vegetação nativa esse índice aumentou (Crouzeilles et al., 2019; Rezende et al., 2018). De forma geral, o desmatamento causa a ruptura de florestas contínuas para fragmentos menores com diferentes condições internas, imersas em uma matriz antropizada (Bennett and Saunders, 2010). Em vista disso, a biodiversidade remanescente na maior parte dessas áreas persiste apenas em pequenos fragmentos espalhados na paisagem (Bennett and Saunders, 2010; Diniz et al., 2021). Frequentemente, os fragmentos estão circundados por uma matriz extremamente heterogênea, com muitas cidades, agricultura, mineração e florestas plantadas (Diniz et al., 2021; Rezende et al., 2018).

A perda de habitat está intrinsecamente associada à fragmentação, sendo essa um dos maiores direcionadores da mudança da biodiversidade (Fahrig, 2003; Newbold et al., 2015). Por isso, essa temática ganhou notoriedade e vem sendo amplamente estudada. A teoria da biogeografia de ilhas, é uma das pioneiras, e prevê que fragmentos menores e mais isolados possuem menor riqueza de espécies (Wilson and MacArthur, 1967). Já, a hipótese da quantidade de habitat mostra que o tamanho e disposição dos fragmentos pouco importam, sendo a quantidade de habitat o fator determinante da riqueza de espécies (Fahrig, 2013). Além disso, inspirado na teoria da biogeografia de ilhas, Diamond propôs que um único fragmento grande teria mais espécies do que vários fragmentos pequenos (Diamond, 1975). A partir dessas e outras teorias, os cientistas buscaram testar a importância de um fragmento grande versus vários fragmentos pequenos para a biodiversidade. Diante da discussão, os pequenos fragmentos tem configurado como elementos necessários para promover a biodiversidade, uma vez que estes ocupam grande parte do espaço geográfico das paisagens (Diniz et al., 2021; Riva and Fahrig, 2022). A presença de espécies em pequenos fragmentos (aqui, fragmentos com até 10 hectares) é influenciada, principalmente, por características ambientais de sua matriz de entorno e distúrbios antrópicos (Pereira et al., 2007). Além disso, os pequenos fragmentos

possuem uma maior resiliência, o que confere uma alta diversidade funcional, devido as características da matriz que estão presentes (Magnago et al., 2014).

A fragmentação, o ganho e a perda em área dos pequenos fragmentos na paisagem são oriundos das constantes mudanças do uso e da cobertura da terra (Dadashpoor et al., 2019; Foley et al., 2005). Diversos fatores podem influenciar a persistência, a perda ou o ganho em vegetação desses fragmentos. O principal fator é a matriz circundante da paisagem, pois esta pode influenciar nos processos que ocorrem dentro do fragmento (Arroyo-Rodríguez et al., 2020; Umetsu et al., 2008), mas também pode resultar em perdas diretas de vegetação dos fragmentos nas zonas de contato com a matriz (Driscoll et al., 2013; Estavillo et al., 2013). Além disso, a conectividade da paisagem funciona como filtro, uma vez que pode facilitar ou dificultar a colonização de manchas e afetar a presença de espécies (Metzger et al., 2009; Rayfield et al., 2016). Outros fatores podem determinar a existência dos fragmentos, sendo o clima um dos principais moduladores (Chen et al., 2020). Os regimes de precipitação e temperatura têm sido alterados devido a mudança do uso da terra e, tais mudanças alteram a estrutura e funcionamento dos fragmentos ao longo do tempo (Laurance et al., 2018; Smith et al., 2018). Além disso, o solo e as características do terreno determinam a sobrevivência de determinadas espécies. Em solos mais ricos e agricultáveis existem maior probabilidade da abertura de florestas para atividades agrícolas (Cicuzza and Mammides, 2022; Kou et al., 2018). Enquanto isso, as características do terreno estão ligadas a persistência de espécies, por exemplo, as áreas com alta altitude, os fragmentos tendem a ser maiores, pois as condições não favorecem a ocupação humana e o desenvolvimento de atividades antrópicas (Lopes et al., 2020).

Nesse contexto, embora esses elementos sejam frequentes na paisagem, existem poucos estudos sobre a temática (Ancrenaz et al., 2021; Pütz et al., 2011). Na maioria dos casos estes estudos são realizados em escala local, e, de acordo o nosso conhecimento, nada existe em

escala maiores sobre a dinâmica de pequenos fragmentos na paisagem, principalmente para a Mata Atlântica. Dessa forma, o presente estudo tem como objetivo verificar as taxas de mudanças dos pequenos fragmentos (menores que 10 hectares), bem como seus direcionadores. Para isso, são abordadas as seguintes questões: (1) Qual a dinâmica dos pequenos fragmentos na dinâmica na paisagem? Espera-se que, devido ao processo de fragmentação inerente a ocupação humana, a quantidade em número e em área de pequenos fragmentos aumente em toda a Mata Atlântica em Minas Gerais, especialmente no norte da região, onde ocorre um maior desmatamento da Mata Atlântica e menor controle por parte do estado; (2) Quais os principais direcionadores que determinam a dinâmica da paisagem dos pequenos fragmentos? Espera-se que os preditores dos pequenos fragmentos estejam relacionados as variáveis da paisagem, principalmente ligados a vegetação e a região em que estão presentes, em virtude da mudança do uso da terra. Além disso, espera-se que as variáveis ambientais como precipitação e umidade também sejam apontadas como preditores, pois são consideradas como grandes moduladoras da vegetação.

2. Material e Métodos

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na Mata Atlântica em Minas Gerais, Brasil. A área da Mata Atlântica no estado corresponde a 12,8 milhões de hectares. Devido a essa extensão a área foi dividida em sete mesorregiões, segundo a classificação do estado de Minas Gerais (IEF, 2020). As mesorregiões foram: Campo das Vertentes, Metropolitana, Sul/Sudoeste de Minas, Vale do Jequitinhonha, Vale do Mucuri, Vale do Rio Doce e Zona da Mata (Figura 1).

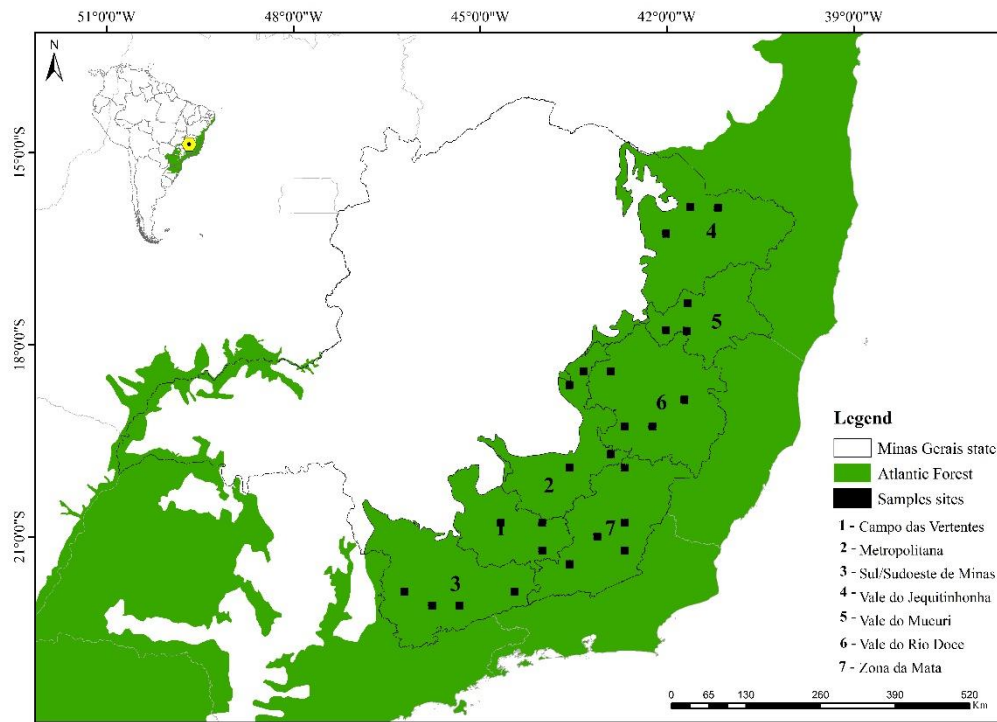


Figura 1 – Localização das imagens de satélites processadas na região da Mata Atlântica no estado de Minas Gerais, Brasil.

A Mata Atlântica é uma floresta tropical que cobre toda a costa brasileira e, é onde estão as cidades mais populosas do Brasil (Joly et al., 2014). Com uma biodiversidade única, o domínio é um dos mais ameaçados (Joly et al., 2014; Morellato and Haddad, 2000). Estas características fizeram com que o domínio fosse considerado um *hotspot* da diversidade mundial (Mittermeier et al., 2011). A enorme ocupação humana transformou extensas áreas de Mata Atlântica em cidades, áreas agrícolas, pastoris e áreas de mineração (Joly et al., 2014; Scarano and Ceotto, 2015). Tal fato ocasionou em um domínio altamente fragmentado, em que há um predomínio de pequenos elementos da paisagem.

Dessa forma, cada mesorregião possui um histórico de ocupação diferente. O Campo das Vertentes está presente na Serra da Mantiqueira, e por isso apresenta um revelado com muitos declives e aclives, além de abrigar muitas nascentes. As principais atividades produtivas na região foram inicialmente plantios de café, no entanto com o decorrer do tempo, outras

atividades foram empreendidas, como plantio de milho, sorgo e criação de gado para produção leiteira. A mesorregião Metropolitana abriga as cidades mais populosas do estado. A região é ocupada por grandes centros comerciais e atividades de exploração de minérios. O Sul/Sudoeste de Minas Gerais é marcado por altas altitudes e clima com baixas temperaturas. A região se destaca pela produção de café, no entanto, nos últimos anos, tem avançado a industrialização, com aumento de atividades que envolvem tecnologia e eletrônica. O Vale do Jequitinhonha é cortado pelo rio Jequitinhonha, apresentando muitas belezas naturais. No entanto, a região é categorizada como semiárido, devido ao clima seco e chuvas concentradas durante o ano. As principais atividades produtivas são a mineração e agropecuária. O Vale do Mucuri em toda a sua extensão possui a presença do Rio Mucuri, com as principais atividades produtivas sendo a exploração de metais preciosos, pecuária e agricultura. O Vale do Rio Doce é uma região com relevo em depressões, planaltos e aclives. A vegetação da região passou por desmatamento ao longo do tempo, principalmente para abertura de áreas para agricultura, e recentemente para plantios de eucalipto. A Zona da Mata recebeu esse nome devido a grande quantidade de vegetação que possuía, no entanto, no decorrer do tempo, extensas áreas foram desmatadas para instalação de pastagens.

2.2 Coleta de dados

O estudo foi conduzido por meio de sensoriamento remoto com a coleta de forma aleatória de 26 imagens de satélite entre 49 imagens originais do estudo de Lima (2014) (não publicado), com dimensões de 12 x 12 km (Figura 1). A seleção dessas imagens foi baseada nos seguintes critérios: áreas completamente dispostas dentro do domínio, áreas que não possuíam limites em comum com outras imagens e cenas que não estivesse com cobertura de nuvens acima de 50%.

As imagens utilizadas foram do Rapideye, com resolução de cinco metros. Para isso, foram coletadas as informações de dois períodos: 2011 e 2014/2015 (Tabela S1, Material suplementar). O Rapideye foi lançado em 2008, sendo formado por um sistema de 5 microsatélites multiespectrais, permitindo a obtenção rápida de qualquer ponto da terra. Atualmente, o Rapideye é largamente utilizado para monitoramento de diversas atividades agrícolas e florestais (INPE, 2022)

2.3 Processamento das imagens

As imagens foram selecionadas aleatoriamente com as restrições de que possuísem pequena cobertura de nuvens e que tivessem uma maior quantidade de elementos possíveis da paisagem. As imagens possuíam dimensões de 25 x 25 km e, por isso, foi realizado o corte das imagens para 12 x 12 km, para eliminar as suas bordas, no software *eCognition*. Para a realização da classificação supervisionada da cobertura e uso do solo, utilizou-se a abordagem da segmentação da imagem.

2.3.1 Segmentação

A segmentação consiste em agrupar pixels vizinhos. Esse agrupamento é realizado segundo a forma, cor e textura dos pixels. Por meio da técnica é realizado o agrupamento de objetos ou partes deles, a depender da escala utilizada (Sharon et al., 2000). Nós realizamos a segmentação por meio do software *eCognition*, utilizando pesos iguais para todas as bandas das imagens. Além da escala, a segmentação é influenciada por outros fatores. Como exemplo, a homogeneidade de cor, a suavidade e compacidade das imagens (Broich et al., 2009). Esses parâmetros foram escolhidos a partir da tentativa e erro nas diferentes classes e amostras das imagens selecionadas, até se obter imagens que permitissem a visualização dos objetos.

O fator da escala escolhida foi de 70, este que permitiu visualizar objetos com dimensões maiores que 1,01 hectares. Em relação aos demais parâmetros, foram atribuídos um peso de 0,4 para cor, 0,3 para forma e 0,6 para compacidade.

2.3.2 – Classificação

Com as imagens segmentadas, nós procedemos com a classificação supervisionada. Inicialmente, nós inserimos seis classes que eram mais representativas para as paisagens (agricultura permanente, agricultura temporária, áreas urbanas, corpos d'água, vegetação e outros). Na classe da agricultura permanente consideramos as culturas perenes, sendo estas, a cafeicultura e plantio de espécies florestais. Para a agricultura temporária, áreas com culturas temporárias e pastagem. E, em relação a classe outros, consideramos todos os demais objetos não representados aqui, como rochas, solo exposto, entre outros. Dessa forma, utilizamos a composição em RBG (543), com a falsa cor, pois permitia a melhor discriminação dos objetos. Para a realização da classificação supervisionada, coletamos 50 amostras de treinamento para cada classe destacada, buscando uma cobertura de toda a imagem.

Assim, procedemos com a classificação supervisionada, com a aplicação do algoritmo *Nearest Neighbor* (NN). O algoritmo treina os objetos da imagem segmentada e atribui a classe de um objeto de acordo a similaridade com seus vizinhos (Kataria and Singh, 2013). Além disso, o algoritmo permite que a classificação seja feita de forma transparente, direta e fácil de interpretar (Cunningham and Delany, 2021).

Finalmente, após a realização da classificação, verificamos visualmente o desempenho da classificação. Dessa forma, a classificação foi corrigida para toda a imagem, reclassificando acertadamente cada objeto a sua determinada classe.

2.3.3 Validação

Para a validação da classificação foi realizado uma inspeção visual de cada cena, considerando imagens do Google Earth, que possuem maior resolução espacial. Além disso, foi realizado a avaliação da acurácia no software Arcgis. Considerando as 26 cenas e as seis classes de cada imagem, foram coletados 200 pontos. Estes pontos foram sobrepostos a imagem de satélite de alta resolução, gerando uma matriz de confusão e o índice Kappa (Congalton, 1991). O índice Kappa foi de uma precisão média de 80% para a classificação de 2011 e 90% para a classificação de 2015.

2.4 Taxas de dinâmica

A partir das informações coletadas da classificação supervisionada, as imagens foram processadas no software Arcgis. Inicialmente, na classe vegetação separamos os fragmentos que possuíam de 0,04 a 10 hectares, estes foram classificados como pequenos fragmentos. Dessa forma, com o geoprocessamento dos dados foram obtidas as áreas perdidas entre 2011 e 2015 e as novas que apareceram entre 2011 e 2015. Para isso, foi utilizado a técnica *union* do Arcgis. Além disso, foram calculados os valores de pequenos fragmentos que passaram de 10 hectares durante o período avaliado, ou seja, deixaram de ser pequenos fragmentos e foram recrutados para a classe vegetação. Esta classe é aqui chamada de taxa de incorporação a vegetação. Também calculamos a taxa de mudança, ou seja, o percentual de mudança em área de pequenos fragmentos entre 2011 e 2015 (Tabela 1).

Tabela 1 – Equações das taxas anuais da dinâmica da paisagem dos pequenos fragmentos processadas na região da Mata Atlântica no estado de Minas Gerais, Brasil.

Taxas

Fórmula

Perda	$\frac{\left(\frac{AP_{2015} * 100}{APF_{2011}}\right)}{t}$
Ganho	$\frac{\left(\frac{AG_{2015} * 100}{APF_{2015}}\right)}{t}$
Incorporação a vegetação	$\frac{\left(\frac{(APF_{2011} - APF_{2015} - AP_{2015} + AG_{2015}) * 100}{APF_{2011}}\right)}{t}$
Mudança	$\frac{(\%APF_{2015} - \%APF_{2011})}{t}$

Em que:

AP₂₀₁₅ - Área perdida de pequenos fragmentos em 2015;

APF₂₀₁₁ – Área total de pequenos fragmentos em 2011;

AG₂₀₁₅ - Área de ganho de pequenos fragmentos em 2015;

APF₂₀₁₅ - Área total de pequenos fragmentos em 2015;

%APF₂₀₁₅ – Porcentagem em área de pequenos fragmentos em 2015;

%APF₂₀₁₁ - Porcentagem em área de pequenos fragmentos em 2015;

t – tempo, em anos, de dinâmica da paisagem. O t variou entre 2,69 a 3,94 anos (Tabela S1, Material suplementar).

2.5 Variáveis preditoras

Para entender o comportamento dos pequenos fragmentos ao longo do tempo e na vegetação, foram extraídas variáveis do solo, climáticas, de terreno e da paisagem. A variabilidade espacial dessas características determina o comportamento funcional das paisagens, modelando os padrões da vegetação (Melesse and Abtew, 2016).

As variáveis de solo, obtidas por meio do banco de dados *do Harmonized World Soil Database* v 1.2, possuem resolução espacial de 1 km (FAO, 2020). As variáveis climáticas

foram obtidas do banco de dados do *Wordclim 2* com resolução espacial de 1 km. As características de terreno foram obtidas do *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM). Finalmente, as variáveis de paisagem foram obtidas das relações entre as classes da paisagem. Para isso, foram calculadas a porcentagem de área de cada classe para o ano de 2015 e 2011 e, posteriormente, realizado o cálculo da diferença entre 2015 e 2011. Em relação ao número de pequenos fragmentos, foi calculada a diferença entre o ano de 2015 e 2011. Todas as análises foram realizadas no software R e Arcgis (Tabela 2).

Tabela 2 – Variáveis de solo, climáticas, terreno e da paisagem selecionadas para a modelagem das taxas de dinâmica da paisagem dos pequenos fragmentos processadas na região da Mata Atlântica no estado de Minas Gerais, Brasil.

Classe	Variáveis	Descrição
Solo	Sand	Fração superficial de areia no solo
	Silt	Fração superficial de silte do solo
	Clay	Fração superficial de argila do solo
	PH	pH (H ₂ O) do solo superficial
	CEC	Capacidade de troca de cátions do solo superficial
	BS	Saturação de base do solo superficial
	TEB	Bases trocáveis totais do solo superficial

Climáticas	Bio 1	Temperatura média anual
	Bio 4	Sazonalidade da temperatura
	Bio 5	Temperatura máxima do mês mais quente
	Bio 6	Temperatura mínima do mês mais frio
	Bio 12	Precipitação anual
	Bio 13	Precipitação do mês mais úmido
	Bio 14	Precipitação do mês mais seco
	Bio 15	Sazonalidade da precipitação
Terreno	Dem	Modelo digital de elevação
	Slope	Inclinação do terreno
	TWI	Índice topográfico de umidade do terreno
Paisagem	SFN	Número de pequenos fragmentos em 2015- número de pequenos fragmentos em 2011
	A.04	% de áreas menores que 0,04 em 2015- % das áreas menores que 0,04 em 2011
	Urb	% da área de áreas urbanas em 2015- % da área de áreas urbanas em 2011
	Veg	% da área de vegetação em 2015- % da área de vegetação em 2011
	PA	% da área de agricultura permanente em 2015- % da área de agricultura permanente em 2011

TA	% da área de agricultura temporária em 2015- % da área agricultura temporária em 2011
Oth	% da área de outros em 2015- % da área outros em 2011
Wat	% da área de corpo d'água em 2015- % da área corpo d'água em 2011

2.6 Modelagem

Para a modelagem, o primeiro passo foi selecionar as variáveis preditoras com maior efeito sobre as taxas e que não se correlacionavam entre si. Para isso, foi realizado uma análise de correlação de Pearson (Figura S1, Material suplementar) e uma análise de componentes principais (Figura S2, Material suplementar). As variáveis que foram altamente correlacionadas (acima de 0,70) tanto positivamente quanto negativamente, foram eliminadas da modelagem, uma vez que apresentam respostas similares com as selecionadas. Assim as Bios 5, 6, 13 e 14, as variáveis de solo, Silte, areia, Cec e Bs foram excluídas dos modelos. As Bios 5 e 6 representam a temperatura máxima do mês mais quente e mínima do mês mais frio, respectivamente. As informações fornecidas por essas Bios são parcialmente supridas na Bio 1, que representa a temperatura média anual. As Bios 13 e 14 representam a precipitação do mês mais quente e do mês mais frio e, possuem uma relação parecida com a citada acima. A Bio 12, que é a precipitação anual, também indiretamente provê a informação dessas bios retiradas. As variáveis silte e areia fazem parte da composição do solo, (silte, areia e argila),

por isso estas foram eliminadas, mantendo a variável argila. O CEC e BS são redundantes com TEB de bases e cátions do solo, sendo também foram eliminadas.

Após a escolha das variáveis preditoras, procedemos com a modelagem dos dados, utilizando o algoritmo *Random Forest* (RF) (Breiman, 2001). Essa técnica computacional tem sido muito utilizada, pois, entre outras vantagens, combina diferentes árvores de decisão para seleção aleatória de preditores, até obtenção de menor erro possível na predição (Biau and Scornet, 2016; Rigatti, 2017). Além disso, é uma técnica muito precisa que retorna as variáveis mais importantes para a construção de modelos (Breiman, 2001; Rigatti, 2017). Os dados foram processados no R com uso do pacote *randomforest* (Liaw and Wiener, 2002). Foram construídos quatro modelos, um para cada taxa de dinâmica.

Primeiramente os dados foram divididos em classes observando os valores mínimos e máximos de cada taxa, essas classes foram utilizadas para treino e validação. Para a análise das classes foram construídos histogramas de frequência (Gislason et al., 2006). Dessa forma foram estabelecidas sete classes para perda e incorporação a vegetação, seis classes para ganho e cinco para a mudança (Figura S3, Material suplementar).

Os dados foram divididos em 70% para treinamento e 30% para a validação. O número de árvores foram fixados em 1000, pois é um valor comumente utilizado e que permite a menor obtenção de erros na aplicação do RF (Lawrence et al., 2006). O processamento foi realizado com a técnica da eliminação recursiva, para a escolha das melhores variáveis. Em outras palavras, eliminamos as variáveis com menor valor de importância (%IncMSE) em cada iteração do modelo e, um novo era construído. O modelo final foi construído a partir do menor número de variáveis com maior valor de importância, para isso empregamos o erro OOB como critério de minimização.

Para verificar a performance dos modelos foi utilizado o coeficiente de determinação (R^2), erro quadrado médio (RMSE) e análise do erro absoluto (MAE). Por fim, criamos mapas da distribuição de cada taxa para toda a Mata Atlântica em Minas Gerais.

3. Resultados

3.1 Dinâmica da paisagem dos pequenos fragmentos

Os pequenos fragmentos tiveram ganhos em área superiores às perdas. Em média no segundo período a área em pequenos fragmentos aumentou para 22.82%, enquanto a perda média foi de 14.81% de área (Tabela 3). Além disso, a taxa de pequenos fragmentos que passaram a ter mais que 10 hectares e foram incorporados a classe vegetação foi, em média, de 10.78%. Embora tal incorporação represente um ganho em termos de área de vegetação e conectividade, em nossas medidas de dinâmica, a incorporação representa uma “perda” de pequenos fragmentos, pois esses foram recrutados para a classe de vegetação, que corresponde a fragmentos com mais de 10 ha. Como resultado, as taxas de mudança de área de pequenos fragmentos (que representa o balanço entre perdas e ganhos) variaram entre -1,60 a 1,67%.ano⁻¹, com uma média de -0,62%.ano⁻¹.

Tabela 3 – Taxas anuais da dinâmica da paisagem dos pequenos fragmentos na região da Mata Atlântica no estado de Minas Gerais, Brasil.

	Taxa anual de perda em área (%)	Taxa anual de ganho (%)	Taxa anual de incorporação (%)	Taxa anual de mudança (%)
Mínimo	7.28	15.70	1.59	-1.60
Máximo	29.15	33.17	26.35	1.67
Média	14.81	22.82	10.78	-0.62
Desvio padrão	5.13	4.94	5.29	0.58

Os mapas mostraram que as perdas foram uniformes em toda a extensão da Mata Atlântica, com valores baixos. No entanto, na região norte da Mata Atlântica mineira ocorreram maiores perdas, sendo estas concentradas principalmente na região do Vale do Mucuri e Vale do Jequitinhonha (Figura 2). As taxas de ganho mostraram uma maior variação em toda a extensão, com maiores ganhos na região do Vale do Rio Doce (Figura S4, Material Suplementar). Em relação as taxas de pequenos fragmentos que foram incorporadas a classe da vegetação (pequenos fragmentos que obtiveram uma área superior a 10 hectares) houve um crescimento em toda a Mata Atlântica, com maiores taxas no norte, na região limítrofe com a vegetação da Mata Atlântica no sul da Bahia. As taxas de mudanças variaram pouco em toda a extensão, com a predominância de valores negativos.

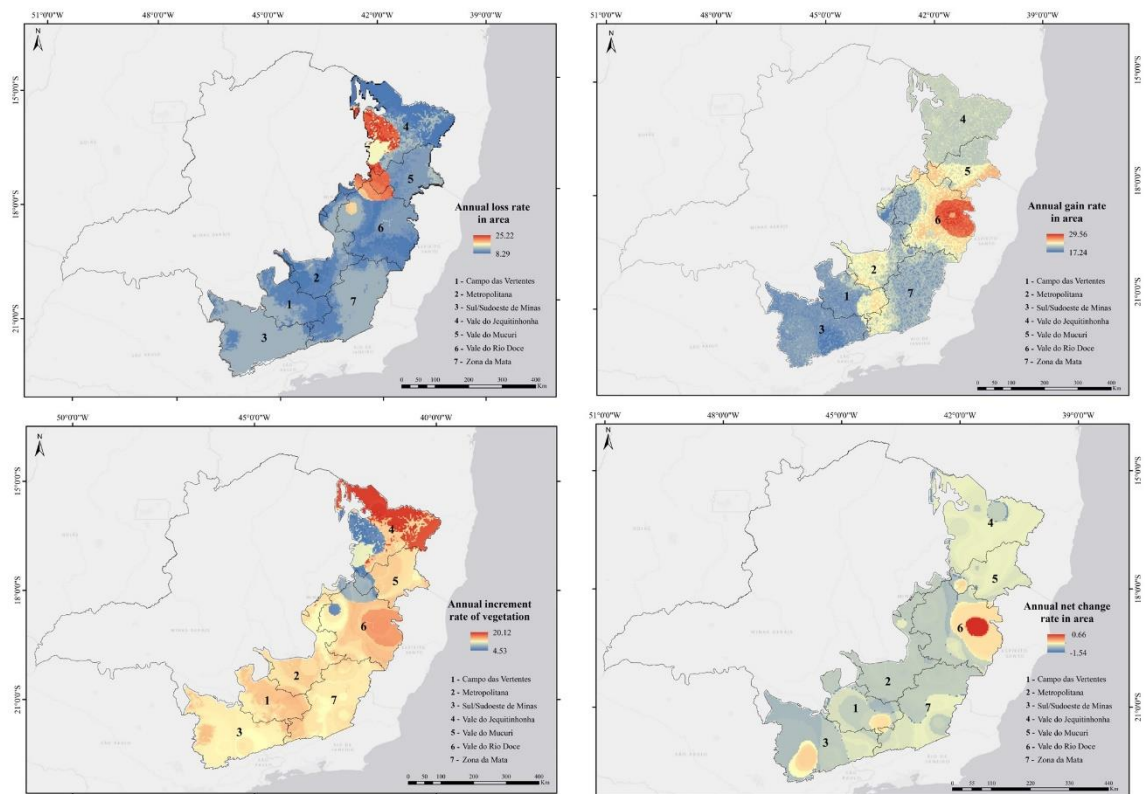


Figura 2 – Distribuição das taxas anuais da dinâmica da paisagem dos pequenos fragmentos para a região da Mata Atlântica no estado de Minas Gerais, Brasil. Em ordem da esquerda para direita e de cima para baixo são as taxas anuais de perda, ganho, incorporação a vegetação e mudança.

3.2 Direcionadores da dinâmica da paisagem dos pequenos fragmentos

Os modelos para todas as taxas tiveram uma ótima predição dos resultados, apresentando uma boa acurácia. O coeficiente de determinação (R^2) variou de 47% a 73% (Tabela S2, Material suplementar). O valor de importância das variáveis selecionadas para cada modelo variou entre 23 a 50,5 %IncMSE, obtendo uma boa porcentagem de explicação dos modelos (Figura S5, Material suplementar).

Os principais preditores para a perda de área de pequenos fragmentos foram a quantidade de vegetação e a Bio 4, ou seja, quanto maior a perda de vegetação e menor a sazonalidade de temperatura, maior a perda em área de pequenos fragmentos. O ganho obteve relação positiva com áreas menores que 0,04 hectares, TWI e número de fragmentos e, relação negativa com urbanização e a Bio 4. Dessa forma, quanto maior o ganho em áreas menores que 0,04, maior a disponibilidade de água (TWI) e maior o número de fragmentos, maior é o ganho em áreas de pequenos fragmentos. Além disso, quanto menor as áreas de urbanização e menor a sazonalidade da temperatura, maior o ganho. Em relação a incorporação a classe da vegetação, as variáveis selecionadas foram número de fragmentos, áreas menores que 0,04 hectares, vegetação e Bio 4, sendo que quanto maior as áreas menores que 0,04, o número de fragmentos e a vegetação, maior o aumento em área de pequenos fragmentos ultrapassando uma área superior a 10 hectares (incorporação a vegetação). E, quanto menor é a sazonalidade da temperatura, maior a incorporação da vegetação. E, por fim, os preditores da taxa de mudança mostraram que quanto maior o número de fragmentos e a agricultura permanente, maior é a mudança (Figura 4).

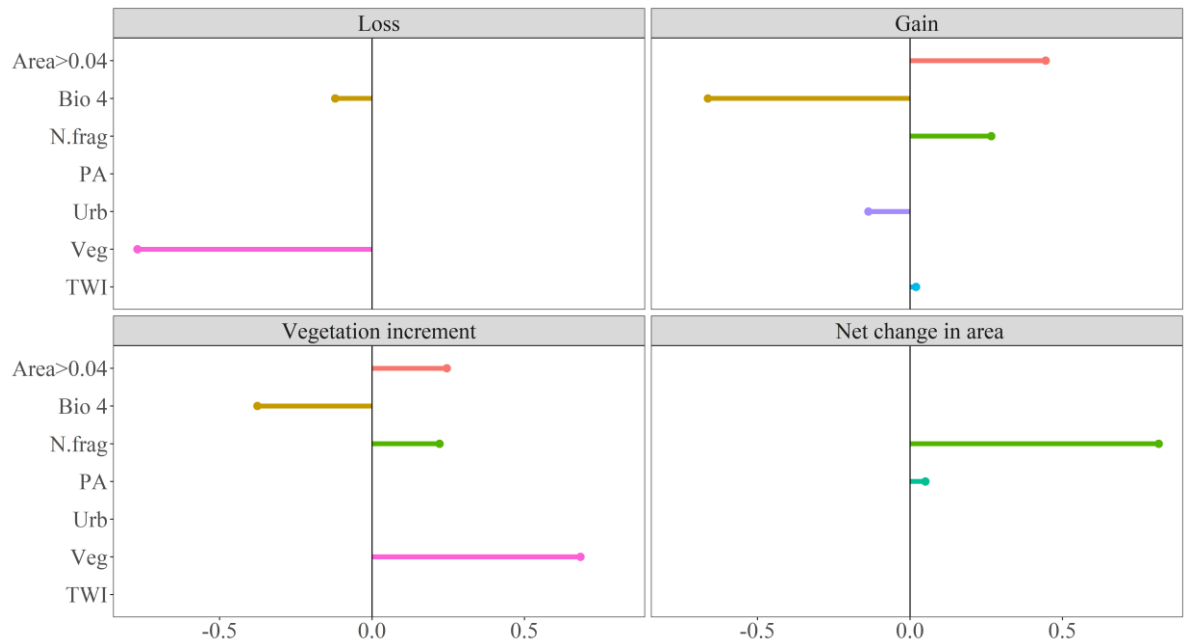


Figura 4 – Relação das variáveis selecionadas com as taxas anuais da dinâmica da paisagem dos pequenos fragmentos para a região da Mata Atlântica no estado de Minas Gerais, Brasil. Em que: Veg: dinâmica da vegetação, Urb: dinâmica da urbanização, Area.0.04: dinâmica das áreas menores que 0,04 ha, N.de.frag_R: dinâmica do número de fragmentos, PA: dinâmica da agricultura permanente.

4. Discussão

De forma geral, nós encontramos um maior ganho em área de pequenos fragmentos do que perda, sendo que maiores ganhos foram encontrados na região do Vale do Rio Doce. As taxas de incorporação a classe da vegetação apresentaram valores positivos para toda a Mata Atlântica mineira. Esses resultados desencadeiam em valores negativos de mudança, uma vez que grande parte dos pequenos fragmentos ganharam em área e foram incorporados a fragmentos maiores. Dessa forma, os nossos achados indicam que os pequenos fragmentos são importantes na conservação da Mata Atlântica, uma vez que esses elementos estão ganhando em área e expandindo no domínio. Além disso, os principais fatores motivadores dessas

mudanças estão ligados a características da paisagem. Em outras palavras, a matriz circundante dos fragmentos tem moldado a permanência, perda e expansão dos pequenos fragmentos.

4.1 Dinâmica da paisagem dos pequenos fragmentos

As perdas em área de pequenos fragmentos foram menores que o ganho, no entanto, em duas regiões houve valores maiores de perdas, sendo as regiões do Vale do Mucuri e Vale do Jequitinhonha. Essas regiões apresentam susceptibilidade à desertificação, devido a vários períodos de estiagem que vem ocorrendo nesses locais ao longo do tempo (Nascimento, 2015; Vieira et al., 2016). Em 2015, uma grande seca assolou a região e trouxe consigo problemas para o abastecimento da população e ainda mais para os elementos naturais (Galizoni et al., 2020; Silva et al., 2020). Além disso, ao longo dos anos, a retirada da vegetação nativa tem aumentado exponencialmente, sobretudo para a produção de carvão e para instalação de plantios de eucalipto (Borges et al., 2018; Coelho et al., 2016). Estima-se que os plantios de eucalipto triplicaram com o decorrer do tempo, principalmente com a grande facilitação fiscal na região (Silva et al., 2022), o que ocasionou em perdas significativas de áreas de pequenos fragmentos.

Na região do Vale do Rio Doce ocorreu um maior ganho em área de pequenos fragmentos. A região é marcada por um relevo muito dobrado, com áreas em declive, depressões, encostas de morros e vales (Coelho, 2008; Oliveira et al., 2009; Silva et al., 2010). Dessa forma, o processo de exploração do local foi moldado de acordo com as características geológicas e morfológicas da região (Coelho, 2008; Ferreira et al., 2014). Por isso, em muitos locais, essas características impossibilitaram o desenvolvimento de atividades antrópicas, favorecendo a conservação de grandes áreas. Já em áreas com relevo mais planos, houve um *boom* das atividades antrópicas. Nos últimos anos a região passou por processo de transformação desordenada, pois em diversas áreas nativas ocorreram o aumento do

desmatamento, bem como do uso indiscriminado do fogo (Ferreira et al., 2014; Oliveira et al., 2009). Essas atividades foram intensificadas em decorrência do aumento da criação e manejo incorreto de pastagens e da exploração de minerais preciosos (Ferreira et al., 2014; Silva et al., 2011). Além disso, diversas áreas de Mata Atlântica na região foram destinadas para a retirada de madeira para a produção de carvão (Ferreira et al., 2014). Essas condições desencadearam em mosaico heterogêneo na região, com paisagens extremamente preservadas e outras extensivamente antropizadas. Com isso, grandes maciços de vegetação foram modificados pelas atividades antrópicas, favorecendo o aumento dos pequenos fragmentos, principalmente em virtude, do aumento da criação de pastagens para essa região.

Em toda a área de Mata Atlântica avaliada houve crescimento em área de vegetação, sendo que os fragmentos que possuíam menos que 10 hectares superaram a área inicial e passaram a ter mais que esse limite. É sabido que, a vegetação da Mata Atlântica foi transformada em mosaicos de fragmentos, cidades, agricultura e outros usos da terra (Rezende et al., 2018; Ribeiro et al., 2011). A conversão de terras ocasionou em perdas irreparáveis em sua totalidade ao longo tempo (Ribeiro et al., 2011; Tabarelli et al., 2010). Diante desse cenário, medidas governamentais foram tomadas, como a lei da Mata Atlântica (Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006) (Brasil, 2006). O referido regulamento estabeleceu incentivos para a proteção e recuperação de áreas degradadas do domínio (Brasil, 2006). Além disso, diversas ONGs, cientistas, políticos e outros atores da sociedade vem estabelecendo medidas e ações para o reestabelecimento de áreas vegetadas na Mata Atlântica (Rezende et al., 2018). Dessa forma, a recuperação do domínio vem avançando e foi registrado um aumento da cobertura vegetal, em 2013, com 28% de área nativa da Mata Atlântica (Rezende et al., 2018). O crescimento de ações de restauração justifica o resultado encontrado nesse estudo.

Por outro lado, diante deste contexto, os pequenos fragmentos podem estar funcionando como elementos nucleadores, ou seja, estão crescendo em área e, algumas vezes se juntando a

outros fragmentos. Em outros casos, os pequenos fragmentos cresceram em área e ultrapassaram o limite estabelecido de 10 hectares. Tais fatos indicam que os objetivos das ações de recuperação da Mata Atlântica estão sendo alcançados, sendo que os pequenos fragmentos parecem estar exercendo um papel relevante para a recuperação da cobertura florestal na região. Por fim, os resultados ocasionaram em taxas de mudanças negativas, pois houve muitos fragmentos que aumentaram a área e deixaram de ser considerados como pequenos fragmentos.

4.2 Direcionadores da dinâmica da paisagem dos pequenos fragmentos

As variáveis da paisagem foram as maiores direcionadoras da dinâmica da paisagem dos pequenos fragmentos. De forma geral, o aumento da agricultura permanente, número de fragmentos e diminuição da urbanização levaram ao ganho em área de pequenos fragmentos. A agricultura permanente, aqui estabelecida como cafeicultura e florestas plantadas, necessitam de grandes áreas para se estabelecerem (Harvey et al., 2021). Com isso, os grandes contínuos de florestas são substituídos por agricultura, restando apenas os pequenos fragmentos (Liu et al., 2019). Os fragmentos mantidos estão em consonância com Código Florestal, que exige do produtor a manutenção de parte da vegetação nativa (Feistauer et al., 2014). Além disso, o Novo Código Florestal de 2012 estabeleceu que as reservas legais poderiam ser demarcadas em qualquer área do bioma e, não necessariamente na propriedade em que são realizadas as atividades produtivas (Brasil, 2012). Esse fato levou os produtores, em certos casos, a fracionar as reservas, mantendo pequenos fragmentos de vegetação nativa em diferentes propriedades (Brasil, 2012; Wollmann and Bastos, 2015).

Os fatores climáticos são propulsores em comum do ganho e perda em área dos pequenos fragmentos e o incremento da vegetação. A sazonalidade da temperatura é um direcionador das taxas, sendo que quanto menor a sazonalidade da temperatura, maior o ganho,

perda e a incorporação dos pequenos fragmentos na classe da vegetação. Tal fato deve-se principalmente à proximidade das regiões (Vale do Mucuri, Vale do Jequitinhonha e Vale do Rio Doce) onde ocorrem os maiores valores das taxas de ganho, perda e incorporação a vegetação, pois essas regiões possuem zona climática em comum (Pereira et al., 2018). As regiões citadas estão localizadas em áreas mais áridas, com altas temperaturas constantes ao longo do ano (Lopes and Steidle Neto, 2019).

Entre as variáveis de terreno, apenas o TWI apresentou relação positiva com o ganho em pequenos fragmentos. Esta característica está atrelada com a capacidade do terreno em acumular água (Besnard et al., 2013; Cordeiro et al., 2021). A relação demonstra que os pequenos fragmentos têm uma maior facilidade para se estabelecerem em locais que existe abundância de recursos hídricos. Dessa forma, os pequenos fragmentos tendem a aparecer em maior quantidade em áreas mais úmidas, como ao longo de córregos. Tal fato está atrelado a presença de pequenos fragmentos em matas ciliares. Essas matas estão inseridas em uma paisagem com uma matriz de atividades agrícolas, pecuárias, e florestais, que possui uma melhor produtividade em áreas com abundância de recursos hídricos (Maracahipes-Santos et al., 2020; Turunen et al., 2021).

5. Conclusões

De acordo com os nossos resultados houve uma diminuição em área de pequenos fragmentos. No entanto, esses fragmentos não estão sumindo, mas sim expandindo em tamanho ou sendo anexados a áreas maiores de vegetação, resultando em ambos os casos no seu “desaparecimento” da paisagem como fragmentos menores que 10 ha. Isso indica que as ações de restauração e proteção estão sendo eficientes para a Mata Atlântica em Minas Gerais. Além disso, os pequenos fragmentos, em muitas situações, podem estar funcionando como áreas nucleadoras favorecendo o aumento da vegetação.

Por meio da modelagem encontramos que os principais direcionadores da dinâmica da paisagem de pequenos fragmentos são as variáveis de paisagem e climáticas, que estão diretamente associadas a mudanças ambientais e conversão do uso da terra. Nesse sentido, a matriz circundante dos fragmentos tem impacto direto na expansão ou retração da cobertura florestal da Mata Atlântica em Minas Gerais. Além disso, os principais achados do estudo permitem afirmar sobre a importância de realizar a proteção dos pequenos fragmentos, por meio do estabelecimento de medidas que promovam a sua expansão em área.

Diante do papel importante dos pequenos fragmentos na expansão da cobertura florestal na Mata Atlântica, recomenda-se como medidas para maximizar esse efeito: (1) o cercamento de áreas próximas aos pequenos fragmentos para auxiliar na expansão mais rápida dos fragmentos; e, (2) o combate a impactos que afetem a borda e o interior desses fragmentos (por exemplo, fogo e pastoreio do gado) de forma a potencializar sua expansão.

REFERÊNCIAS

- Akpalu, W., Stage, J., 2021. Connectivity at a cost: economic dynamics of restoring habitat connectivity. *Nat. Resour. Model.* 34, e12294. <https://doi.org/10.1111/nrm.12294>
- Ancrenaz, M., Oram, F., Nardiyono, N., Silmi, M., Jopony, M.E.M., Voigt, M., Seaman, D.J.I., Sherman, J., Lackman, I., Traeholt, C., Wich, S.A., Santika, T., Struebig, M.J., Meijaard, E., 2021. Importance of small forest fragments in agricultural landscapes for maintaining orangutan metapopulations. *Front. For. Glob. Chang.* 4, 560944. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.560944>
- Arroyo-Rodríguez, V., Fahrig, L., Tabarelli, M., I., J.W., Tischendorf, L., Benchimol, M., Cazetta, E., Faria, D., Leal, I.R., Melo, F.P.L., Morante-Filho, J.C., Santos, B.A., Arasa-Gisbert, R., Arce-Peña, N., Cervantes-López, M.J., Valenzuela, S.C.-, Acedo, C.G.-, San-José, M., Vieira, I.C.G., Slik, F.J.W., Nowakowski, J.A., Tschardtke, T., 2020. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. *Ecol. Lett.* 23, 1404–1420.
- Azevedo, T., Rosa, M.R., Shimbo, J.Z., Oliveira, M.G. de, Valdiones, A.P., Lama, C. Del, Teixeira, L.M.S., 2022. RAD 2021: Relatório anual do desmatamento no Brasil 2021. Mapbiomas.
- Bennett, A.F., Saunders, D.A., 2010. Habitat fragmentation and landscape change, in: Sodhi, N.S., Ehrlich, P.R. (Eds.), *Conservation Biology for All*. Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199554232.003.0006>
- Besnard, A.G., La Jeunesse, I., Pays, O., Secondi, J., 2013. Topographic wetness index predicts the occurrence of bird species in floodplains. *Divers. Distrib.* 19, 955–963. <https://doi.org/10.1111/ddi.12047>

Biau, G., Scornet, E., 2016. A random forest guided tour. *Test* 25, 197–227.
<https://doi.org/10.1007/s11749-016-0481-7>

Borges, M.G., Leite, M.E., Leite, M.R., 2018. Mapeamento do eucalipto no estado de Minas Gerais utilizando o sensor Modis. *Espaço Aberto* 8, 53–70.
<https://doi.org/10.36403/espacoaberto.2018.14364>

Brasil, 2012. Lei nº 12.727 de 17 de outubro de 2012 do Código Florestal.

Brasil, 2006. Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006.

Breiman, L., 2001. A Data Mining Based System for Transaction Fraud Detection. *Mach. Learn.* 45, 5–32. <https://doi.org/10.1109/ICCECE51280.2021.9342376>

Broich, M., Stehman, S. V., Hansen, M.C., Potapov, P., Shimabukuro, Y.E., 2009. A comparison of sampling designs for estimating deforestation from Landsat imagery: A case study of the Brazilian Legal Amazon. *Remote Sens. Environ.* 113, 2448–2454.
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.07.011>

Bublyk, O., Andreev, I., Parnikoza, I., Kunakh, V., 2020. Population genetic structure of *Iris pumila* L. in Ukraine: effects of habitat fragmentation. *Acta Biol. Cracoviensia Ser. Bot.* 62, 51–61.

Chazdon, R.L., Lindenmayer, D., Guariguata, M.R., Crouzeilles, R., Rey Benayas, J.M., Lazos Chavero, E., 2020. Fostering natural forest regeneration on former agricultural land through economic and policy interventions. *Environ. Res. Lett.* 15, 043002.
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab79e6>

Chen, F., Zhang, J., Liu, J., Cao, X., Hou, J., Zhu, L., Xu, X., Liu, X., Wang, M., Wu, D., Huang, L., Zeng, T., Zhang, S., Huang, W., Zhang, X., Yang, K., 2020. Climate change,

vegetation history, and landscape responses on the Tibetan Plateau during the Holocene: A comprehensive review. *Quat. Sci. Rev.* 243, 106444. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2020.106444>

Cicuzza, D., Mammides, C., 2022. Soil, topography and forest structure shape the abundance, richness and composition of fern species in the fragmented tropical landscape of Xishuangbanna, Yunnan, China. *Forests* 13, 1–15. <https://doi.org/10.3390/f13091453>

Coelho, A.L.N., 2008. Uso de dados SRTM como ferramenta de apoio ao mapeamento geomorfológico de bacia de médio-grande porte. *Rev. Geogr. Acadêmica* 2, 138–153.

Coelho, R.M., Leite, Â.M.P., Leonel, M.S., Matuda, J.J., Freitas, L.C., 2016. Avaliação econômica do uso da madeira de eucalipto para diferentes finalidades, na região do alto Jequitinhonha, MG. *Floresta* 46, 155–164. <https://doi.org/10.5380/rf.v46i2.38600>

Congalton, R.G., 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sens. Environ.* 37, 35–46. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(91\)90048-B](https://doi.org/10.1016/0034-4257(91)90048-B)

Cordeiro, N.G., Pereira, K.M.G., Terra, M. de C.N.S., Silveira, E.M. de O., Oliveira, I.M.S. de, Acerbi Júnior, F.W., van den Berg, E., Mello, J.M. de, 2021. The role of environmental filters in Brazilian savanna vegetation dynamics. *For. Ecol. Manage.* 500, 119645. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119645>

Castro G.C. de, van den Berg E, 2013. Structure and conservation value of high-diversity hedgerows in southeastern Brazil. *Biodivers. Conserv.* 22: 2041–2056. - doi: 10.1007/s10531-013-0524-2

Crouzeilles, R., Santiâmi, E., Rosa, M., Pugliese, L., Brancalion, P.H.S., Rodrigues, R.R., Metzger, J.P., Calmon, M., Scaramuzza, C.A.D.M., Matsumoto, M.H., Padovezi, A., Benini, R.D.M., Chaves, R.B., Metzker, T., Fernandes, R.B., Scarano, F.R., Schmitt, J., Lui, G., Christ,

- P., Vieira, R.M., Senta, M.M.D., Malaguti, G.A., Strassburg, B.B.N., Pinto, S., 2019. There is hope for achieving ambitious Atlantic Forest restoration commitments. *Perspect. Ecol. Conserv.* 17, 80–83. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.04.003>
- Cunningham, P., Delany, S.J., 2021. k-Nearest Neighbour Classifiers - A tutorial. *ACM Comput. Surv.* 54, 128.
- Dadashpoor, H., Azizi, P., Moghadasi, M., 2019. Land use change, urbanization, and change in landscape pattern in a metropolitan area. *Sci. Total Environ.* 655, 707–719. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.267>
- Diamond, J.M., 1975. The island dilemma: Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biol. Conserv.* 7, 129–146. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(75\)90052-X](https://doi.org/10.1016/0006-3207(75)90052-X)
- Diniz, M.F., Coelho, M.T.P., Sousa, F.G. de, Hasui, É., Loyola, R., 2021. The underestimated role of small fragments for carnivore dispersal in the Atlantic Forest. *Perspect. Ecol. Conserv.* 19, 81–89. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.12.001>
- Driscoll, D.A., Banks, S.C., Barton, P.S., Lindenmayer, D.B., Smith, A.L., 2013. Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. *Trends Ecol. Evol.* 28, 605–613. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.06.010>
- Estavillo, C., Pardini, R., Rocha, P.L.B. da, 2013. Forest loss and the biodiversity threshold: An evaluation considering species habitat requirements and the use of matrix habitats. *PLoS One* 8, e82369. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0082369>
- Fahrig, L., 2013. Rethinking patch size and isolation effects: The habitat amount hypothesis. *J. Biogeogr.* 40, 1649–1663. <https://doi.org/10.1111/jbi.12130>

Feistauer, D., Lovato, P.E., Siminski, A., Resende, S.A., 2014. Impactos do Novo Código Florestal na regularização ambiental de propriedades rurais familiares. *Ciência Florest.* 24, 749–757.

Ferreira, E.A., Fernandez, A.G., Souza, C.P. de, Felipe, M.A., Santos, J.B. dos, Silva, D.V., Guimarães, F.A.R., 2014. Levantamento fitossociológico de plantas daninhas em pastagens degradadas do Médio Vale do Rio Doce, Minas Gerais. *Rev. Ceres* 61, 502–510. <https://doi.org/10.1590/0034-737x201461040008>

Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. *Science*. 309, 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>

Galizoni, F.M., Ribeiro, E.M., Lima, V.M.P., Gomes, N.M., Silva, E.P.F. da, 2020. “Vozes da seca”: lavradores, mediadores e poder público frente à estiagem no Semiárido do Jequitinhonha mineiro. *Desenvolv. e Meio Ambient.* 55, 54–74. <https://doi.org/10.5380/dma.v55i0.73756>

Gislason, P.O., Benediktsson, J.A., Sveinsson, J.R., 2006. Random forests for land cover classification. *Pattern Recognit. Lett.* 27, 294–300. <https://doi.org/10.1016/j.patrec.2005.08.011>

Harding, T., Herzberg, J., Kuralbayeva, K., 2021. Commodity prices and robust environmental regulation: Evidence from deforestation in Brazil. *J. Environ. Econ. Manage.* 108, 102452. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2021.102452>

Harvey, C.A., Pritts, A.A., Zwetsloot, M.J., Jansen, K., Pulleman, M.M., Armbricht, I., Avelino, J., Barrera, J.F., Bunn, C., García, J.H., Isaza, C., Munoz-Ucros, J., Pérez-Alemán, C.J., Rahn, E., Robiglio, V., Somarriba, E., Valencia, V., 2021. Transformation of coffee-

growing landscapes across Latin America. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 41. <https://doi.org/10.1007/s13593-021-00712-0>

IEF, 2020. Mapeamento do IEF revela 12,8 milhões de hectares da Mata Atlântica em MG.

Imazon, 2022. Sistema de alerta de desmatamento.

INPE, 2022. Rapideye.

Joly, C.A., Metzger, J.P., Tabarelli, M., Joly, C.A., Joly, C.A., Metzger, J.P., Tabarelli, M., 2014. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. *New Phytol.* 204, 459–473. <https://doi.org/10.1111/nph.12989>

Kataria, A., Singh, M.D., 2013. A Review of data classification using K-Nearest Neighbour algorithm. *Int. J. Emerg. Technol. Adv. Eng.* 3, 354–360.

Kou, W., Dong, J., Xiao, X., Hernandez, A.J., Qin, Y., Zhang, G., Chen, B., Lu, N., Doughty, R., 2018. Expansion dynamics of deciduous rubber plantations in Xishuangbanna, China during 2000–2010. *GIScience Remote Sens.* 55, 905–925. <https://doi.org/10.1080/15481603.2018.1466441>

Laurance, W.F., Camargo, J.L.C., Fearnside, P.M., Lovejoy, T.E., Williamson, G.B., Mesquita, R.C.G., Meyer, C.F.J., Bobrowiec, P.E.D., Laurance, S.G.W., 2018. An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. *Biol. Rev.* 93, 223–247. <https://doi.org/10.1111/brv.12343>

Lawrence, R.L., Wood, S.D., Sheley, R.L., 2006. Mapping invasive plants using hyperspectral imagery and Breiman Cutler classifications (randomForest). *Remote Sens. Environ.* 100, 356–362. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.10.014>

Liaw, A., Wiener, M., 2002. Classification and regression by randomForest. *R News* 2, 18–22.

- Liu, Jiajia, Coomes, D.A., Gibson, L., Hu, G., Liu, Jinliang, Luo, Y., Wu, C., Yu, M., 2019. Forest fragmentation in China and its effect on biodiversity. *Biol. Rev.* 94, 1636–1657. <https://doi.org/10.1111/brv.12519>
- Lopes, D.C., Steidle Neto, A.J., 2019. Effects of climate change on the aeration of stored beans in Minas Gerais State, Brazil. *Biosyst. Eng.* 188, 155–164. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2019.10.010>
- Lopes, E.R. do N., Sousa, J.A.P. de, Souza, J.C. de, Albuquerque Filho, J.L., Lourenço, R.W., 2020. Spatial dynamics of Atlantic Forest fragments in a river basin. *Floresta* 50, 1053–1062. <https://doi.org/10.5380/rf.v50i1.61076>
- Magnago, L.F.S., Edwards, D.P., Edwards, F.A., Magrach, A., Martins, S. V., Laurance, W.F., 2014. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. *J. Ecol.* 102, 475–485. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12206>
- Maracahipes-Santos, L., Silvério, D. V., Macedo, M.N., Maracahipes, L., Jankowski, K.J., Paolucci, L.N., Neill, C., Brando, P.M., 2020. Agricultural land-use change alters the structure and diversity of Amazon riparian forests. *Biol. Conserv.* 252, 108862. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108862>
- Melesse, A.M., Abtew, W., 2016. Regional scale groundwater flow modeling for Wakel river basin: A case study of Southern Rajasthan, Springer Geography. https://doi.org/10.1007/978-3-319-18787-7_19
- Metzger, J.P., Martensen, A.C., Dixo, M., Bernacci, L.C., Ribeiro, M.C., Teixeira, A.M.G., Pardini, R., 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic Forest region. *Biol. Conserv.* 142, 1166–1177. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.033>

Mittermeier, R.A., Turner, W.R., Larsen, F.W., Brooks, T.M., Gascon, C., 2011. Global biodiversity conservation: The critical role of hotspots, in: Zachos, F., Habel, J. (Eds.), *Biodiversity Hotspots*. Springer, Berlim, p. 19. https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_1

Morellato, L.P.C., Haddad, C.F.B., 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 32, 786–792.

Nascimento, F.R. do, 2015. Os semiáridos e a desertificação no brasil. *Rede - Rev. Eletrônica do PRODEMA* 9, 7–26.

Newbold, T., Hudson, L.N., Hill, S.L.L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R.A., Börger, L., Bennett, D.J., Choimes, A., Collen, B., Day, J., De Palma, A., Díaz, S., Echeverria-Londoño, S., Edgar, M.J., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M.L.K., Alhusseini, T., Ingram, D.J., Itescu, Y., Kattge, J., Kemp, V., Kirkpatrick, L., Kleyer, M., Correia, D.L.P., Martin, C.D., Meiri, S., Novosolov, M., Pan, Y., Phillips, H.R.P., Purves, D.W., Robinson, A., Simpson, J., Tuck, S.L., Weiher, E., White, H.J., Ewers, R.M., MacE, G.M., Scharlemann, J.P.W., Purvis, A., 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520, 45–50. <https://doi.org/10.1038/nature14324>

Newbold, T., Tittensor, D.P., Harfoot, M.B.J., Scharlemann, J.P.W., Purves, D.W., 2020. Non-linear changes in modelled terrestrial ecosystems subjected to perturbations. *Sci. Rep.* 10, 14051. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-70960-9>

Oliveira, F.P. de, Silva, M.L.N., Curi, N., Silva, M.A. da, Mello, C.R. de, 2009. Potencial erosivo da chuva no Vale do Rio Doce, região centro-leste do estado de Minas Gerais - Primeira aproximação. *Ciência e Agrotecnologia* 33, 1569–1577.

Pereira, G., Cardozo, F. da S., Negreiros, A.B. de, Zanin, G.D., Costa, J.C. da, Lima, T.E.R., Rufino, P.R., Ramos, R. de C., 2018. Análise da variabilidade da precipitação para o estado de Minas Gerais (1981-2017). *Rev. Bras. Climatol.* 1, 213–229.

Pereira, J.A.A., Oliveira-Filho, A.T., Lemos-Filho, J.P., 2007. Environmental heterogeneity and disturbance by humans control much of the tree species diversity of Atlantic montane forest fragments in SE Brazil. *Biodivers. Conserv.* 16, 1761–1784. <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9063-4>

Pinto, L.F.G., Voivodic, M., 2021. Reverse the tipping point of the Atlantic Forest for mitigation. *Nat. Clim. Chang.* 11, 364–365. <https://doi.org/10.1038/s41558-021-01035-4>

Pütz, S., Groeneveld, J., Alves, L.F., Metzger, J.P., Huth, A., 2011. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study for Brazilian Atlantic forests. *Ecol. Modell.* 222, 1986–1997. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.03.038>

Rayfield, B., Pelletier, D., Dumitru, M., Cardille, J.A., Gonzalez, A., 2016. Multipurpose habitat networks for short-range and long-range connectivity: A new method combining graph and circuit connectivity. *Methods Ecol. Evol.* 7, 222–231. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12470>

Rezende, C.L., Scarano, F.R., Assad, E.D., Joly, C.A., Metzger, J.P., Strassburg, B.B.N., Tabarelli, M., Fonseca, G.A., Mittermeier, R.A., 2018. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspect. Ecol. Conserv.* 16, 208–214. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>

Ribeiro, M.C., Martensen, A.C., Metzger, J.P., Tabarelli, M., Scarano, F., Fortin, M.-J., 2011. The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot, in: Zachos, F., Habel, J. (Eds.), *Biodiversity Hotspots*. Springer, pp. 405–434.

- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142, 1141–1153. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- Rigatti, S.J., 2017. Random Forest. *J. Insur. Med.* 47, 31–39. <https://doi.org/10.17849/insm-47-01-31-39.1>
- Riva, F., Fahrig, L., 2022. The disproportionately high value of small patches for biodiversity conservation. *Conserv. Lett.* 15, 1–7. <https://doi.org/10.1111/conl.12881>
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L.R., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., Wall, D.H., 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770–1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>
- Scarano, F.R., Ceotto, P., 2015. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. *Biodivers. Conserv.* 24, 2319–2331. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0972-y>
- Sharon, E., Brandt, A., Basri, R., 2000. Fast multiscale image segmentation. *Proc. IEEE Comput. Soc. Conf. Comput. Vis. Pattern Recognit.* 1, 70–77. <https://doi.org/10.1109/cvpr.2000.855801>
- Silva, E.P.F. da, Galizoni, F.M., Pereira Lima, V.M., 2022. De mata à estação ecológica: um estudo sobre Acauã, Alto Jequitinhonha, Minas Gerais. *Argumentos* 19, 170–192. <https://doi.org/10.46551/issn.2527-2551v19n170-192>

Silva, M.A. da, Silva, M.L.N., Curi, N., Avanzi, J.C., Leite, F.P., 2011. Sistemas de manejo em plantios florestais de eucalipto e perdas de solo e água na região do vale do Rio Doce, MG. *Cienc. Florest.* 21, 765–776. <https://doi.org/10.5902/198050984520>

Silva, M.A. da, Silva, M.L.N., Curi, N., Santos, G.R. dos, Marques, J.J.G. de S. e M., Menezes, M.D. de, Leite, F.P., 2010. Avaliação e espacialização da erosividade da chuva no Vale do Rio Doce, região centro-leste do estado de Minas Gerais. *Rev. Bras. Ciência do Solo* 34, 1029–1039.

Silva, J.L., Ribeiro, E.M., Lima, V.M.P.L., Heller, L., 2020. As secas no Jequitinhonha: demandas, técnicas e custos do abastecimento no semiárido de Minas Gerais. *Rev. Bras. Estud. urbanos e Reg.* 22, 1–23.

Smith, I.A., Hutrya, L.R., Reinmann, A.B., Marrs, J.K., Thompson, J.R., 2018. Piecing together the fragments: elucidating edge effects on forest carbon dynamics. *Front. Ecol. Environ.* 16, 213–221. <https://doi.org/10.1002/fee.1793>

SOS Mata Atlântica, 2022. Relatório Anual 2021.

Tabarelli, M., Aguiar, A.V., Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Peres, C.A., 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biol. Conserv.* 143, 2328–2340. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.005>

Turunen, J., Elbrecht, V., Steinke, D., Aroviita, J., 2021. Riparian forests can mitigate warming and ecological degradation of agricultural headwater streams. *Freshw. Biol.* 66, 785–798. <https://doi.org/10.1111/fwb.13678>

Trigueiro, W.R., Nabout, J.C., Tessarolo, G., 2020. Uncovering the spatial variability of recent deforestation drivers in the Brazilian Cerrado. *J. Environ. Manage.* 275, 111243. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111243>

Umetsu, F., Paul Metzger, J., Pardini, R., 2008. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. *Ecography (Cop.)*. 31, 359–370. <https://doi.org/10.1111/j.2008.0906-7590.05302.x>

Vieira, R.M. da S.P., Sestini, M.F., Tomasella, J., Rodriguez, D.A., Barbosa, A.A., Campello, F.C.B., Santana, M.O., Ometto, J.P.H.B., Valles, G. de F., 2016. Avaliação do impacto da desertificação no ambiente e na população do Semiárido brasileiro por meio de uma base de dados geográficos. *Sustentabilidade em debate* 7, 52–68. <https://doi.org/10.18472/sustdeb.v7n0.2016.18654>

Wilson, E.O., MacArthur, R., 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton.

Wollmann, L.M., Bastos, L.C., 2015. New forest code and legal reserve in rural properties of Porto Alegre/RS municipality. *Ciência Rural* 45, 412–417.

Material Suplementar

Tabela S1 – Data da aquisição das imagens do Rapideye para o estudo da dinâmica da paisagem dos pequenos fragmentos na região da Mata Atlântica em Minas Gerais, Brasil, e os respectivos intervalos analisados.

Cena	Data de aquisição-2011	Data de aquisição-2015	Intervalo em Anos
2328811	23/06/2011	03/08/2014	3.12
2328813	26/09/2011	25/06/2015	3.75
2328909	01/10/2011	03/07/2014	2.76
2328917	27/09/2011	15/10/2014	3.05
2329121	20/08/2011	12/07/2015	3.90
2329219	17/08/2011	08/06/2014	2.81
2329225	13/08/2011	07/08/2014	2.99
2329323	22/07/2011	10/06/2015	3.89
2329416	02/07/2011	12/09/2014	3.20
2329419	27/09/2011	08/06/2014	2.70
2329425	20/01/2011	06/08/2014	3.55
2329821	02/10/2011	05/08/2015	3.84
2329825	05/09/2011	20/01/2015	3.38
2329924	22/07/2011	03/08/2014	3.04
2330125	22/07/2011	02/08/2014	3.03
2330127	05/09/2011	06/08/2014	2.92
2330421	27/09/2011	09/06/2015	3.70
2330522	01/07/2011	09/06/2015	3.94
2330524	02/10/2011	05/08/2015	3.84
2330828	05/09/2011	03/08/2014	2.91
2331528	03/09/2011	15/09/2014	3.04
2430303	14/08/2011	14/09/2014	3.09
2430803	27/06/2011	18/09/2014	3.23
2431003	27/06/2011	02/01/2015	3.52
2431703	03/09/2011	12/05/2014	2.69
2431705	22/06/2011	21/01/2015	3.59

Tabela S2 – Acurácia dos modelos das taxas anuais da dinâmica da paisagem dos pequenos fragmentos processadas na região da Mata Atlântica em Minas Gerais, Brasil. Em que: R^2 o coeficiente de determinação; RMSE é o erro quadrado médio; MAE é a análise do erro absoluto.

	R^2 (%)	RMSE (%)	MAE (%)
Perda	47.41	34	2.21
Ganho	72.88	14	1.02
Incorporação a vegetação	73.19	2.88	3.49
Mudança	61.99	19	13

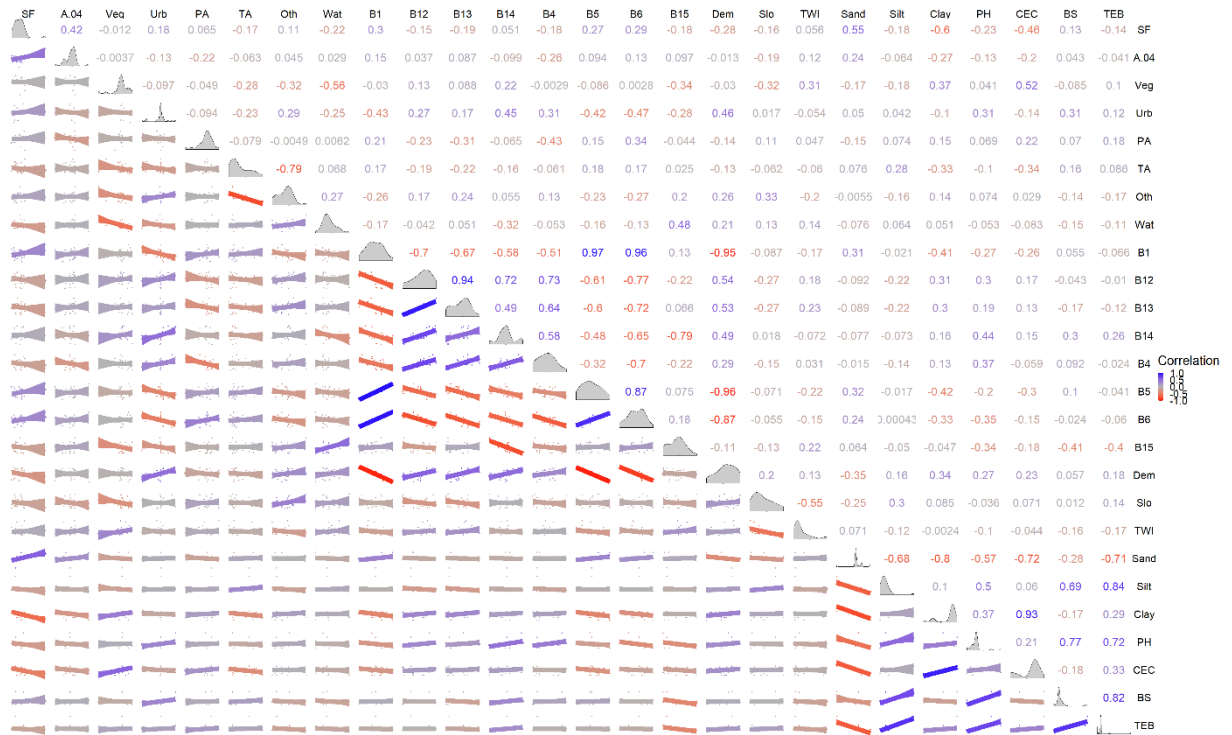


Figura S1 – Correlação de Pearson das variáveis utilizadas para modelagem da dinâmica da paisagem dos pequenos fragmentos na região da Mata Atlântica em Minas Gerais, Brasil.

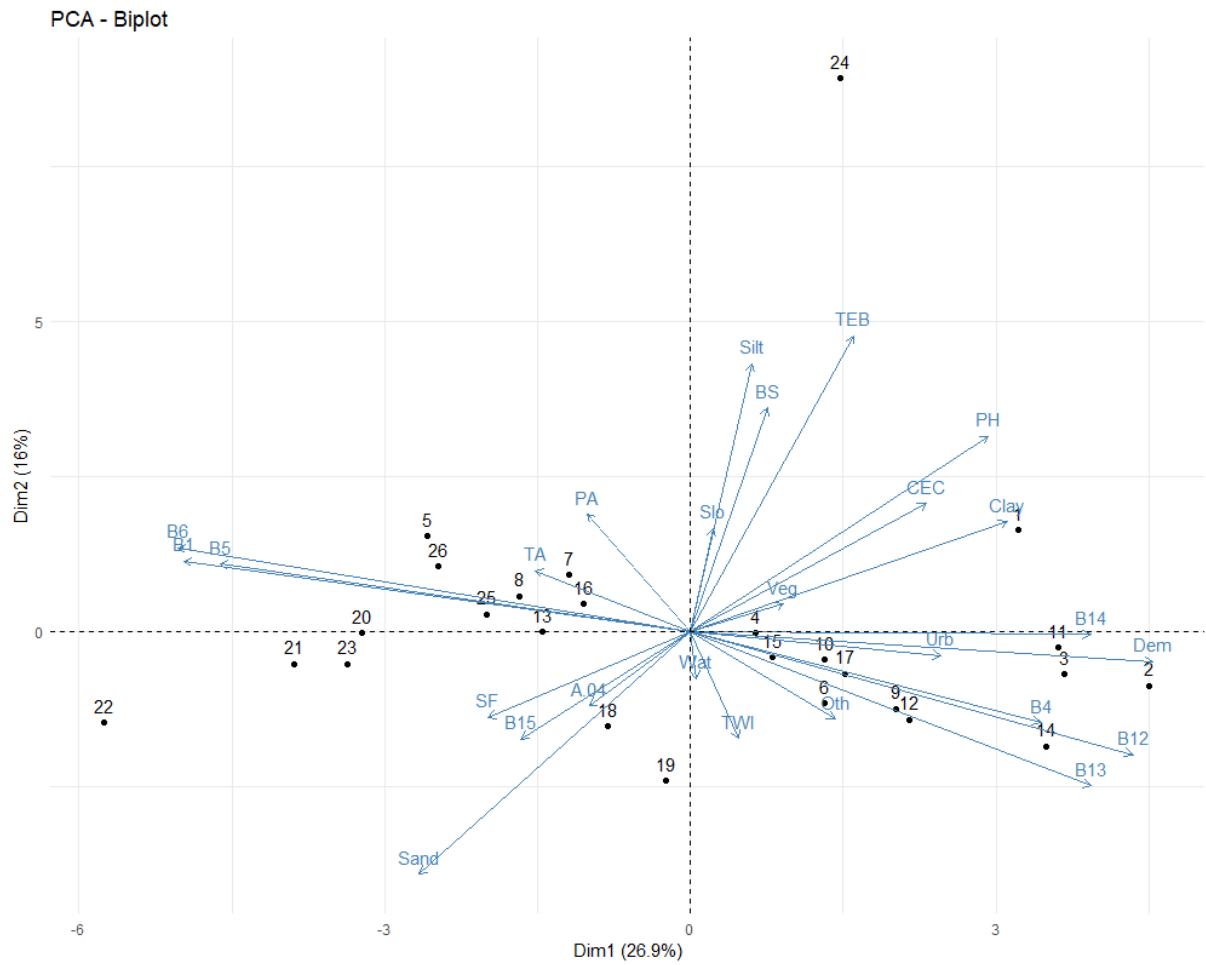


Figura S2 – Análise de componentes principais (PCA) das variáveis utilizadas na modelagem da dinâmica da paisagem dos pequenos fragmentos na região da Mata Atlântica em Minas Gerais, Brasil.

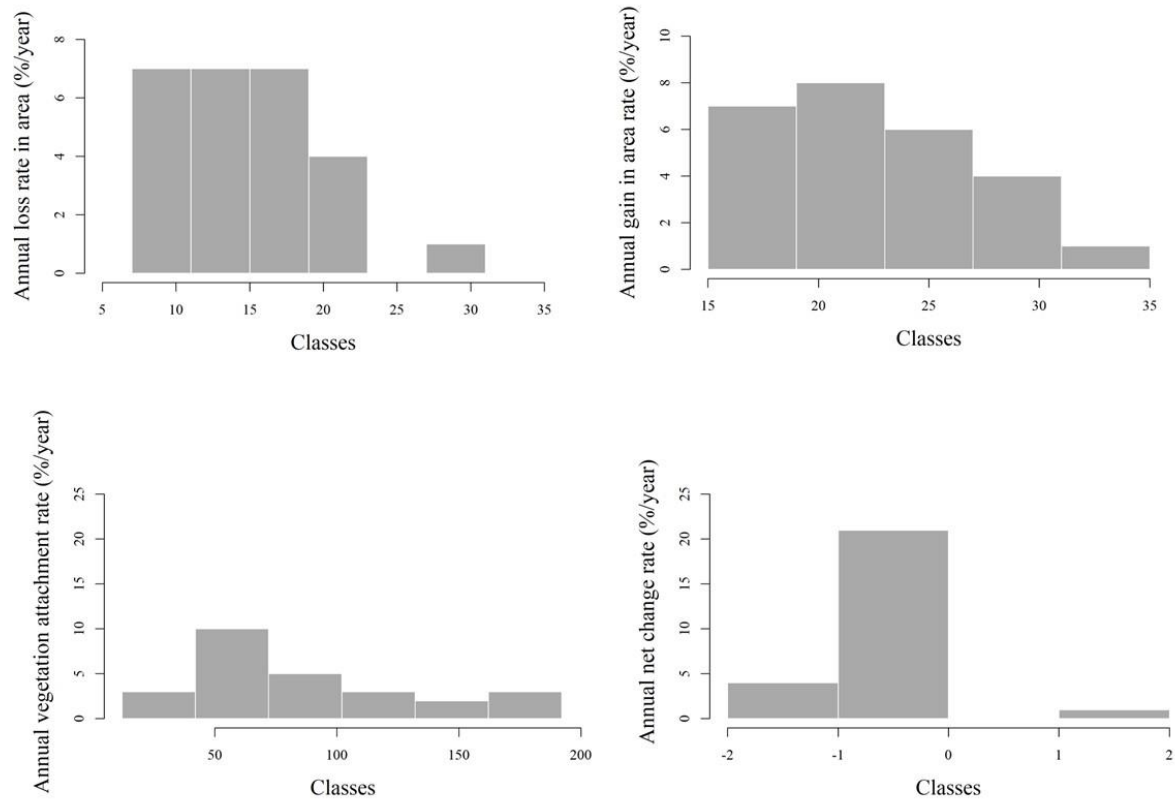


Figura S3 – Classes utilizadas para treino e validação na modelagem por *random forest* para cada taxa da dinâmica da paisagem dos pequenos fragmentos na região da Mata Atlântica em Minas Gerais, Brasil.

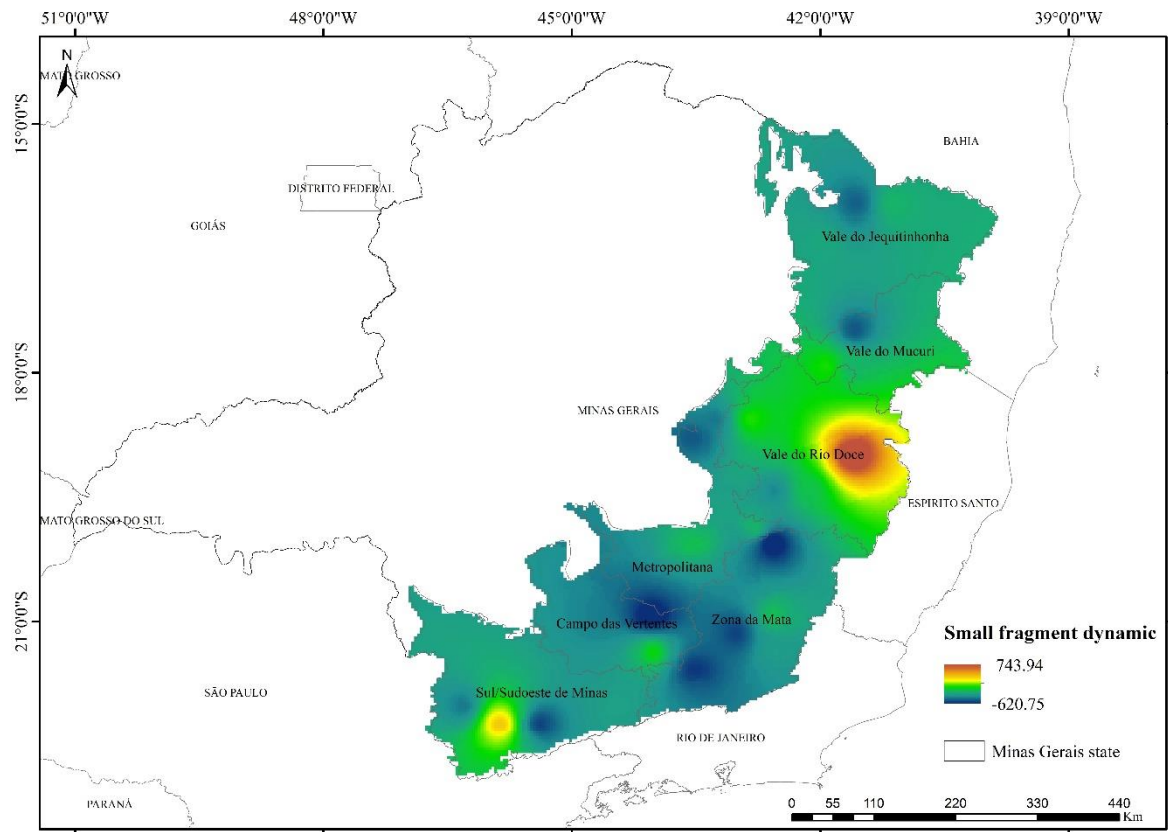


Figura S4 – Mapeamento da distribuição da dinâmica dos pequenos fragmentos (área de pequenos fragmentos em 2015 menos a área de pequenos fragmentos em 2011) na região da Mata Atlântica em Minas Gerais, Brasil.

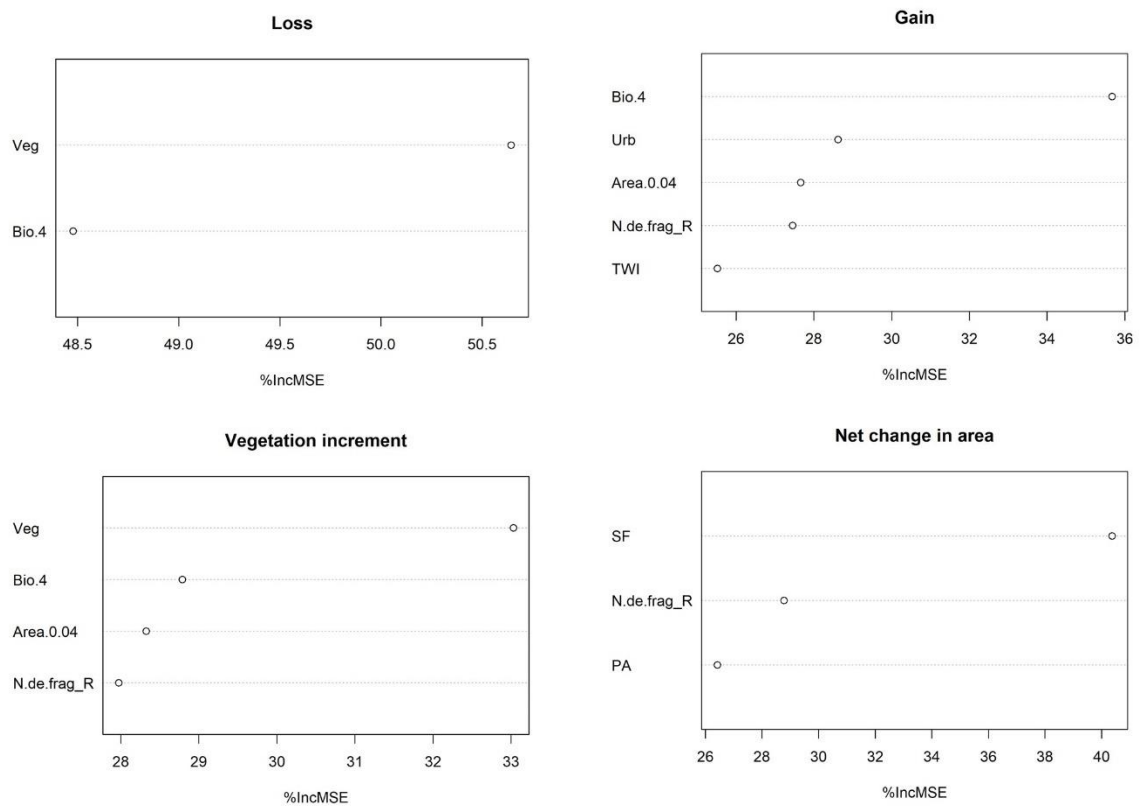


Figura S5– Importância das variáveis selecionadas dos modelos das taxas anuais da dinâmica da paisagem dos pequenos fragmentos para a região da Mata Atlântica em Minas Gerais, Brasil. Em que: Veg: dinâmica da vegetação, Urb: dinâmica da urbanização, Area.0.04: dinâmica das áreas menores que 0,04 ha, N.de.frag_R: dinâmica do número de fragmentos, SF: dinâmica dos pequenos fragmentos, PA: dinâmica da agricultura permanente.

ARTIGO 2

Dinâmica espaço-temporal de linhas de árvores da Mata Atlântica mineira ao longo de quatro anos

Resumo

Os elementos lineares de vegetação exercem um papel fundamental para a conservação da biodiversidade, uma vez que são importantes conectores de fragmentos. Dessa forma, estes elementos facilitam a movimentação de animais e plantas, assim como servem de abrigo para certas espécies. O conhecimento dos padrões de mudanças espaciais das linhas de árvores ao longo do tempo, até então, é uma lacuna na literatura. Nesse sentido, o objetivo do estudo foi mapear os padrões da dinâmica temporal da paisagem dos elementos lineares, bem como compreender seus direcionadores para toda a extensão da Mata Atlântica em Minas Gerais, Brasil. Para isso, nós realizamos a análise de 26 cenas de imagens de satélites em dois períodos. Por meio de classificação supervisionada separamos os elementos lineares da vegetação e os classificamos como linhas de árvores. Depois da realização da classificação, extraímos as variáveis de perda e ganho em comprimento dos elementos lineares e a mudança do comprimento dos elementos lineares. Para a modelagem desses dados, extraímos variáveis de clima, solo, terreno e paisagem como preditoras. Realizamos a modelagem utilizando o algoritmo *Random Forest*. A partir dos resultados obtidos é possível compreender que a permanência das linhas de árvores depende da região em que está localizada. As maiores perdas encontradas estão associadas a região sul da Mata Atlântica em Minas Gerais, com enormes perdas de linhas de árvores e ganhos insignificantes nos 4 anos analisados. Nos últimos anos, a região implementou uma agricultura cada vez mais mecanizada, desfavorecendo a permanência das linhas de árvores. Nesse sentido, é fundamental que os órgãos governamentais subsidiem

ações de educação sobre a importância que os elementos lineares exercem na paisagem, assim como fomentar mecanismos legais de proteção, recuperação e criação de linhas de árvores.

Spatial-temporal dynamics of tree lines over four years in the Atlantic Forest at Minas Gerais state

Abstract

Linear elements play a vital role in biodiversity conservation since these elements are great connectors of fragments. Thus, trees lines facilitate animals and plants movement, as well as acts as refuge for restricted species. Knowing the spatial patterns of tree lines over time, until now, is a gap in the literature. In this sense, our study aimed to map the temporal dynamic patterns of the trees lines landscape, as well as to understand their drivers in the entire area of Atlantic Forest in Minas Gerais state, Brazil. For that, we collected 26 scenes of satellite images in two periods. We proceeded with a supervised classification to identify the linear elements of the vegetation, classifying them as tree lines. We extracted the variables of loss and gain in length of the linear elements and the change in the length of the linear elements. We used climate, soil, terrain, and landscape variables as model the tree lines. We applied the Random Forest algorithm to model the variable. The permanence of the tree lines depends on the region in which they are located. The greatest losses found, mainly in the southern region of the Atlantic Forest in Minas Gerais, represent a serious concern. Several kilometers of tree lines were lost, and few kilometers were gained. In recent years, the region implemented increasingly mechanized agriculture, disfavoring the permanence of tree lines. In this sense, the government must provide educational actions on the importance that linear elements play in the landscape.

1. Introdução

Os elementos lineares de vegetação são estruturas da paisagem fundamentais para a conservação da biodiversidade (Gregory et al., 2021; Hilty et al., 2020; Xiao et al., 2020). Esse elemento é considerado como faixas lineares de vegetação, que muitas vezes, conecta fragmentos próximos (Beier and Gregory, 2012; Hilty et al., 2020). Nesse sentido, as linhas de árvores funcionam como pontes para animais e plantas, uma vez que ligam os fragmentos adjacentes, facilitando a movimentação de animais e propágulos da vegetação, além de servirem como habitat para certas espécies e, por isso são de extrema importância para toda a paisagem (Castro and van den Berg, 2013; Closset-Kopp et al., 2016; Davies and Pullin, 2007). Assim, os elementos lineares podem ser utilizados como instrumento de políticas públicas para interligar áreas extremamente fragmentadas (Beier and Gregory, 2012; Gregory et al., 2021).

Em paisagens altamente fragmentadas, a vegetação é dividida em pequenos elementos da paisagem (PEPs) (Bennett and Saunders, 2010; Diniz et al., 2021; Siqueira et al. 2021), que podem ser pequenos fragmentos, árvores isoladas e linhas de árvores em cercas e valos. Estes últimos podem servir como corredores ecológicos (Siqueira et al. 2021, Fialho et al. 2017). Em muitas paisagens, os PEPs são a única estrutura com vegetação disponível para as espécies animais (Bennett and Saunders, 2010; Diniz et al., 2021). Além disso, os PEPs prestam serviços ecossistêmicos essenciais como, estoque de carbono, habitat para polinizadores, habitat e alimento para a fauna, entre tantos outros serviços (Castro and van den Berg, 2013; Siqueira et al., 2021, 2017). Entre os PEPs, em muitos países, as linhas de árvores em cercas vivas são implantadas e manejadas pelo homem para dividir as propriedades rurais (Pulido-Santacruz and Renjifo, 2011; Wehling and Diekmann, 2009). Normalmente tais cercas possuem baixa riqueza de espécies, embora na ausência de intervenções antrópicas, a riqueza pode ser maior (Pulido-Santacruz and Renjifo, 2011). No Brasil há linhas de árvores originadas de valos de divisa, que são escavações feitas no passado por escravos para separar as propriedades rurais (Castro and

van den Berg, 2013). Com o tempo essas escavações foram colonizadas pela vegetação nativa e, atualmente, são faixas de vegetação mais largas que as cercas vivas tradicionais, com uma largura média de quatro metros (Castro and van den Berg, 2013; Siqueira et al., 2021). Os valos estão amplamente distribuídos no Brasil, em grande quantidade no estado de Minas Gerais, e apresentam uma surpreendente diversidade de espécies (Castro and van den Berg, 2013). Também é comum no Brasil a presença de linhas de árvores resultantes da colonização natural de cercas de divisa. Embora menos diversas que as linhas em valos, possivelmente por serem mais recentes e mais estreitas, essas cercas também possuem uma considerável riqueza de espécies (dados não publicados).

Diante desse cenário, a conservação dos PEPs e, em particular, dos elementos lineares é fundamental para a manutenção da biodiversidade em áreas altamente fragmentadas (Case et al., 2020, Siqueira et al., 2017). Por exemplo, em paisagens altamente fragmentadas no Sul de Minas Gerais, os PEPs responderam por 50% da conectividade, sendo que os elementos lineares foram os mais importantes para promover a conectividade da paisagem (Siqueira et al. 2021). Dessa forma, a perda das linhas de árvores promove o isolamento das áreas adjacentes e, conseqüentemente, afeta as relações interespecíficas e intraespecíficas das espécies presentes em um local (Hilty et al., 2020; Vergnes et al., 2013). A falta de conectividade na paisagem ocasiona aumento do risco de extinção local de espécies, uma vez que há dificuldade na movimentação dos organismos, no fluxo gênico e em outros processos ecológicos fundamentais para perpetuação de espécies (Salviano et al., 2021; Vergnes et al., 2013). Assim, a perda de elementos lineares pode resultar em extinção de espécies e em isolamento de fragmentos (Pimm and Jenkins, 2019; Wang et al., 2021). O isolamento causa perda de diversidade, riqueza e afeta a estrutura da vegetação (Fahrig, 2003; Haddad et al., 2015).

O entendimento das variações dos padrões espaciais das linhas de árvores ao longo do tempo, até então, é uma lacuna do conhecimento. Os elementos lineares tendem a mudar no

tempo, principalmente devido ao uso da terra pelo homem (Gregory et al., 2021; Hilty et al., 2020). Estudos tem mostrado a ocorrência de diversas mudanças no uso do solo e da terra, sobretudo para o domínio Mata Atlântica (Joly et al., 2014; Molin et al., 2017; Suganuma and Durigan, 2022). O domínio foi drasticamente transformado com a expansão das cidades no sudeste, sul e nordeste brasileiro (Joly et al., 2014). Nesse sentido, a paisagem foi modulada de acordo com as necessidades das pessoas (Joly et al., 2014). Tal fato afeta diretamente a composição das linhas de árvores na paisagem, seja com aumento, por causa de ações de recuperação, seja com diminuição, em função da abertura de grandes áreas para construção de indústrias, grandes plantios agrícolas e expansão das cidades (Gregory et al., 2021; Hilty et al., 2020). Diante disso, as variáveis da paisagem provavelmente são o grande propulsor das mudanças das linhas de árvores. No entanto, outras variáveis podem alterar a permanência ou crescimento desses elementos como, o solo, estrutura do terreno e clima local. Esses fatores são reconhecidos por afetarem a vegetação nativa e sua dinâmica, mas não há conhecimento sobre como essas características influenciam na dinâmica dos elementos lineares.

Nesse sentido, este estudo tem como objetivo mapear os padrões da dinâmica temporal das linhas de árvores, bem como compreender seus direcionadores para toda a extensão da Mata Atlântica em Minas Gerais, Brasil. São abordadas as seguintes questões: (1) Como varia a distribuição das linhas de árvores ao longo do tempo? Espera-se que haja uma perda de linhas de árvores, em áreas com agricultura mecanizada, uma vez que esses elementos atrapalhariam a passagem do maquinário. E, em áreas ocupadas por propriedades menores, espera-se um aumento das linhas árvores, devido a incorporação de cercas vivas para dividir propriedades; (2) Quais os principais direcionadores da dinâmica dos corredores? Espera-se que os preditores dos elementos lineares da vegetação sejam as variáveis da paisagem, principalmente o aumento da vegetação e de pequenos fragmentos, pois as linhas de árvores promovem a conectividade e, conseqüentemente, o aumento da cobertura florestal.

2. Material e Métodos

2.1 Área de estudo

A área de estudo está localizada na Mata Atlântica no estado de Minas Gerais, Brasil (Figura 1). A região de estudo cobre uma área grande, por isso foi subdividida em sete regiões de acordo com metodologia já empregada para o estado de Minas Gerais (IEF, 2020). São estas: Campo das Vertentes, Metropolitana, Sul/Sudoeste de Minas, Vale do Jequitinhonha, Vale do Mucuri, Vale do Rio Doce e Zona da Mata.

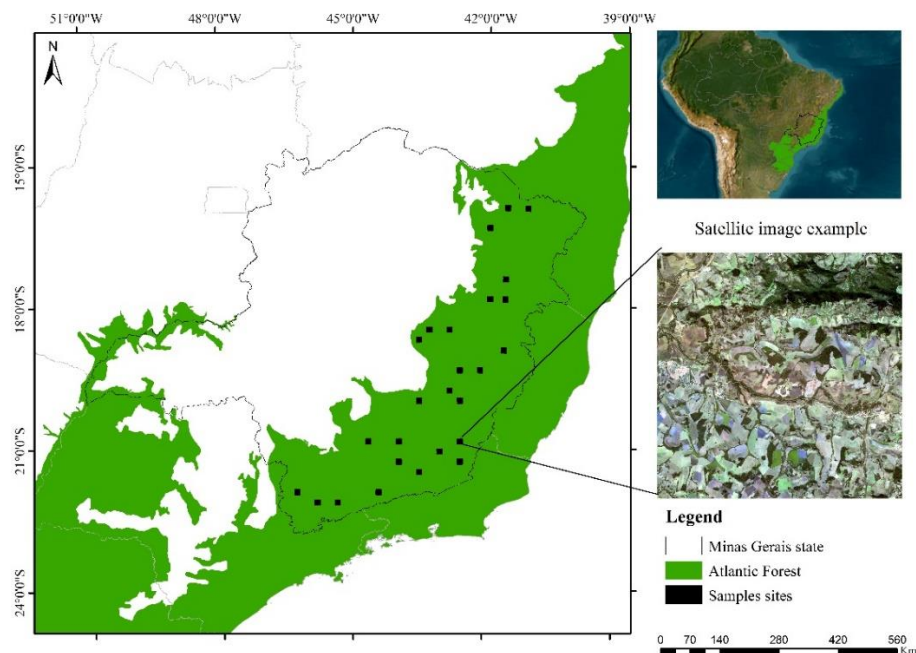


Figura 1 – Localização das áreas amostradas na região da Mata Atlântica em Minas Gerais, Brasil.

A Mata Atlântica é uma floresta tropical que cobre toda a costa brasileira, sendo que abriga as cidades mais populosas do Brasil (Joly et al., 2014). O domínio abriga uma riqueza de espécies imensuráveis, no entanto, é um dos mais ameaçados pelas atividades antrópicas (Joly et al., 2014; Morellato and Haddad, 2000). Diante disso, a Mata Atlântica recebeu o título de *hotspot* da biodiversidade mundial (Mittermeier et al., 2011). Ao longo do tempo, a paisagem

sofreu muitas modificações devido a ocupação europeia antiga e intensa, o que resultou em áreas urbanas enormes e grandes áreas destinadas a agricultura e pecuária, além da exploração por atividades de mineração (Joly et al., 2014; Scarano and Ceotto, 2015). Também, em um passado recente, áreas enormes foram desmatadas para extração de madeira e produção de carvão (Joly et al., 2014; Rocha-Nicoleite et al., 2017). Assim, o domínio passou a ser altamente fragmentado e as linhas de árvores assumiram um papel importante na conectividade entre os fragmentos florestais.

2.2 Coleta dos dados

Para mensurar as linhas de árvores ao longo do tempo, nós analisamos 26 paisagens por meio de imagens de satélite, para os anos de 2011 e 2014/2015 (Tabela S1, Material suplementar). As imagens possuíam dimensões de 12 x 12 km. A seleção das imagens ocorreu de forma aleatória, mas com as seguintes restrições: áreas que estavam completamente dispostas sobre o domínio, áreas que não possuíssem limites com outras selecionadas, imagens que não apresentassem cobertura de nuvens acima de 50%.

As linhas de árvores são elementos pequenos, por isso as imagens escolhidas foram do Rapideye, que possuem resolução espectral de cinco metros. O conjunto de microssatélites foi lançado em 2008, pela empresa privada RapidEye AG, localizada em Brandenburg an der Havel na Alemanha. Esta empresa possui o controle do sistema até hoje. O Rapideye é formado por 5 microssatélites multiespectrais, o que permite uma obtenção rápida de qualquer ponto da terra. O Rapideye é largamente utilizado para monitoramento de diversas atividades agrícolas e florestais (INPE, 2022).

2.3 Processamento das imagens

As imagens fornecidas pelo Rapideye possuíam dimensões de 25 x 25 km, por isso, no software *eCognition*, foi realizado o corte das imagens para 12 x 12 km, eliminando as bordas das imagens. Para a classificação supervisionada da cobertura e uso do solo, utilizou-se a abordagem de segmentação da imagem multiescala.

2.3.1 Segmentação das imagens

A segmentação consiste em agrupar pixels vizinhos, sendo realizado segundo a forma, cor e textura dos pixels. Por meio da técnica é realizado o agrupamento de objetos similares ou partes deles, a depender da escala utilizada (Sharon et al., 2000). A segmentação por multiescala ganhou muita notoriedade e passou a ser bastante utilizada. O algoritmo consiste na obtenção de objetos em diferentes escalas, sem que haja iteração entre eles (Cour et al., 2005). Dessa forma, é possível realizar a classificação de objetos maiores até detalhes mais finos da paisagem.

Nós realizamos a segmentação em dois níveis de escala, por meio do software *eCognition*, utilizando pesos iguais para todas as bandas das imagens. Além da escala, a segmentação é influenciada por outros fatores. Como exemplo, a homogeneidade de cor, a suavidade e compacidade das imagens (Broich et al., 2009). Esses parâmetros foram escolhidos a partir da tentativa e erro até se obter imagens que permitissem a visualização dos objetos.

O primeiro nível de escala escolhida foi de 70, que permitiu visualizar objetos maiores com dimensões maiores que 1,01 hectares. O segundo nível de escala foi de 40, que permitiu visualizar objetos entre 0,025 a 1 ha. Em relação aos demais parâmetros, foram atribuídos um peso de 0,4 para cor, 0,3 para forma e 0,6 para compacidade.

2.3.2 – Classificação das imagens

Com as imagens segmentadas, nós procedemos com a classificação supervisionada. Inicialmente, nós inserimos seis classes para os objetos maiores da imagem. As classes escolhidas foram as mais representativas para as paisagens, sendo estas: agricultura permanente, agricultura temporária, áreas urbanas, corpo d'água, vegetação e outros. Para cada classe, coletamos 50 amostras cobrindo ao máximo toda a imagem. Além disso, utilizamos a falsa cor na composição em RBG (543).

Assim, procedemos com a classificação supervisionada, a partir da aplicação do algoritmo *Nearest Neighbor* (NN). O algoritmo treina os objetos da imagem segmentada e atribui a classe de um objeto de acordo a similaridade com seus vizinhos (Kataria and Singh, 2013). Além disso, o algoritmo permite que a classificação seja realizada de forma transparente, direta e fácil de interpretar (Cunningham and Delany, 2021).

As linhas de árvores possuem pixels iguais a vegetação. No entanto, possuem forma bem específica (linear) (Castro and van den Berg, 2013) e dimensões médias menores que 15 metros de largura, considerando suas copas por imagens de satélites. Dessa forma, nós usamos a ferramenta *merge* para juntar todos os objetos da classe vegetação que possuíssem largura maior que 15 metros. Após esse processamento, todos os objetos da paisagem que tivessem largura menor que 15 metros e possuíssem formas lineares foram classificados como linhas de árvores, em todas as suas formas de cercas, valos, e outros elementos lineares. Além disso, aplicamos à cena uma função unir para encontrar objetos que estavam cercados de vegetação e juntamos os objetos encontrados a classe de vegetação. Assim, todos os objetos restantes foram considerados como elementos lineares de vegetação.

Finalmente, após a realização da classificação, verificamos visualmente os erros da classificação, corrigindo para toda a imagem e reclassificando acertadamente cada objeto a sua determinada classe.

2.3.3 Validação

Para a validação da classificação foi realizado uma inspeção visual de cada cena, considerando imagens do Google Earth, que possuem maior resolução espacial. Além disso, foi realizado a avaliação da acurácia no software Arcgis. Considerando as 26 cenas e as seis classes de cada imagem, foram coletados 200 pontos. Estes pontos foram sobrepostos a imagem de satélite de alta resolução, gerando uma matriz de confusão e o índice Kappa (Congalton, 1991). O índice Kappa foi de uma precisão média de 0,80% para a classificação de 2011 e 0,90% para a classificação de 2015.

2.4 Taxas de dinâmica

A partir das informações coletadas da classificação supervisionada, as imagens foram processadas no software Arcgis. Inicialmente, calculamos o comprimento de cada linha de árvore para cada cena. Com essas informações, obtivemos a diferença em quilômetros do ano 2015 e 2011. A partir dessa informação, calculamos o ganho e a perda em comprimento em quilômetros. Além disso, também calculamos a taxa de mudança. Nesta taxa calculamos a porcentagem de quilômetros das linhas de árvores de 2011 e 2015 e medimos a diferença entre os dois períodos (Tabela 1).

Tabela 1 – Equações das taxas anuais da dinâmica da paisagem das linhas de árvores processadas na região da Mata Atlântica no estado de Minas Gerais, Brasil.

Taxas	Fórmula
Perda	$\frac{\left(\frac{LP_{2015} * 100}{LTL_{2011}}\right)}{t}$
Ganho	$\frac{\left(\frac{LG_{2015} * 100}{LTL_{2015}}\right)}{t}$

Mudança	$\frac{(\%LTL_{2015} - \%LTL_{2011})}{t}$
----------------	---

Em que:

LP_2015 – Perda em comprimento de linhas de árvores em 2015;

LTL_2011 – Comprimento total de linhas de árvores em 2011;

LG_2015 – Ganho em comprimento de linhas de árvores em 2015;

LTL_2015 - Comprimento total de linhas de árvores em 2015;

%APF_2015 – Porcentagem em comprimento de linhas de árvores em 2015;

%APF_2011 - Porcentagem em comprimento de linhas de árvores em 2015;

t – tempo, em anos, de dinâmica da paisagem. O t variou entre 2,69 a 3,94 anos (Tabela S1, Material suplementar).

2.5 Variáveis preditoras

Para entender o comportamento das linhas de árvores ao longo do tempo, foram extraídas variáveis do solo, climáticas, terreno e paisagem. Este procedimento foi adotado considerando que a variabilidade espacial dessas características determina o comportamento funcional das paisagens, dessa forma modelamos os padrões de distribuição e dinâmica dos PEPs (Melesse and Abtew, 2016). As variáveis selecionadas apresentaram uma correlação abaixo de 0,7, ou seja, as variáveis não possuem correlação entre si.

As variáveis de solo foram obtidas por meio do banco de dados do *Harmonized World Soil Database* v 1.2 com resolução espacial de 1 km (FAO, 2020). As características coletadas foram: Clay , que é a fração de argila do solo superficial, pH (H₂O) do solo superficial, Teb, que são as bases trocáveis totais do solo superficial.

As variáveis climáticas foram a temperatura média anual (Bio 1), sazonalidade da temperatura (Bio 4), precipitação anual (Bio 12) e a sazonalidade da precipitação (Bio 15).

Todas as variáveis foram obtidas do banco de dados do Wordclim 2, que possui uma resolução espacial de 1 km.

As características de terreno foram obtidas do *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM). Nesse sentido, foram coletadas as variáveis do modelo digital de elevação (DEM), inclinação do terreno (Slope) e o índice topográfico de umidade do terreno (TWI).

Finalmente, para as variáveis de paisagem foram consideradas a porcentagem de área remanescente de cada classe da paisagem (agricultura permanente, agricultura temporária, áreas urbanas, corpos d'água, vegetação, outros, pequenos fragmentos (fragmentos com 0,04 a 10 hectares), áreas menores que 0,04 hectares e número de fragmentos). Para isso, foi realizado o cálculo da diferença da porcentagem da área do elemento da paisagem para o ano de 2015 e 2011. Todas as análises foram realizadas no software R e Arcgis.

2.6 Modelagem

Para a modelagem da dinâmica das linhas de árvores ao longo do tempo foi utilizado o algoritmo *Random Forest* (RF) (Breiman, 2001). Essa técnica computacional tem sido muito utilizada, pois, entre outras vantagens, combina diferentes árvores de decisão para seleção aleatória de preditores, até obtenção de menor erro possível na predição (Biau and Scornet, 2016; Rigatti, 2017). Além disso, é uma técnica muito precisa que retorna as variáveis mais importantes para a construção dos modelos (Breiman, 2001; Rigatti, 2017). Os dados foram processados no R com uso do pacote *randomforest* (Liaw and Wiener, 2002). Para isso foram construídos três modelos, um para cada taxa de dinâmica dos corredores.

Os dados foram divididos em classes, observando os valores mínimos e máximos de cada taxa, sendo que as classes foram utilizadas para treino e validação. Os dados foram divididos em 70% para treinamento e 30% para a validação. Para a análise das classes foram

construídos histogramas de frequência (Gislason et al., 2006). Dessa forma foram estabelecidas seis classes para o ganho, e cinco para perda e mudança.

O número de árvores foi fixado em 1000, pois é um valor comumente utilizado e que permite a menor obtenção de erros na aplicação do RF (Lawrence et al., 2006). O processamento foi realizado com a técnica da eliminação recursiva, para a escolha das melhores variáveis. Assim, as variáveis com menor valor de importância (%IncMSE) foram eliminadas em cada iteração do modelo e um novo era construído. O modelo final foi construído a partir do menor número de variáveis com maior valor de importância. Para isso, utilizamos o erro OOB como critério de minimização.

Para verificar a performance dos modelos foi calculado o coeficiente de determinação (R^2), erro quadrado médio (RMSE) e análise do erro absoluto (MAE). Por fim, criamos mapas da distribuição de cada taxa para toda a Mata Atlântica em Minas Gerais.

3. Resultados

3.1 Distribuição das linhas de árvores na Mata Atlântica mineira

Quando analisamos a dinâmica do comprimento (DC), encontramos que na maioria das regiões ocorreram uma manutenção do comprimento das linhas de árvores entre os períodos analisados, com exceção das regiões dos Campo das Vertentes e Sul/Sudoeste, onde houve perdas marcantes. Esses resultados representaram em perdas maiores que os ganhos para a área estudada. A perda média em comprimento (PMC) das linhas de árvores superou os valores de ganho médio em comprimento (GMC) das linhas de árvores para a maioria das regiões. Somente as regiões Vale do Jequitinhonha e o Vale do Mucuri apresentaram maiores valores de ganhos médios que perdas. O comprimento e número de corredores (NC) mostraram uma tendência parecida. Nesse sentido, as regiões que apresentaram perdas ou ganhos na dinâmica

do comprimento, também obtiveram as mesmas perdas ou ganhos em número de linhas de árvores (Tabela 2).

Tabela 2 – Análises descritivas da dinâmica do comprimento, perda média, ganho médio e número das linhas de árvores por região da Mata Atlântica em Minas Gerais, Brasil. Em que: C_2011: Comprimento 2011, C_2015: Comprimento 2015, DC: Dinâmica do Comprimento, GMC: Ganho médio em comprimento, PMC: Perda média em comprimento, NC: Número de corredores.

Região	C_ 2011 (km)	C_2015 (km)	DC (km)	GMC (km)	PMC (km)	NC
Campo das Vertentes	172.13	35.11	-137.02	8.10	29.83	-262
Metropolitana	15.83	17.86	2.03	16.70	20.30	160
Sul/sudoeste	87.29	20.68	-66.61	4.49	26.07	-198
Vale do Jequitinhonha	2.70	3.62	0.92	26.52	25.86	47
Vale do Mucuri	8.61	28.29	19.67	29.07	25.15	416
Vale do Rio Doce	17.74	27.63	9.89	18.47	22.06	270
Zona da Mata	45.63	35.68	-9.94	15.40	22.28	319
Toda área estudada	349.92	168.87	-181.05	118.75	171.55	752

Quando consideramos cada imagem individualmente, desconsiderando a região, percebemos que houve uma perda na maioria das cenas, principalmente nas regiões do sul do estado. Em contrapartida, houve um ganho em comprimento nas regiões centrais e ao norte do estado (Figura S1, Material suplementar).

As relações mencionadas também são encontradas no mapeamento do ganho das linhas de árvores para a Mata Atlântica em Minas Gerais, em que os maiores ganhos estão concentrados no norte e centro da região estudada. Os maiores valores de perda ocorreram nas regiões do Campo das Vertentes e no Sul/Sudoeste de Minas, que estão localizadas no Sul do estado de Minas Gerais. A região da Zona da Mata apresentou menores taxas de perdas para toda a área avaliada. A variação entre perdas e ganhos em determinadas regiões resultou em baixa amplitude da taxa de mudança dos corredores para a Mata Atlântica mineira. Em relação a distribuição da mudança, existe uma homogeneidade, com valores pareados em todo o estado, e o sul de Minas aparecendo com uma mudança negativa da dinâmica da perda (Figura 2).

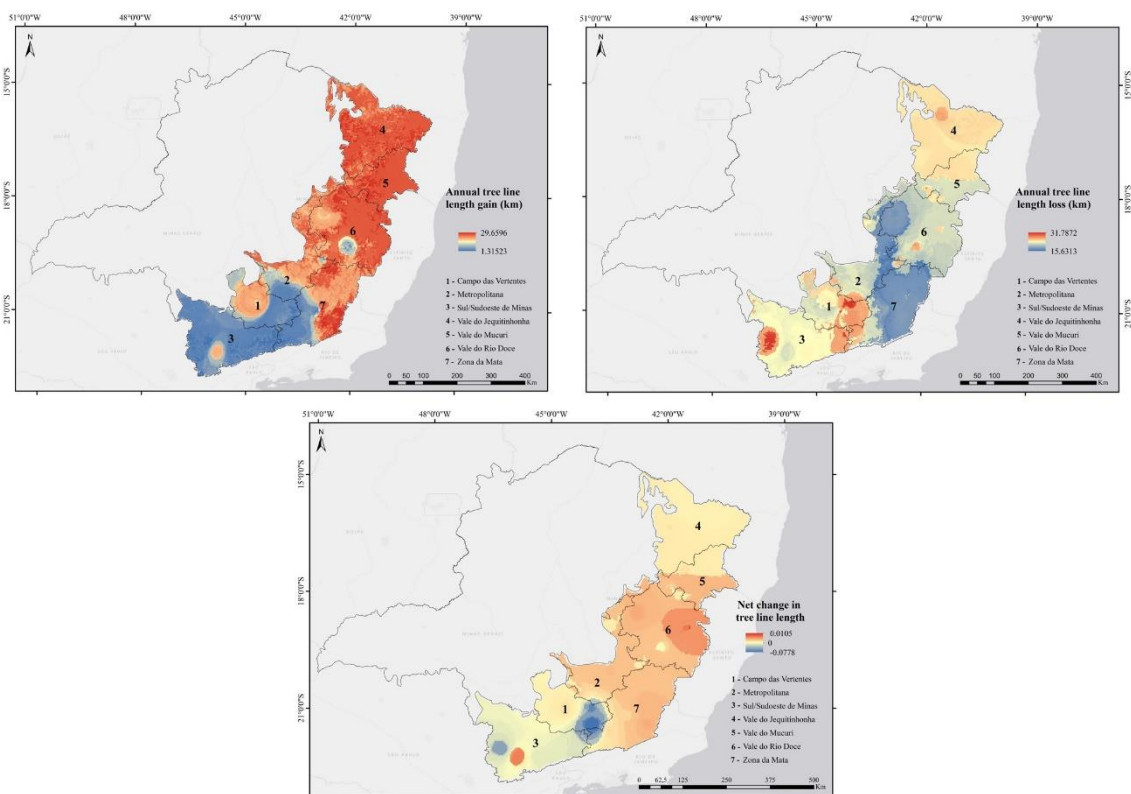


Figura 2 – Mapeamento das taxas anuais de ganho e perda do comprimento das linhas de árvores e da taxa de mudança do comprimento das linhas de árvores da Mata Atlântica em Minas Gerais, Brasil.

3.2 Preditores da dinâmica das linhas de árvores

O modelo anual de perda em comprimento de linhas de árvores apresentou um coeficiente de determinação de 66,55%, para o modelo da taxa de anual de perda em comprimento de linhas de árvores foi de 23,12% e, para a taxa anual de mudança do comprimento das linhas de árvores foi de 94,14%.

O número de linhas de árvores e a temperatura anual (Bio 1) apresentaram relação positiva com o ganho em comprimento das linhas de árvores. Em relação a perda, quanto maior a sazonalidade da temperatura (Bio 4) e maior número de linhas de árvores e menor a urbanização, menor foi a perda. A mudança do comprimento das linhas de árvores foi afetada negativamente pela urbanização e positivamente pelo número de corredores e número de pequenos fragmentos. Além disso, a região também foi um direcionador da taxa de mudança (Figura 3).

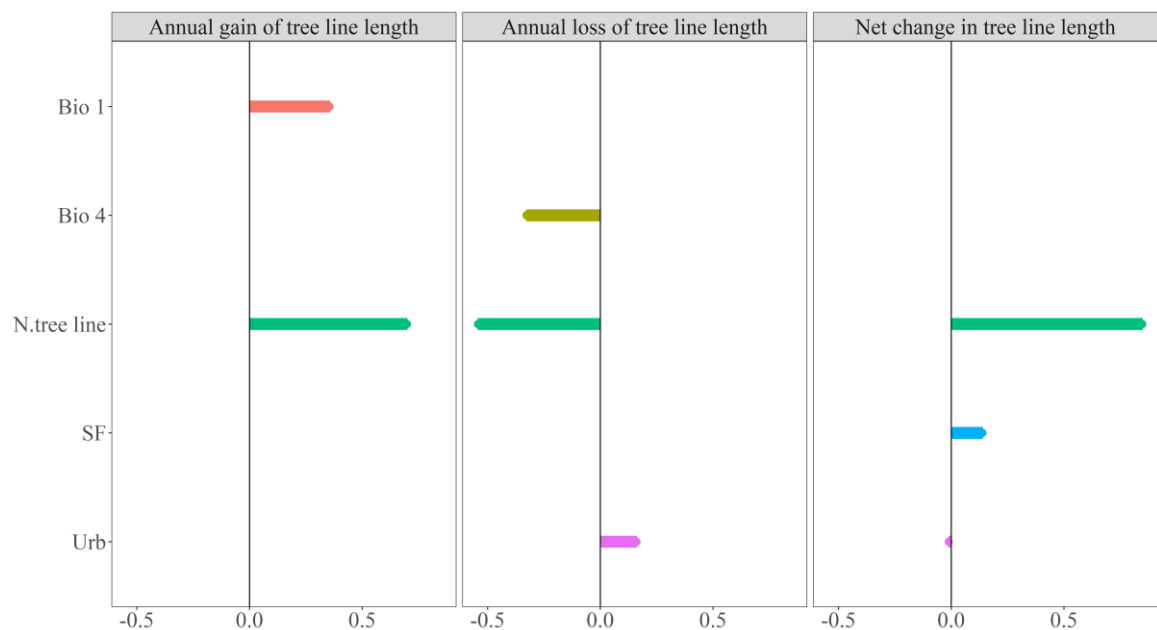


Figura 3 – Principais direcionadores do ganho, perda e mudança do comprimento das linhas de árvores da Mata Atlântica em Minas Gerais, Brasil. Em que: Bio 1: temperatura anual, Bio 4: sazonalidade da temperatura, N.tree line: número de linhas de árvores, SF: pequenos fragmentos, Urb: urbanização.

4. Discussão

Nós modelamos a perda e o ganho de comprimento de linhas de árvores e a mudança do comprimento de linhas de árvores para paisagens em toda a Mata Atlântica mineira. Nós descobrimos que houve perda de linhas de árvores, principalmente nas regiões Sul do estado de Minas Gerais. Enquanto isso, os maiores incrementos em comprimento de linhas de árvores foram no Norte e centro do estado. Os principais preditores para as mudanças ocorridas na Mata Atlântica foram a temperatura anual, sazonalidade da temperatura, urbanização, região, pequenos fragmentos e número de corredores. Tais resultados demonstram que as linhas de árvores da Mata Atlântica possuem parâmetros diferentes de acordo com a região em que estão presentes. Dessa forma, diversos fatores motivaram as diferenças encontradas no estudo, principalmente o aumento dos pequenos fragmentos, crescimento de cidades, êxodo urbano. No entanto, é certo que a perda de linhas de árvores pode significar perda de conectividade entre fragmentos dessas regiões na Mata Atlântica, o que pode dificultar a permeabilidade de espécies em uma matriz antropizada (Beita et al., 2021; Decocq et al., 2021; Hilty et al., 2020).

4.1 Distribuição das linhas de árvores na Mata Atlântica mineira

Os resultados descritivos das linhas de árvores mostraram que os valores anuais médios de ganho e perda foram parecidos na maioria das regiões, no entanto, a região Sul e o Campo das Vertentes têm grandes perdas em comprimento de linhas de árvores. De forma geral, as linhas de árvores, principalmente na forma de cercas e valos, são mantidos pelos proprietários,

pois possuem funções na propriedade (Castro and van den Berg, 2013; Morantes-Toloza and Renjifo, 2018). As cercas vivas possuem a função de dividir as propriedades e os valos são estruturas que existem a muito tempo, desde a escravidão, e por isso são mantidas (Nascimento et al., 2009; Rocha et al., 2011).

As maiores perdas de linhas de árvores foram concentradas no Campo das Vertentes e Sul de Minas Gerais. Nos últimos anos, a região vem passando por uma transformação da paisagem. As atividades agropecuárias passaram por uma mudança gradual, antes executadas, em sua maioria, de forma manual, na forma de pecuária extensiva ou pequenas lavouras, passaram recentemente a serem realizadas de forma mecanizada. Nesse sistema, as linhas de árvores são obstáculos para a passagem das máquinas e, por isso são retiradas da paisagem. Na região, diversas áreas com cobertura nativa de campos e cerrados mais abertos foram transformadas pelo crescimento da produção agrícola, principalmente para cultura de grãos, como o milho e a soja, sendo culturas que necessitam de um maquinário especializado (Carvalho et al., 2010; Garcia et al., 2006). Diante desse aumento de atividades agropecuárias, principalmente com o aumento da mecanização agrícola, as linhas de árvores são retiradas, dando lugar às árvores isoladas (Graves et al., 2017; Nerlich et al., 2013).

4.2 Preditores da dinâmica das linhas de árvores

A temperatura anual apresentou relação positiva com os direcionadores do ganho de comprimento de linhas de árvores. As menores temperaturas anuais em Minas Gerais ocorrem no Sul do estado, em que há uma temperatura média de aproximadamente 20°C e as temperaturas mínimas podem chegar próximo a 0° C (Roldão et al., 2012). Já as regiões que apresentaram maiores valores de ganho em comprimento de linhas de árvores, são regiões mais áridas, com temperaturas muito altas, longas estações de estiagem, principalmente para a região norte do estado (Maciel et al., 2012; Silva and Reboita, 2013). Assim, a relação encontrada está

atrelada a maior ganho de linhas de árvores nos locais que possuem uma alta temperatura anual. Provavelmente, as áreas mais frias localizados no Sul de Minas Gerais e Campo das Vertentes tem mudado a forma de produção agrícola, em que áreas que eram realizadas a produção de forma manual passou a ser de forma mecanizada e, nesse sistema as linhas de árvores são eliminadas, levando assim a taxas negativas de mudança.

A urbanização apresentou relação positiva com a perda das linhas de árvores. Com o passar dos anos, houve um crescimento das cidades na Mata Atlântica, por causa do aumento da especulação imobiliária, incentivos fiscais e crescimento populacional (Lembi et al., 2020; Ojima and Martine, 2009). Nesse sentido, a urbanização tem sido realizada de maneira adensada, em que a maioria dos centros urbanos são tomados por construções, eliminando as linhas de árvores (Gago et al., 2013; Langenheim et al., 2020). A exclusão de áreas verdes e o grande aumento de prédios e casas acarretam no aumento da temperatura local, formando as ilhas de calor nas cidades (Gago et al., 2013; Nieuwenhuijsen, 2021). Além disso, a falta das áreas verdes nas cidades decorre em um comprometimento do equilíbrio do microclima, da purificação do ar, bem como do aumento da probabilidade de problemas de saúde nas pessoas e a ocorrência de eventos como poluição, inundações, secas (Nieuwenhuijsen, 2021; Yao et al., 2020).

A região foi um dos direcionadores da mudança das linhas de árvores, o que representa que fatores culturais e econômicos locais podem impulsionar a mudança da dinâmica dos elementos lineares. Além disso, a área de pequenos fragmentos apresentou uma relação positiva com a taxa de mudança. Tal relação demonstra que os PEPs estão interagindo entre si, exercendo um papel de constante mudança na paisagem, ou seja, a perda ou ganho de um desses elementos podem favorecer ou desfavorecer o outro elemento e, assim, afetar a conectividade, permeabilidade e migração de espécies na paisagem.

De forma geral, as linhas de árvores são mantidas nas regiões norte e centro do estado de Minas Gerais. Enquanto isso, as regiões Sul e Campo das Vertentes perderam mais da metade do comprimento inicial das linhas de árvores. Esses resultados mostram o quanto a região do Sul da Mata Atlântica em Minas Gerais está perdendo em integração dos elementos da paisagem. Tais fatos são alarmantes para a conservação das linhas de árvores no Sul do estado e devem ser tomados como subsídios para ações de recuperação das linhas de árvores na região.

5 Conclusões

A partir dos resultados obtidos da dinâmica das linhas de árvores da Mata Atlântica em Minas Gerais é possível compreender que a permanência das linhas de árvores depende da região em que está localizada. As maiores perdas encontradas foram nas regiões Sul de Minas Gerais e no Campo das Vertentes. A região do Campo das Vertentes perdeu cerca de 79,6% das linhas de árvores em 4 anos e, para a região Sul, a perda foi de 76,3%, pelo menos, relativo as paisagens amostradas. Considerando a importância dessas linhas para a conectividade da paisagem (Siqueira et al. 2021), o prejuízo ambiental foi extremamente alto. Os corredores ecológicos exercem funções ecossistêmicas insubstituíveis para a manutenção de espécies na paisagem (Ćurčić and Đurđić, 2013; Samways et al., 2010). Uma perda tão grande como a relatada ocasiona em isolamento de fragmentos e os efeitos do isolamento são desastrosos para a conservação da biodiversidade (Ehlers Smith et al., 2018; Fahrig, 2003; Fischer and Lindenmayer, 2007). Nesse sentido, os achados do estudo contribuem para compreender a urgência na criação de linhas de árvores, principalmente nas regiões do Campo das Vertentes e no Sul do estado de Minas Gerais, em que tem ocorrido o aumento de áreas abertas para a instalação de culturas agrícolas e, por conseguinte, o isolamento de fragmentos florestais.

Diante desse cenário, uma política de proteção das linhas remanescentes e de restauração das linhas desaparecidas, principalmente para as regiões Sul e Campo das Vertentes, é fundamental e urgente. Além disso, é necessário que os órgãos governamentais subsidiem ações de educação sobre a importância que os elementos lineares exercem na paisagem, assim como fomentar o estudo da flora local, o fornecimento de mudas, substrato, pessoal qualificado para viabilizar a criação de novas linhas de árvores.

REFERÊNCIAS

- Beier, P., Gregory, A.J., 2012. Desperately Seeking Stable 50-Year-Old Landscapes with Patches and Long, Wide Corridors. *PLoS Biol.* 10, e1001253. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001253>
- Beita, C.M., Murillo, L.F.S., Alvarado, L.D.A., 2021. Ecological corridors in Costa Rica: An evaluation applying landscape structure, fragmentation-connectivity process, and climate adaptation. *Conserv. Sci. Pract.* 3, e475. <https://doi.org/10.1111/csp2.475>
- Bennett, A.F., Saunders, D.A., 2010. Habitat fragmentation and landscape change, in: Sodhi, N.S., Ehrlich, P.R. (Eds.), *Conservation Biology for All*. Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199554232.003.0006>
- Biau, G., Scornet, E., 2016. A random forest guided tour. *Test* 25, 197–227. <https://doi.org/10.1007/s11749-016-0481-7>
- Breiman, L., 2001. A Data Mining Based System for Transaction Fraud Detection. *Mach. Learn.* 45, 5–32. <https://doi.org/10.1109/ICCECE51280.2021.9342376>
- Broich, M., Stehman, S. V., Hansen, M.C., Potapov, P., Shimabukuro, Y.E., 2009. A comparison of sampling designs for estimating deforestation from Landsat imagery: A case study of the Brazilian Legal Amazon. *Remote Sens. Environ.* 113, 2448–2454. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.07.011>
- Carvalho, E.R., Rezende, P.M. de, Ogoshi, F.G.A., Botrel, É.P., Alcantara, H.P. de, Santos, J.P., 2010. Desempenho de cultivares de soja [*Glycine max* (L.) Merrill] em cultivo de verão no Sul de Minas Gerais. *Ciência e Agrotecnologia* 34, 892–899.

- Case, B.S., Pannell, J.L., Stanley, M.C., Norton, D.A., Brugman, A., Funaki, M., Mathieu, C., Songling, C., Suryaningrum, F., Buckley, H.L., 2020. The roles of non-production vegetation in agroecosystems: A research framework for filling process knowledge gaps in a social-ecological context. *People Nat.* 2, 292–304. <https://doi.org/10.1002/pan3.10093>
- Castro, G.C. de, van den Berg, E., 2013. Structure and conservation value of high-diversity hedgerows in southeastern Brazil. *Biodivers. Conserv.* 22, 2041–2056. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0524-2>
- Closset-Kopp, D., Wasof, S., Decocq, G., 2016. Using process-based indicator species to evaluate ecological corridors in fragmented landscapes. *Biol. Conserv.* 201, 152–159. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.06.030>
- Congalton, R.G., 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sens. Environ.* 37, 35–46. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(91\)90048-B](https://doi.org/10.1016/0034-4257(91)90048-B)
- Cour, T., Bénézit, F., Shi, J., 2005. Spectral segmentation with multiscale graph decomposition. *Proc. - 2005 IEEE Comput. Soc. Conf. Comput. Vis. Pattern Recognition, CVPR 2005 II*, 1124–1131. <https://doi.org/10.1109/CVPR.2005.332>
- Cunningham, P., Delany, S.J., 2021. k-Nearest Neighbour Classifiers - A Tutorial. *ACM Comput. Surv.* 54, 128.
- Ćurčić, N.B., Đurđić, S., 2013. The atual relevance of ecological corridors in nature conservation. *J. Geogr. Inst. Jovan Cvijic SASA* 63, 21–34.
- Davies, Z.G., Pullin, A.S., 2007. Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach. *Landsc. Ecol.* 22, 333–351. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-9064-4>

- Decocq, G., Guiller, A., Kichey, T., Van de Pitte, K., Gallet-Moron, E., Honnay, O., Closset-Kopp, D., 2021. Drivers of species and genetic diversity within forest metacommunities across agricultural landscapes of different permeability. *Landsc. Ecol.* 36, 3269–3286. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01296-6>
- Diniz, M.F., Coelho, M.T.P., Sousa, F.G. de, Hasui, É., Loyola, R., 2021. The underestimated role of small fragments for carnivore dispersal in the Atlantic Forest. *Perspect. Ecol. Conserv.* 19, 81–89. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.12.001>
- Ehlers Smith, D.A., Si, X., Ehlers Smith, Y.C., Downs, C.T., 2018. Seasonal variation in avian diversity and tolerance by migratory forest specialists of the patch-isolation gradient across a fragmented forest system. *Biodivers. Conserv.* 27, 3707–3727. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1622-y>
- Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34, 487–515. <https://doi.org/DOI 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fialho, M.Y.G., Cerboncini, R.A.S., Passamani, M., 2017. Can vegetation corridors support a small mammal community similar to that found within forest fragments? A case study in southeastern Brazil. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 52, 64–67. <https://doi.org/10.1080/01650521.2016.1269509>
- Fischer, J., Lindenmayer, D.B., 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 16, 265–280. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2006.00287.x>
- Gago, E.J., Roldan, J., Pacheco-Torres, R., Ordóñez, J., 2013. The city and urban heat islands: A review of strategies to mitigate adverse effects. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 25, 749–758. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.05.057>

Garcia, J.C., Mattoso, M.J., Duarte, J. de O., 2006. Importância do milho em Minas Gerais. *Inf. Agropecuário* 27, 7–12.

Gislason, P.O., Benediktsson, J.A., Sveinsson, J.R., 2006. Random forests for land cover classification. *Pattern Recognit. Lett.* 27, 294–300.
<https://doi.org/10.1016/j.patrec.2005.08.011>

Graves, A.R., Burgess, P.J., Liagre, F., Dupraz, C., 2017. Farmer perception of benefits, constraints and opportunities for silvoarable systems: Preliminary insights from Bedfordshire, England. *Outlook Agric.* 46, 74–83. <https://doi.org/10.1177/0030727017691173>

Gregory, A., Spence, E., Beier, P., Garding, E., 2021. Toward Best Management Practices for Ecological Corridors. *Land* 10, 1–25.

Haddad, N.M., Brudvig, L. a., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D., Lovejoy, T.E., Sexton, J.O., Austin, M.P., Collins, C.D., Cook, W.M., Damschen, E.I., Ewers, R.M., Foster, B.L., Jenkins, C.N., King, A. J., Laurance, W.F., Levey, D.J., Margules, C.R., Melbourne, B. a., Nicholls, A. O., Orrock, J.L., Song, D.-X., Townshend, J.R., 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth’s ecosystems. *Sci. Adv.* 1, 1–9.
<https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>

Hilty, J., Worboys, G.L., Keeley, A., Woodley, S., Lausche, B., Locke, H., Carr, M., Pulsford, I., Pittock, J., White, J.W., Theobald, D.M., Levine, J., Reuling, M., Watson, J.E.M., Ament, R., Tabor, G.M., 2020. Guidelines for conserving connectivity through ecological networks and corridors.

IEF, 2020. Mapeamento do IEF revela 12,8 milhões de hectares da Mata Atlântica em MG.

INPE, 2022. Rapideye.

- Joly, C.A., Metzger, J.P., Tabarelli, M., Joly, C.A., Joly, C.A., Metzger, J.P., Tabarelli, M., 2014. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. *New Phytol.* 204, 459–473. <https://doi.org/10.1111/nph.12989>
- Kataria, A., Singh, M.D., 2013. A Review of data classification using k-Nearest Neighbour algorithm. *Int. J. Emerg. Technol. Adv. Eng.* 3, 354–360.
- Langenheim, N., White, M., Tapper, N., Livesley, S.J., Ramirez-Lovering, D., 2020. Right tree, right place, right time: A visual-functional design approach to select and place trees for optimal shade benefit to commuting pedestrians. *Sustain. Cities Soc.* 52, 101816. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101816>
- Lawrence, R.L., Wood, S.D., Sheley, R.L., 2006. Mapping invasive plants using hyperspectral imagery and Breiman Cutler classifications (randomForest). *Remote Sens. Environ.* 100, 356–362. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.10.014>
- Lembi, R.C., Cronemberger, C., Picharillo, C., Koffler, S., Albuquerque Sena, P.H., Felappi, J.F., de Moraes, A.R., Arshad, A., Dos Santos, J.P., Mansur, A.V., 2020. Urban expansion in the atlantic forest: applying the nature futures framework to develop a conceptual model and future scenarios. *Biota Neotrop.* 20, e20190904. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2019-0904>
- Liaw, A., Wiener, M., 2002. Classification and regression by randomForest. *R News* 2, 18–22.
- Maciel, S.A., Barcelos, B.F., Oliveira, L.A. de, 2012. A análise da influência da altitude na temperatura e na precipitação da mesorregião Norte de Minas – Minas Gerais. *Rev. Geonorte* 1, 250–261.

Melesse, A.M., Abtew, W., 2016. Regional scale groundwater flow modeling for Wakel river basin: A case study of Southern Rajasthan, Springer Geography. https://doi.org/10.1007/978-3-319-18787-7_19

Mittermeier, R.A., Turner, W.R., Larsen, F.W., Brooks, T.M., Gascon, C., 2011. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots, in: Zachos, F., Habel, J. (Eds.), Biodiversity Hotspots. Springer, Berlin, p. 19. https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_1

Molin, P.G., Gergel, S.E., Soares-Filho, B.S., Ferraz, S.F.B., 2017. Spatial determinants of Atlantic Forest loss and recovery in Brazil. *Landsc. Ecol.* 32, 857–870. <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0490-2>

Morantes-Toloza, J.L., Renjifo, L.M., 2018. Cercas vivas en sistemas de producción tropicales: una revisión mundial de los usos y percepciones. *Rev. Biol. Trop.* 66, 739. <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i2.33405>

Morellato, L.P.C., Haddad, C.F.B., 2000. Introduction: the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 32, 786–792.

Nascimento, V.T., Sousa, L.G., Alves, A.G.C., Araújo, E.L., Albuquerque, U.P., 2009. Rural fences in agricultural landscapes and their conservation role in an area of caatinga (dryland vegetation) in northeast Brazil. *Environ. Dev. Sustain.* 11, 1005–1029. <https://doi.org/10.1007/s10668-008-9164-1>

Nerlich, K., Graeff-Hönninger, S., Claupein, W., 2013. Agroforestry in Europe: a review of the disappearance of traditional systems and development of modern agroforestry practices, with emphasis on experiences in Germany. *Agrofor. Syst.* 87, 475–492. <https://doi.org/10.1007/s10457-012-9560-2>

- Nieuwenhuijsen, M.J., 2021. New urban models for more sustainable, liveable and healthier cities post covid19; reducing air pollution, noise and heat island effects and increasing green space and physical activity. *Environ. Int.* 157, 106850. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106850>
- Ojima, R., Martine, G., 2009. Resgates sobre população e ambiente: breve análise da dinâmica democrática e a urbanização nos biomas brasileiros. *Idéias* 3, 55–70.
- Pimm, S.L., Jenkins, C.N., 2019. Connecting habitats to prevent species extinctions. *Am. Sci.* 107, 162–169. <https://doi.org/10.1511/2019.107.3.162>
- Pulido-Santacruz, P., Renjifo, L.M., 2011. Live fences as tools for biodiversity conservation: a study case with birds and plants. *Agrofor. Syst.* 81, 15–30. <https://doi.org/10.1007/s10457-010-9331-x>
- Rigatti, S.J., 2017. Random Forest. *J. Insur. Med.* 47, 31–39. <https://doi.org/10.17849/in-sm-47-01-31-39.1>
- Rocha, M.F., Passamani, M., Louzada, J., 2011. A small mammal community in a forest fragment, vegetation corridor and coffee matrix system in the Brazilian Atlantic Forest. *PLoS One* 6, e23312. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0023312>
- Rocha-Nicoleite, E., Overbeck, G.E., Müller, S.C., 2017. Degradation by coal mining should be priority in restoration planning. *Perspect. Ecol. Conserv.* 15, 202–205. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.05.006>
- Roldão, A. de F., Santos, J.G., Oliveira, L.A. de, 2012. Correlação entre as variáveis climáticas (altitude, temperatura e precipitação) na mesorregião sul e sudoeste de Minas Gerais – MG. *Rev. Geonorte* 1, 515–525.

Salviano, I.R., Gardon, F.R., Santos, R.F. dos, 2021. Ecological corridors and landscape planning: a model to select priority areas for connectivity maintenance. *Landsc. Ecol.* 36, 3311–3328. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01305-8>

Samways, M.J., Bazelet, C.S., Pryke, J.S., 2010. Provision of ecosystem services by large scale corridors and ecological networks. *Biodivers. Conserv.* 19, 2949–2962. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9715-2>

Scarano, F.R., Ceotto, P., 2015. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. *Biodivers. Conserv.* 24, 2319–2331. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0972-y>

Sharon, E., Brandt, A., Basri, R., 2000. Fast multiscale image segmentation. *Proc. IEEE Comput. Soc. Conf. Comput. Vis. Pattern Recognit.* 1, 70–77. <https://doi.org/10.1109/cvpr.2000.855801>

Siqueira, F.F., Calasans, L.V., Furtado, R.Q., Carneiro, V.M.C., Berg, E. Van Den, 2017. How scattered trees matter for biodiversity conservation in active pastures. *Agric. Ecosyst. Environ.* 250, 12–19. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.08.002>

Siqueira, F.F., Carvalho, D. De, Rhodes, J., Archibald, C.L., Rezende, V.L., van den Berg, E., 2021. Small landscape elements double connectivity in highly fragmented areas of the Brazilian Atlantic Forest. *Front. Ecol. Evol.* 9, 614362. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.614362>

Suganuma, M.S., Durigan, G., 2022. Build it and they will come, but not all of them in fragmented Atlantic Forest landscapes. *Restor. Ecol.* 30, e13537. <https://doi.org/10.1111/rec.13537>

Vergnes, A., Kerbiriou, C., Clergeau, P., 2013. Ecological corridors also operate in an urban matrix: A test case with garden shrews. *Urban Ecosyst.* 16, 511–525. <https://doi.org/10.1007/s11252-013-0289-0>

Wang, Y., Widga, C., Graham, R.W., McGuire, J.L., Porter, W., Wårlind, D., Williams, J.W., 2021. Caught in a bottleneck: Habitat loss for woolly mammoths in central North America and the ice-free corridor during the last deglaciation. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 30, 527–542. <https://doi.org/10.1111/geb.13238>

Wehling, S., Diekmann, M., 2009. Importance of hedgerows as habitat corridors for forest plants in agricultural landscapes. *Biol. Conserv.* 142, 2522–2530. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.05.023>

Xiao, S., Wu, W., Guo, J., Ou, M., Pueppke, S.G., Ou, W., Tao, Y., 2020. An evaluation framework for designing ecological security patterns and prioritizing ecological corridors : application in Jiangsu Province, China. *Landsc. Ecol.* 35, 2517–2534. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01113-6>

Yao, L., Li, T., Xu, M., Xu, Y., 2020. How the landscape features of urban green space impact seasonal land surface temperatures at a city-block-scale: An urban heat island study in Beijing, China. *Urban For. Urban Green.* 52, 126704. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126704>

Material Suplementar

Tabela S1 – Anos de aquisição das imagens no primeiro e segundo período para as 26 cenas de imagem de satélite da Mata Atlântica em Minas Gerais, Brasil.

Cena	Data de aquisição-2011	Data de aquisição-2015	Anos
2328811	23/06/2011	03/08/2014	3.12
2328813	26/09/2011	25/06/2015	3.75
2328909	01/10/2011	03/07/2014	2.76
2328917	27/09/2011	15/10/2014	3.05
2329121	20/08/2011	12/07/2015	3.90
2329219	17/08/2011	08/06/2014	2.81
2329225	13/08/2011	07/08/2014	2.99
2329323	22/07/2011	10/06/2015	3.89
2329416	02/07/2011	12/09/2014	3.20
2329419	27/09/2011	08/06/2014	2.70
2329425	20/01/2011	06/08/2014	3.55
2329821	02/10/2011	05/08/2015	3.84
2329825	05/09/2011	20/01/2015	3.38
2329924	22/07/2011	03/08/2014	3.04
2330125	22/07/2011	02/08/2014	3.03
2330127	05/09/2011	06/08/2014	2.92
2330421	27/09/2011	09/06/2015	3.70
2330522	01/07/2011	09/06/2015	3.94
2330524	02/10/2011	05/08/2015	3.84
2330828	05/09/2011	03/08/2014	2.91
2331528	03/09/2011	15/09/2014	3.04
2430303	14/08/2011	14/09/2014	3.09
2430803	27/06/2011	18/09/2014	3.23
2431003	27/06/2011	02/01/2015	3.52
2431703	03/09/2011	12/05/2014	2.69
2431705	22/06/2011	21/01/2015	3.59

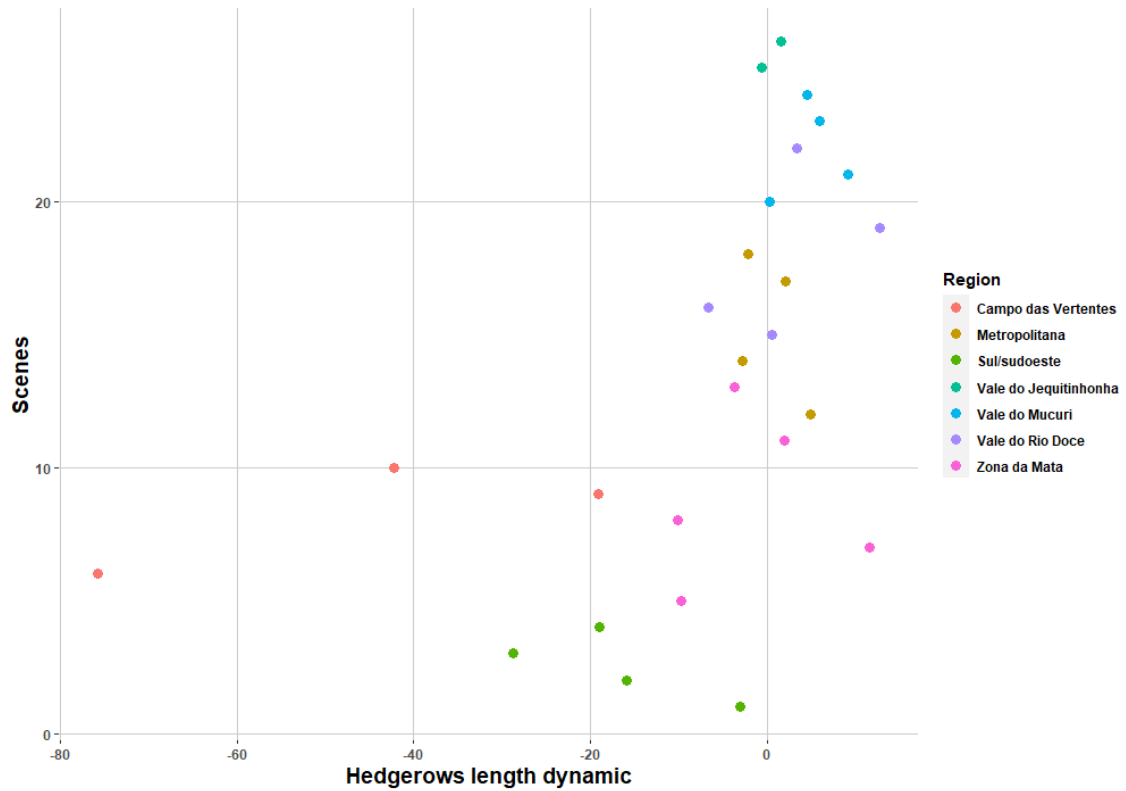


Figura S1 – Dinâmica das linhas de árvores classificados de 26 imagens de satélite localizados na Mata Atlântica em Minas Gerais, Brasil. Em que: o eixo x representa a diferença em comprimento em quilômetros das linhas de árvores entre 2015 e 2011. O eixo y representa cada imagem do sensor Rapideye analisada, sendo que foram ordenadas de 1 a 26.

ARTIGO 3

O aumento das árvores isoladas na Mata Atlântica mineira: implicações para a ecologia e conservação de paisagens

Resumo

As árvores isoladas são estruturas fundamentais para a conservação de habitats em ambientes altamente fragmentados. No entanto, pouco ou quase nada se sabe sobre as mudanças em seu número, estrutura e distribuição no contexto brasileiro. Por isso, o objetivo do estudo foi medir as perdas e os ganhos das árvores isoladas, assim como seus direcionadores na Mata Atlântica mineira. Para isso, foram utilizadas 26 imagens do sensor Rapideye para dois períodos (2011 e 2015), em áreas da Mata Atlântica localizados em Minas Gerais. Em cada imagem foram construídos quatro quadrantes de 2 x 2 km e registradas de forma manual todas as árvores isoladas. Após isso, foi feita a quantificação do número de árvores de cada imagem por ano e calculou-se a diferença entre os dois períodos. A dinâmica das árvores isoladas foi considerada a variável dependente do modelo. As variáveis preditoras foram características de solo, terreno, paisagem e clima. Nós encontramos um aumento de árvores isoladas em toda a Mata Atlântica, com maiores valores nas regiões centrais e no sul do estado. As variáveis preditoras foram áreas menores que 0,04 hectares, sazonalidade da temperatura e da precipitação. O aumento das árvores isoladas pode ser um indicativo da recuperação da cobertura arbórea na Mata Atlântica, dado que em áreas degradadas sem intervenção antrópica, as árvores exercem um papel de árvore matriz, fornecendo sementes e auxiliando na conservação dos solos. Assim, medidas que permitem a manutenção dessas árvores em áreas abertas são de suma importância para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica.

The increase of scattered trees at the Atlantic Forest in Minas Gerais: implications for landscapes ecology and conservation

Abstract

Scattered trees are fundamental structures for habitats conservation in highly fragmented areas. Furthermore, scattered trees are dynamic elements in the landscape, as many trees die, and others grow up in the landscape. However, the reasons of scattered trees changing are not known. Therefore, our study aimed to measure the losses and gains of isolated trees and predict their main drivers in the Atlantic Forest of Minas Gerais state. Thus, we used 26 images from the Rapideye satellite in two years (2011 and 2015 for the Atlantic Forest areas), located in Minas Gerais state. In each image, we chosen four quadrants of 2 x 2 km and manually identified all scattered trees. Later, we quantified the number of trees in each image per year and calculated the difference between the years. The dynamics of scattered trees was considered as dependent variable of the model. The predictive variables were soil, terrain, landscape, and climate characteristics. We found an increase in scattered trees throughout the Atlantic Forest areas, with higher values in the central and southern regions of the state. The predictive variables were areas smaller than 0.04 hectares, seasonality of temperature and precipitation. The scattered trees increase may be an indication of tree recovery the Atlantic Forest, since degraded areas without anthropic intervention plays a role as matrix tree, providing seeds and helping soil conservation. Thus, measures that allow the maintenance of these trees in open areas are essential for the biodiversity conservation of the Atlantic Forest.

1. Introdução

As árvores isoladas em pastagens são grandes aliadas no aumento da produtividade das atividades pecuárias (Gibbons et al., 2008; Silva et al., 2021). Esses elementos prestam diversos

serviços ecossistêmicos como, sombra para os animais, descompactação dos solos, controle de pragas agrícolas, auxílio no fluxo gênico e o fornecimento de sementes para a regeneração natural, que contribuem para o aumento da produção pecuária (Barton et al., 2016; Froidevaux et al., 2022; Hartel et al., 2017). Na maioria das vezes, a ocorrência das árvores isoladas é por causa da abertura de áreas nativas para criação de gado ou outras atividades antrópicas, mas também podem ocorrer de forma natural ou mesmo serem abandonadas na paisagem (Dunn, 2000; Lindenmayer and Laurance, 2017; Rivest et al., 2013). Além disso, as árvores são deixadas na paisagem por diversas questões, por exemplo, em função da legislação, beleza cênica, sombra, oferta de frutas, entre outros motivos (Barton et al., 2016; Hartel et al., 2017). Além disso, esses elementos favorecem a conectividade entre fragmentos, atuando como trampolim para animais e sementes em paisagens heterogêneas (Manning et al., 2009; Rocha et al., 2021). Nesse contexto, as árvores isoladas exercem funções e serviços ecossistêmicos que são desproporcionais a relativa pequena proporção das áreas ocupadas por elas (Manning et al., 2009; Rocha et al., 2021; Prevedello et al., 2018).

A dinâmica das árvores isoladas em larga escala é reconhecidamente muito intensa, com elevada mortalidade e recrutamento ao longo do tempo (Plieninger et al., 2015). Dessa forma, em alguns casos as árvores isoladas podem ocorrer por mudança no uso da terra, por exemplo, em áreas nativas sendo destinadas para a pecuária (López-Santiago et al., 2022; Manning et al., 2009). Em outros casos, as árvores são manejadas para favorecer o desenvolvimento de todo um sistema de produção, como é o caso das agroflorestas (Mesfin and Haileselassie, 2022; Viswanath et al., 2018). Porém, é certo que a mortalidade é maior que o recrutamento de árvores isoladas, em virtude do desmatamento e pastoreio intenso, estresse fisiológico das plantas por eventos de seca, salinidade e ataque de pragas (Gibbons et al., 2008; Manning et al., 2009; Rivest et al., 2013). Além disso, não há uma substituição das árvores isoladas que morrem, devido aos regimes constantes de fogo, manejo de pastagens que promovem a perda de

sementes viáveis (Manning et al., 2009; Ottewell et al., 2009; Rivest et al., 2013). Em função destes eventos, as árvores isoladas estão em declínio em todo o mundo (Rivest et al., 2013; Plieninger et al., 2015).

As características intrínsecas da paisagem como, solos, clima e relevo também podem favorecer a existência das árvores isoladas. A ocorrência desses elementos em áreas abertas, os torna mais vulneráveis a ventos, chuvas, altas e baixas temperaturas. Por isso, a depender da área que estão inseridas, solos mais estruturados podem promover um melhor enraizamento da árvore (Li et al., 2016). Além disso, relevos mais planos e altitudes mais baixas diminuem a vulnerabilidade a eventos estressantes como quedas bruscas de temperatura e incidência de ventos (Silva et al., 2007).

Em alguns casos, a permanência das árvores isoladas na paisagem é exclusivamente em função de legislações específicas (Brasil, 2008, 2006). Em alguns estados brasileiros existem normas legislativas que estabelecem regras para o corte de árvores isoladas (Bahia, 2018; Minas Gerais, 2012a). Um dos quesitos para proibir o corte de árvores são as espécies ameaçadas de extinção (Minas Gerais, 2019). Essas espécies podem ser retiradas da paisagem em determinadas situações, mas quando retiradas devem ter compensação, por isso os produtores rurais tendem a manter essas árvores (Minas Gerais, 2019). Em Minas Gerais, outro requisito para restringir o corte de árvores são as espécies que estejam em áreas de preservação permanente ou reserva legal, estabelecidas pelo Lei 12.651 de 2012 (Código Florestal) (Brasil, 2012; Minas Gerais, 2019). Algumas espécies protegidas mais conhecidas no Brasil são a *Caryocar brasiliense* (Pequi) (Minas Gerais, 2012), *Hevea brasiliensis* (Seringueira) (Brasil, 2006), *Paubrasilia echinata* (Pau-Brasil), *Bertholletia excelsa* (Castanheira) (Brasil, 2006) e *Handroanthus* sp. (Ipê Amarelo) (Minas Gerais, 2012).

O potencial das árvores isoladas como conectores entre fragmentos e as diversas funções e serviços ecossistêmicos prestados são relevantes para os ecossistemas (Frizzo and

Vasconcelos, 2013; Prevedello et al., 2018). No entanto, o conhecimento sobre o papel das árvores isoladas ainda é limitado (Korol et al., 2021; Prevedello et al., 2018). Os estudos nessa temática estão focados em mostrar a importância das árvores para a biodiversidade e em paisagens agrícolas (Frizzo and Vasconcelos, 2013; Korol et al., 2021). Em relação aos fatores direcionadores da dinâmica das árvores isolados não existem estudos que abordam grandes escalas. O presente estudo tem como objetivo preencher essa lacuna no conhecimento e, assim, medir as perdas e os ganhos das árvores isoladas e os seus direcionadores na Mata Atlântica mineira. Para isso, nós abordamos as seguintes perguntas: (1) As árvores isoladas estão desaparecendo ou aumentando em número na Mata Atlântica mineira? Espera-se que ocorra a diminuição no número de árvores isoladas, uma vez que estas possuem um baixo recrutamento e o uso intensivo da terra nas áreas da Mata Atlântica devem limitar o recrutamento de árvores em áreas de produção; (2) Quais os principais direcionadores da dinâmica das árvores isoladas? Espera-se que os principais preditores sejam a diminuição da vegetação e o aumento da agricultura, principalmente as pastagens. A retirada da vegetação para o empreendimento de atividades pecuárias viabiliza a permanência de determinadas espécies, seja para promover sombra para os animais ou por causa de restrições da legislação.

2. Material e Métodos

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado por meio de geoprocessamento de imagens de satélite obtidas para a Mata Atlântica em Minas Gerais, Brasil. A Mata Atlântica ocupa uma área de 12,8 milhões de hectares em Minas Gerais e, devido a essa extensão e diversidade de relevo e condições, a área foi dividida em sete mesorregiões, segundo classificação do IEF (2020): Campo das Vertentes, Metropolitana, Sul/Sudoeste de Minas, Vale do Jequitinhonha, Vale do Mucuri, Vale do Rio Doce e Zona da Mata.

Desde a colonização, a Mata Atlântica sofreu com processos de intensificação do uso da terra, com a ocupação não planejada por atividades agropecuárias, industriais, urbanas e minerárias, resultando em perda, fragmentação e distúrbio da cobertura vegetal original (Joly et al., 2014; Morellato and Haddad, 2000). Este processo tem levado a extinção de espécies, aumento de espécies restritas e raras. Bem como declínio de espécies endêmicas (Joly et al., 2014; Scarano and Ceotto, 2015). Apesar disso, a Mata Atlântica possui uma biodiversidade inigualável, o que proporcionou a essa floresta tropical o título de *hotspot* mundial de biodiversidade (Mittermeier et al., 2011). Diante da fragmentação da Mata Atlântica, extensos contínuos de vegetação foram transformados em pequenos elementos da paisagem, em forma de pequenos fragmentos, elementos lineares e uma grande quantidade de árvores isoladas.

Para a realização da dinâmica das árvores isoladas foram selecionadas, por Castro e van den Berg (2013), 49 imagens de satélites. Com esse conjunto de imagens, selecionamos 26 imagens de satélite de forma aleatória. As imagens possuíam dimensões de 12×12 km, e foram obtidas pelo sensor Rapideye. Para a seleção das imagens foram obedecidas as seguintes restrições: áreas completamente dispostas sobre o domínio, cenas que não possuem limites em comum com outras cenas, imagens com cobertura de nuvens inferior a 50% da imagem (Figura 1).

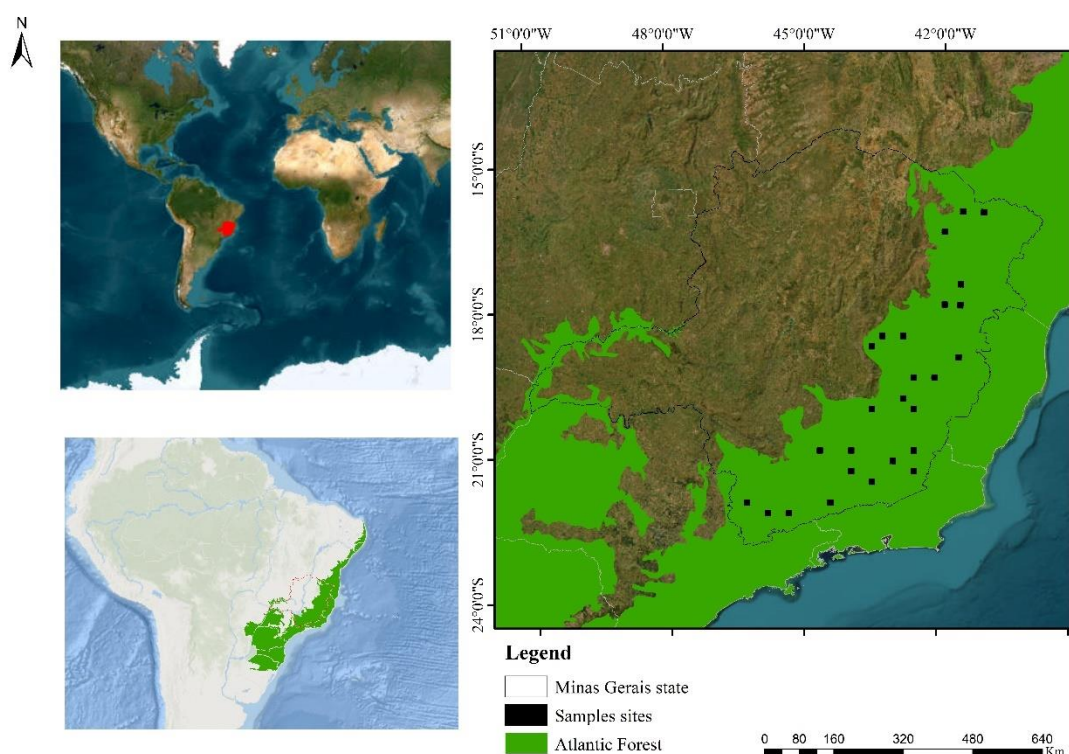


Figura 1 – Localização das 26 cenas de imagens de satélites situadas na região da Mata Atlântica em Minas Gerais, Brasil.

O sensor Rapideye possui resolução espacial de cinco metros, o que permite visualizar árvores com copas maiores que 25 m², assim, árvores com copas menores do que estas dimensões não entraram em nosso estudo. Os dados foram coletados em dois períodos, o primeiro em 2011 e o segundo em 2014 e 2015 (Tabela S1, Material suplementar). O satélite é bastante empregado no monitoramento de florestas e atividades agrícolas (INPE, 2022). Além disso, o Rapideye possui 5 microssatélites multiespectrais, que permite a obtenção rápida de qualquer ponto da terra. Tais características fizeram com que esse sistema fosse escolhido para a amostragem das árvores isoladas.

2.2 Processamento das imagens

2.2.1 Segmentação

A segmentação é uma técnica de processamento de imagens que consiste em agrupar pixels vizinhos. Para isso, a escolha de uma escala irá determinar o agrupamento de objetos similares ou partes deles (Sharon et al., 2000). Para agrupar os pixels, a técnica utiliza alguns critérios como a forma, cor, escala e textura dos pixels. A homogeneidade de cor, a suavidade e compacidade das imagens irão influenciar na segmentação (Broich et al., 2009). Dessa forma, os parâmetros foram escolhidos a partir da tentativa e erro até se obter imagens que permitissem a visualização dos objetos. Além disso, nós realizamos a segmentação por meio do software *eCognition*, utilizando pesos iguais para todas as bandas das imagens.

A escala escolhida foi de 10, pois é uma escala menor que proporciona a visualização de objetos muito pequenos e, conseqüentemente, a visualização das árvores isoladas. Em relação aos demais parâmetros, foram atribuídos um peso de 0,4 para cor, 0,3 para forma e 0,6 para compacidade.

2.2.2 – Coleta das árvores isoladas

Com as imagens segmentadas, dividimos a imagem em quatro quadrantes. Em cada quadrante (a imagem foi dividida ao meio de forma vertical e horizontal) recortamos uma área com dimensões de 2 x 2 km. A distância da borda da imagem era igual para todos os lados (Figura 2). As dimensões escolhidas somaram 16 km² no total dos quadrantes por cada imagem. Dentro de cada quadrante registramos todas as árvores isoladas de forma manual.

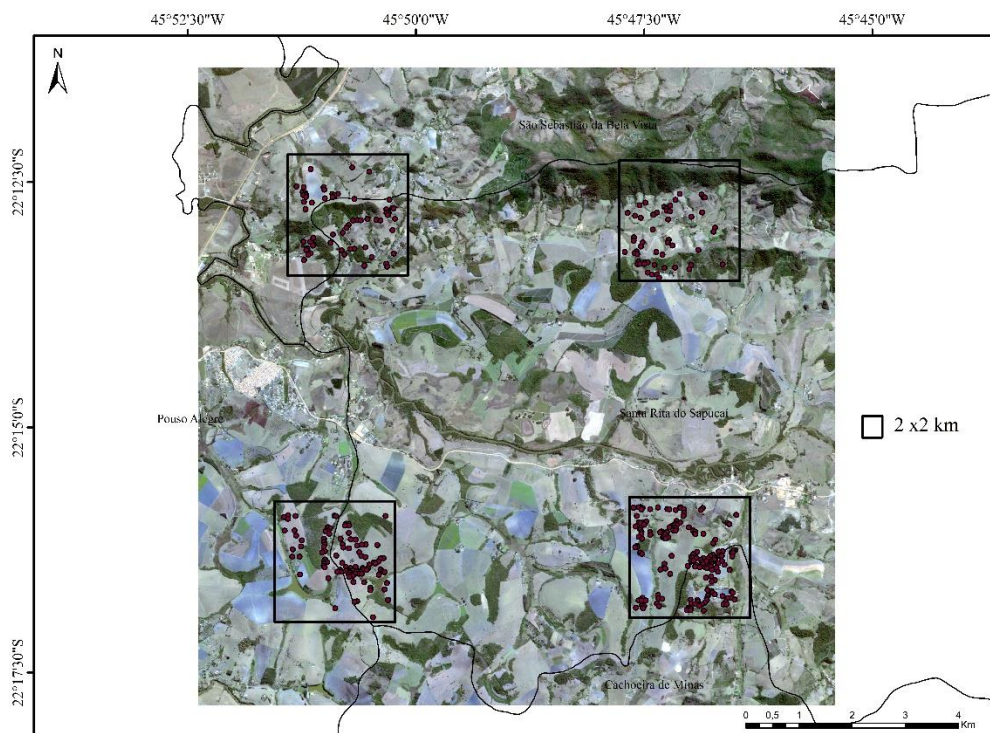


Figura 2 – Esquema da metodologia utilizada para amostrar a dinâmica das árvores isoladas na Mata Atlântica em Minas Gerais, Brasil.

2.2.3 – Classificação supervisionada

Nós realizamos a classificação supervisionada com a imagem de satélite completa (12x12 km), considerando a escala de 70 para a segmentação. Assim, nós inserimos seis classes que eram mais representativas para as paisagens (agricultura permanente, agricultura temporária, áreas urbanas, corpo d'água, vegetação (área maiores que 10 hectares), e outros). Para cada classe coletamos 50 amostras para o treinamento da classificação supervisionada e aplicamos o algoritmo *Nearest Neighbor* (NN). Por fim, obtivemos a classificação das imagens e corrigimos os erros do algoritmo, até obter uma melhor classificação possível. Posteriormente, dividimos a classe vegetação em pequenos fragmentos (área entre 0,04 hectares a 10 hectares), áreas menores que 0,04 e a classe vegetação com área maior que 10 hectares.

2.3 Taxas de dinâmica

A partir das informações coletadas das imagens foram processadas as taxas de dinâmica das árvores, no software Arcgis. Calculamos o número das árvores isoladas para cada quadrante e, posteriormente, para cada imagem, considerando cada ano de dinâmica (2011-2015). Após essa coleta, calculamos a diferença do número de árvores isoladas entre os dois períodos e dividimos pelo tempo da dinâmica, segundo a equação abaixo (Tabela S1, Material suplementar).

$$\text{Taxa de mudança das árvores isoladas} = \frac{\left(\frac{\text{Número de árvores isoladas (2011)}}{\text{Número de árvores isoladas (2015)}} \right)}{\text{Tempo}}$$

2.4 Variáveis preditoras

Para entender o comportamento das árvores ao longo do tempo, foram extraídas variáveis de solo, climáticas, terreno e da paisagem. A variabilidade espacial dessas características determina o comportamento funcional das paisagens, modelando os padrões da vegetação (Melesse and Abtew, 2016).

2.4.1 Variáveis do solo

As variáveis de solo escolhidas representam a composição do solo, medem a alcalinidade, acidez e a fertilidade do solo (Berthrong et al., 2009; Schweizer et al., 2019). Dessa forma, as variáveis foram as seguintes: Fração do solo superficial de argila (Clay), pH (H₂O) do solo superficial (pH) bases trocáveis totais do solo superficial (Teb). A obtenção das variáveis foi por meio do banco de dados *Harmonized World Soil Database* v 1.2, que possuem resolução espacial de 1 km (FAO, 2020).

2.4.2 Variáveis climáticas

A precipitação e a temperatura são as principais moduladoras da vegetação (Cordeiro et al., 2021; Jin et al., 2016). Por isso, as variáveis foram escolhidas a partir do banco de dados do Wordclim 2, que possui resolução espacial de 1 km. As variáveis escolhidas foram: temperatura média anual (Bio 1), sazonalidade da precipitação (Bio 4), precipitação anual (Bio 12) e sazonalidade da precipitação (Bio 15).

2.4.3 Variáveis de terreno

A posição do terreno na paisagem pode implicar em aptidão para a sobrevivência das árvores (Silva et al., 2007). Por isso, escolhemos as características de terreno do *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), como: inclinação do terreno (Slope), modelo digital de elevação (Dem) e índice topográfico de umidade do terreno (TWI).

2.4.4 Variáveis da paisagem

Finalmente, para as variáveis de paisagem foram consideradas a porcentagem da área remanescente de cada classe pré-estabelecida no estudo. Assim as variáveis foram pequenos fragmentos (SF), áreas menores que 0,04 (A.04), áreas urbanas (Urb), vegetação (Veg), número de fragmentos (N), agricultura permanente (PA) (aqui, representadas por florestas plantadas e plantios de café), agricultura temporária (TA) (aqui, representadas por pastagens e agricultura), corpo d'água (Wat) e outros (Oth).

2.4 Modelagem

Procedemos com a modelagem dos dados utilizando o algoritmo *Random Forest* (RF) (Breiman, 2001). Essa técnica computacional tem sido muito utilizada, pois, entre outras vantagens, combina diferentes árvores de decisão para seleção aleatória de preditores, até

obtenção de menor erro possível na predição (Breiman, 2001; Rigatti, 2017). Além disso, é uma técnica muito precisa, pois retorna as variáveis mais importantes para a construção dos modelos (Biau and Scornet, 2016; Rigatti, 2017). Os dados foram processados no R com uso do pacote *randomforest* (Liaw and Wiener, 2002).

Os dados foram divididos em classes para treino e validação. As classes foram obtidas observando os valores mínimos e máximos da taxa. Para a análise das classes foram construídos histogramas de frequência (Gislason et al., 2006). Dessa forma foram estabelecidas seis classes para a dinâmica das árvores isoladas.

Os dados foram divididos em 70% para treinamento e 30% para a validação. O algoritmo precisa de um número de árvores de decisão, e o valor escolhido foi fixado em 1000, pois é um valor comumente utilizado e, além disso, permite a menor obtenção de erros na aplicação do RF (Lawrence et al., 2006). O processamento foi realizado com a técnica da eliminação recursiva. A técnica funciona de forma iterativa, pois permite que o RF elimine as variáveis com piores desempenhos e crie um novo modelo, até obter as melhores variáveis (Darst et al., 2018). Assim, as variáveis com menor valor de importância (%IncMSE) foram eliminadas em cada iteração do modelo e um novo era construído. O modelo final foi construído a partir do menor número de variáveis com maior valor de importância, para isso utilizamos o erro OOB como critério de minimização.

Para verificar a performance dos modelos, foram realizadas as análises estatísticas. Em que foi calculado o coeficiente de determinação (R^2), erro quadrado médio (RMSE) e análise do erro absoluto (MAE). Por fim, criamos mapas da distribuição da taxa para toda a Mata Atlântica em Minas Gerais.

3. Resultados

3.1 Panorama das árvores isoladas na Mata Atlântica

Os dados estruturais das árvores isoladas mostraram que houve um aumento do número de árvores em 25 das 26 cenas para o período analisado, com valores substancialmente altos. Por exemplo, os ganhos em árvores isoladas de um período para outro superou 400 árvores isoladas para duas imagens. Os maiores ganhos foram de 489 e 412 árvores e ocorreram na mesma região do Vale do Rio Doce. Além disso, quando analisamos os dois períodos de amostragem, mais de 69% das cenas possuem ganho maior que 100 árvores (Tabela S2, Material suplementar). Em relação às perdas, apenas uma área perdeu árvores isoladas de um período para o outro. A área perdeu um total de 11 árvores e está localizada na região do Sul de Minas Gerais (Figura 3). Apesar desta perda, de forma geral, houve um ganho de 4394 árvores isoladas para as cenas, no período analisado na Mata Atlântica em Minas Gerais, Brasil.

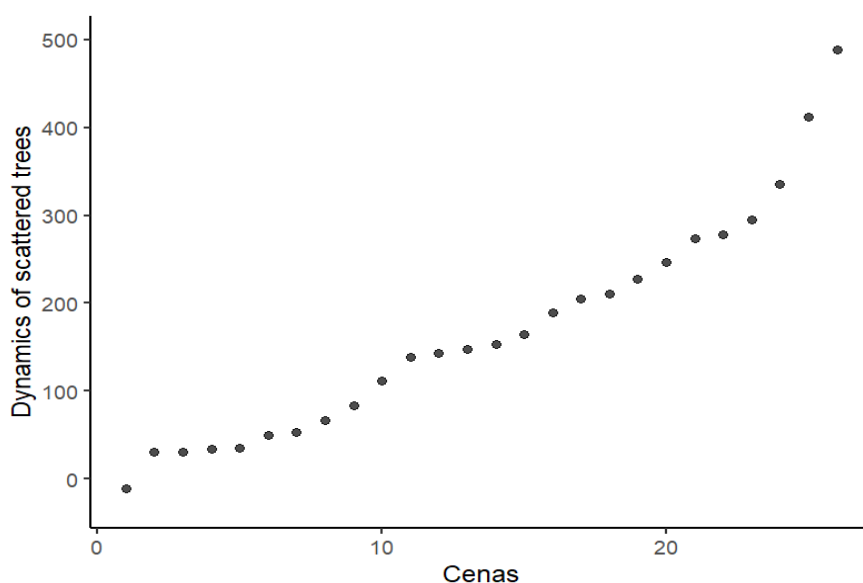


Figura 3 – Variação do número de árvores isoladas nas cenas estudadas para a Mata Atlântica em Minas Gerais, Brasil. Apenas uma cena teve um número menor em 2015 do que em 2011.

A interpolação das árvores isoladas para toda a Mata Atlântica mostrou resultados discrepantes entre os períodos analisados. Em 2011, grande parte da Mata Atlântica mineira apresentou entre 14 e 218 árvores isoladas por cena. Já no segundo período, uma grande fração da área estudada apresentou mais de 268 árvores isoladas (Figura 4). Esses resultados

proporcionaram uma projeção média de árvores isoladas para toda a Mata Atlântica mineira. Nesse sentido, nós estimamos que a Mata Atlântica em Minas Gerais possuía 1.298.154 árvores isoladas em 2011 (intervalo de confiança igual a 14.421, com nível de confiança de 95%) e 2.650.154 de árvores isoladas em 2015 (intervalo de confiança igual a 22.516, com nível de confiança de 95%). Dessa forma, o domínio em Minas Gerais ganhou 411.339 árvores isoladas por ano, o que corresponde a 1.352.000 árvores no período analisado.

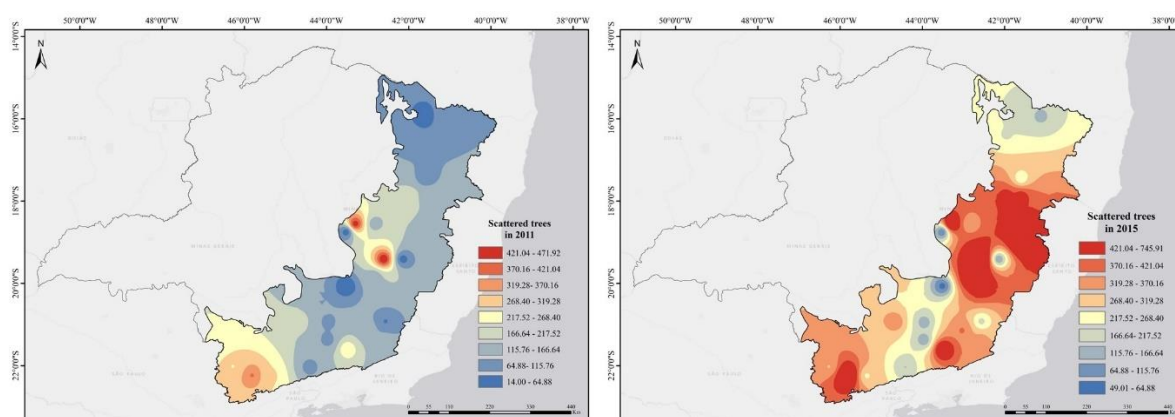


Figura 4 – Mapeamento da projeção das árvores isoladas para o ano de 2011 e 2015 nas cenas estudadas para a Mata Atlântica em Minas Gerais, Brasil.

3.2 Direcionadores do ganho das árvores isoladas

O modelo apresentou um coeficiente de determinação de 51,35%, valor de RMSE de 0,44% e MAE de 0,48%. Como o balanço entre ganhos e perdas de árvores foi positivo para quase todas as áreas, o modelo estimou valores positivos para toda extensão da Mata Atlântica.

As regiões da Mata Atlântica que mais ganharam árvores isoladas estão localizadas nas regiões limítrofes do estado com outros estados brasileiros. Nesse sentido, as regiões com maiores ganhos foram na Zona da Mata, Sul de Minas Gerais e Vale do Rio Doce. Já os menores ganhos estão localizados em áreas limítrofes com o Cerrado, nas regiões dos Campo das Vertentes, Metropolitana e no Vale do Jequitinhonha (Figura 5). O número de áreas menores

que 0,04 ha, a sazonalidade da temperatura e da precipitação tiveram uma relação positiva com a taxa de mudança. Nesse sentido, as áreas com maior sazonalidade da temperatura, principalmente no Sul do estado e, áreas que possuem maior quantidade de fragmentos menores que 0,04 ha, tem um maior aumento anual de árvores isoladas.

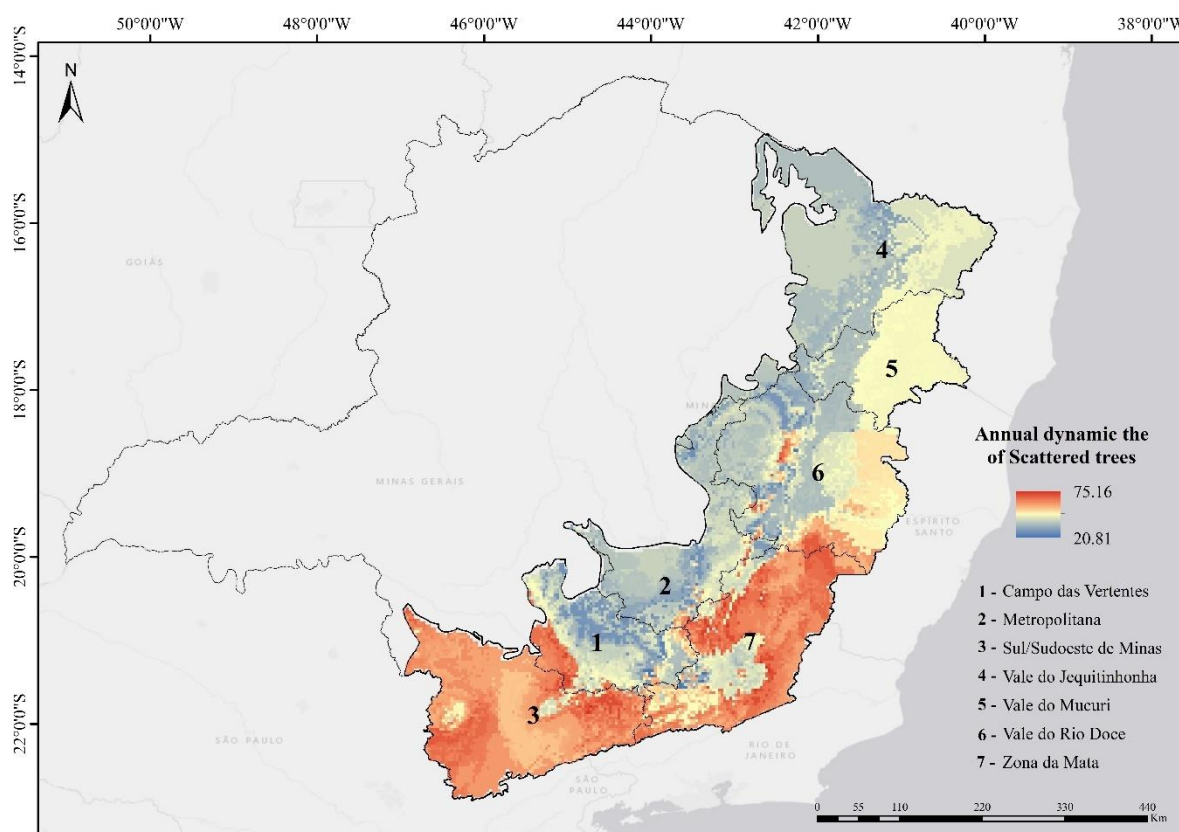


Figura 5 – Mapa da previsão da taxa de mudança anual das árvores isoladas na Mata Atlântica, em Minas Gerais, Brasil.

4. Discussão

As árvores isoladas são consideradas estruturas fundamentais para a biodiversidade, principalmente devido ao pequeno espaço que elas ocupam e seu importante papel como *stepstones*, fonte de alimento e abrigo para animais (Manning et al., 2009; Prevedello et al., 2018; Rivest et al., 2013). A maioria dos estudos mostram que as árvores isoladas estão

diminuindo no mundo (Froidevaux et al., 2022; Manning et al., 2006), no entanto, o nosso estudo mostrou o oposto para a Mata Atlântica mineira. Mais que isso, em 80% das áreas, o ganho foi mais de 13% ao ano, considerando o período analisado.

O modelo performou uma estimativa de ganho em árvores isoladas para toda a Mata Atlântica em Minas Gerais. As regiões que mais ganharam em árvores isoladas, estão mais próximas do mesmo domínio fitogeográfico, a Mata Atlântica. Já, as áreas que estão próximas do Cerrado e possuem maior influência de secas, maiores temperaturas, características diferentes da Mata Atlântica, perderam mais em árvores isoladas.

4.1 Panorama das árvores isoladas na Mata Atlântica

Contrariando as evidências que as árvores isoladas estão diminuindo ao longo do tempo (Froidevaux et al., 2022; Manning et al., 2006), nossos resultados mostraram ganhos em quase todas as áreas analisadas. Os ganhos em árvores isoladas estão principalmente atrelados ao aumento da agricultura temporária (Tabela S3, Material Suplementar). A agricultura temporária, aqui representada principalmente por pastagens, são atividades que demandam áreas grandes para a criação de gado (Dudley and Alexander, 2017; Sparovek et al., 2010). As árvores isoladas são vistas como estruturas importantes para o aumento da produtividade na pecuária (Franzel et al., 2014; Silva et al., 2021). Esses elementos fornecem sombra para os animais, além de promover a conservação dos solos (Hartel et al., 2017; Silva et al., 2021). A presença de árvores reduz a temperatura nas áreas abertas, podendo aumentar a umidade dos solos e disponibilizar mais nutrientes para as pastagens (Hartel et al., 2017; Silva et al., 2021). A inserção de árvores em plantios agrícolas, conhecido como sistemas agroflorestais, também está atrelada ao aumento da produtividade econômica (Viswanath et al., 2018). O consórcio da agricultura com árvores auxilia no manejo de pragas, no aumento da fertilidade do solo e no sombreamento da cultura (Dollinger and Jose, 2018; Pantera et al., 2021; Pumariño et al., 2015).

Dessa forma, os benefícios ofertados por essas atividades proporcionam a manutenção das árvores isoladas, principalmente em pastagens.

Os nossos achados mostraram que houve um aumento de 411.339 árvores isoladas por ano na Mata Atlântica mineira. Esses ganhos podem também ser explicados pela quantidade de árvores isoladas que crescem na paisagem sem que haja intervenção humana. Em muitas propriedades as árvores são, por vezes, “esquecidas” na paisagem, crescem e ganham outras funções que os proprietários das áreas escolhem deixar abandonadas (Blanco et al., 2019; Plieninger et al., 2015). Além disso, o aumento das árvores isoladas na Mata Atlântica em Minas Gerais para o período analisado, pode indicar um aumento da recuperação da vegetação, uma vez que as áreas que possuem mais árvores isoladas também possuem uma maior quantidade de vegetação (Figura S3, Material Suplementar). As árvores isoladas em áreas degradadas abandonadas promovem a regeneração natural, pois proporcionam condições mais favoráveis para as plantas se desenvolverem, como a redução da competição do sub-bosque, atração de animais que são dispersores de sementes, além de fornecerem chuva de sementes (Hartel et al., 2017; Silva et al., 2021). Por outro lado, as árvores isoladas são elementos conectores nas paisagens, uma vez que diminuem as distâncias entre os fragmentos, proporcionando uma melhor fluxo gênico de espécies animais e plantas (Manning et al., 2009; Rocha et al., 2021; Silva et al., 2021).

4.1 Direcionadores do ganho das árvores isoladas

Os principais direcionadores do aumento das árvores isoladas na Mata Atlântica mineira foram variáveis climáticas. O modelo apresentou a sazonalidade da temperatura (Bio 4) e da precipitação (Bio 15) como um fator positivo para o aumento das árvores isoladas. De forma geral, as regiões do Sul de Minas, Zona da Mata e o Vale do Rio Doce apontaram um maior incremento de árvores, quando comparada a outras regiões. A região que apresenta maior

sazonalidade da temperatura é o Sul do estado. A região Sul apresenta temperatura média de 20° C, com temperaturas mínimas chegando em alguns locais abaixo de 0° C, o que confere a região uma maior sazonalidade da temperatura (Roldão et al., 2012). A sazonalidade da precipitação está atrelada a uma variação dos períodos de chuvas ao longo ano, ou seja, em determinadas áreas ocorrem períodos muito secos e outros muitos chuvosos (Avila-Diaz et al., 2020; Reis et al., 2018). A região Sul do estado e a Zona da Mata apresentam uma maior sazonalidade da temperatura, enquanto o Vale do Rio Doce tem maior variação nos períodos de chuvas e estiagens ao longo do ano (Roldão et al., 2012; Pereira et al., 2018).

Além disso, quanto maior o aumento das áreas menores que 0,04 hectares, maior a quantidade de ganho de árvores isoladas. A relação encontrada pode estar diretamente relacionada com a amostragem realizada. Como nós amostramos árvores relativamente grandes, em decorrência da resolução das imagens, as árvores coletadas possuíam dimensões de copa maiores que 0,0025 hectares. Cabe ressaltar, que o ganho em árvores está associado com o aumento da agricultura, principalmente pastagens, aumento de áreas menores que 0,04 hectares, e fatores climáticos locais. Além disso, ao contrário do esperado, a Mata Atlântica ganhou muitas árvores isoladas em um pequeno intervalo de tempo.

5 Conclusões

Ao analisar a dinâmica das árvores isoladas em quatro anos, encontramos que houve um aumento elevado em toda a Mata Atlântica mineira, com maiores valores nas regiões centrais e ao sul do estado. A projeção de ganho anual de árvores isoladas para a Mata Atlântica em Minas Gerais superou 400 mil árvores. Esses achados contrariam estudos anteriores, que mostraram um declínio de árvores isoladas. O aumento das árvores isoladas pode ser um indicativo da recuperação da cobertura arbórea na Mata Atlântica, uma vez que em áreas degradadas sem intervenção antrópica, as árvores exercem um papel de matriz, fornecendo sementes e

auxiliando na conservação dos solos. Este ganho acentuado de árvores isoladas deve contribuir para o aumento da conectividade nas paisagens da Mata Atlântica. Dessa forma, estudos futuros podem abordar o comportamento das árvores menores, assim como o processo de recolonização de áreas de pastagem.

REFERÊNCIAS

- Avila-Diaz, A., Justino, F., Lindemann, D.S., Rodrigues, J.M., Ferreira, G.R., 2020. Climatological aspects and changes in temperature and precipitation extremes in viçosa-Minas Gerais. *An. Acad. Bras. Cienc.* 92, 1–19. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020190388>.
- Bahia, 2018. Lei no 13.908 de 29 de janeiro de 2018.
- Barton, D.N., Benjamin, T., Cerdán, C.R., DeClerck, F., Madsen, A.L., Rusch, G.M., Salazar, Á.G., Sanchez, D., Villanueva, C., 2016. Assessing ecosystem services from multifunctional trees in pastures using Bayesian belief networks. *Ecosyst. Serv.* 18, 165–174. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.03.002>
- Berthrong, S.T., Jobbágy, E.G., Jackson, R.B., 2009. A global meta-analysis of soil exchangeable cations, pH, carbon, and nitrogen with afforestation. *Ecol. Appl.* 19, 2228–2241. <https://doi.org/10.1890/08-1730.1>
- Biau, G., Scornet, E., 2016. A random forest guided tour. *Test* 25, 197–227. <https://doi.org/10.1007/s11749-016-0481-7>
- Blanco, J., Sourdril, A., Deconchat, M., Ladet, S., Andrieu, E., 2019. Social drivers of rural forest dynamics: A multi-scale approach combining ethnography, geomatic and mental model analysis. *Landsc. Urban Plan.* 188, 132–142. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.02.005>
- Brasil, 2012. Lei no 12.727 de 17 de outubro de 2012 do Código Florestal.
- Brasil, 2008. Decreto No 6.472 de 5 de junho de 2008.
- Brasil, 2006a. Decreto No 5.975 de 30 de novembro de 2006.
- Brasil, 2006b. Lei no 11.428, de 22 de dezembro de 2006.

- Breiman, L., 2001. A Data Mining Based System for Transaction Fraud Detection. *Mach. Learn.* 45, 5–32. <https://doi.org/10.1109/ICCECE51280.2021.9342376>
- Broich, M., Stehman, S. V., Hansen, M.C., Potapov, P., Shimabukuro, Y.E., 2009. A comparison of sampling designs for estimating deforestation from Landsat imagery: A case study of the Brazilian Legal Amazon. *Remote Sens. Environ.* 113, 2448–2454. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.07.011>
- Castro G.C. de, van den Berg E, 2013. Structure and conservation value of high-diversity hedgerows in southeastern Brazil. *Biodivers. Conserv.* 22: 2041–2056. - doi: 10.1007/s10531-013-0524-2
- Cordeiro, N.G., Pereira, K.M.G., Terra, M. de C.N.S., Silveira, E.M. de O., Oliveira, I.M.S. de, Acerbi Júnior, F.W., van den Berg, E., Mello, J.M. de, 2021. The role of environmental filters in Brazilian savanna vegetation dynamics. *For. Ecol. Manage.* 500, 119645. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119645>
- Darst, B.F., Malecki, K.C., Engelman, C.D., 2018. Using recursive feature elimination in random forest to account for correlated variables in high dimensional data. *BMC Genet.* 19, 65. <https://doi.org/10.1186/s12863-018-0633-8>
- Dollinger, J., Jose, S., 2018. Agroforestry for soil health. *Agrofor. Syst.* 92, 213–219. <https://doi.org/10.1007/s10457-018-0223-9>
- Dudley, N., Alexander, S., 2017. Agriculture and biodiversity: a review. *Biodiversity* 18, 45–49. <https://doi.org/10.1080/14888386.2017.1351892>
- Dunn, R.R., 2000. Isolated trees as foci of diversity in active and fallow fields. *Biol. Conserv.* 95, 317–321. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00025-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00025-2)

Franzel, S., Carsan, S., Lukuyu, B., Sinja, J., Wambugu, C., 2014. Fodder trees for improving livestock productivity and smallholder livelihoods in Africa. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 6, 98–103. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.11.008>

Frizzo, T.L.M., Vasconcelos, H.L., 2013. The potential role of scattered trees for ant conservation in an agriculturally dominated neotropical landscape. *Biotropica* 45, 644–651. <https://doi.org/10.1111/btp.12045>

Froidevaux, J.S.P., Laforge, A., Larrieu, L., Barbaro, L., Park, K., Fialas, P.C., Jones, G., 2022. Tree size, microhabitat diversity and landscape structure determine the value of isolated trees for bats in farmland. *Biol. Conserv.* 267, 109476. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109476>

Gibbons, P., Lindenmayer, D.B., Fischer, J., Manning, A.D., Weinberg, A., Seddon, J., Ryan, P., Barrett, G., 2008. The future of scattered trees in agricultural landscapes. *Conserv. Biol.* 22, 1309–1319. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00997.x>

Gislason, P.O., Benediktsson, J.A., Sveinsson, J.R., 2006. Random forests for land cover classification. *Pattern Recognit. Lett.* 27, 294–300. <https://doi.org/10.1016/j.patrec.2005.08.011>

Hartel, T., Réti, K.O., Craioveanu, C., 2017. Valuing scattered trees from wood-pastures by farmers in a traditional rural region of Eastern Europe. *Agric. Ecosyst. Environ.* 236, 304–311. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.11.019>

IEF, 2020. Mapeamento do IEF revela 12,8 milhões de hectares da Mata Atlântica em MG.

INPE, 2022. RAPIDEYE.

- Jin, X., Liu, J., Wang, S., Xia, W., 2016. Vegetation dynamics and their response to groundwater and climate variables in Qaidam Basin, China. *Int. J. Remote Sens.* 37, 710–728. <https://doi.org/10.1080/01431161.2015.1137648>
- Joly, C.A., Metzger, J.P., Tabarelli, M., Joly, C.A., Joly, C.A., Metzger, J.P., Tabarelli, M., 2014. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest : ecological findings and conservation initiatives Tansley review Experiences from the Brazilian Atlantic Forest : ecological findings and conservation initiatives. *New Phytol.* 204, 459–473. <https://doi.org/10.1111/nph.12989>
- Korol, Y., Khokthong, W., Zemp, D.C., Irawan, B., Kreft, H., Hölscher, D., 2021. Scattered trees in an oil palm landscape: Density, size and distribution. *Glob. Ecol. Conserv.* 28, e01688. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01688>
- Lawrence, R.L., Wood, S.D., Sheley, R.L., 2006. Mapping invasive plants using hyperspectral imagery and Breiman Cutler classifications (randomForest). *Remote Sens. Environ.* 100, 356–362. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.10.014>
- Li, X., Zeng, R., Liao, H., 2016. Improving crop nutrient efficiency through root architecture modifications. *J. Integr. Plant Biol.* 58, 193–202. <https://doi.org/10.1111/jipb.12434>
- Liaw, A., Wiener, M., 2002. Classification and Regression by randomForest. *R News* 2, 18–22.
- Lindenmayer, D.B., Laurance, W.F., 2017. The ecology, distribution, conservation and management of large old trees. *Biol. Rev.* 92, 1434–1458. <https://doi.org/10.1111/brv.12290>
- López-Santiago, J.G., Villanueva-López, G., Casanova-Lugo, F., Aryal, D.R., Pozo-Leyva, D., 2022. Livestock systems with scattered trees in paddocks reduce soil CO₂ fluxes compared to grass monoculture in the humid tropics. *Agrofor. Syst.* <https://doi.org/10.1007/s10457-022-00799-8>

Manning, A.D., Fischer, J., Lindenmayer, D.B., 2006. Scattered trees are keystone structures - Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 132, 311–321. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.04.023>

Manning, A.D., Gibbons, P., Lindenmayer, D.B., 2009. Scattered trees: A complementary strategy for facilitating adaptive responses to climate change in modified landscapes? *J. Appl. Ecol.* 46, 915–919. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01657.x>

Melesse, A.M., Abtew, W., 2016. Regional scale groundwater flow modeling for Wakel river basin: A case study of Southern Rajasthan, *Springer Geography*. https://doi.org/10.1007/978-3-319-18787-7_19

Mesfin, S., Haileselassie, H., 2022. Evaluation of soil physico-chemical properties as affected by canopies of scattered agroforestry trees on croplands. *South African J. Plant Soil* 39, 153–162. <https://doi.org/10.1080/02571862.2022.2056644>

Minas Gerais, 2019. Decreto no 47749, de 11 de novembro de 2019.

Minas Gerais, 2012a. Lei no 20.308, de 27 de julho de 2012.

Minas Gerais, 2012b. Lei no 20308, de 27 de julho de 2012.

Mittermeier, R.A., Turner, W.R., Larsen, F.W., Brooks, T.M., Gascon, C., 2011. Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots, in: Zachos, F., Habel, J. (Eds.), *Biodiversity Hotspots*. Springer, Berlim, p. 19. https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_1

Morellato, L.P.C., Haddad, C.F.B., 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 32, 786–792.

- Ottewell, K.M., Donnellan, S.C., Lowe, A.J., Paton, D.C., 2009. Predicting reproductive success of insect- versus bird-pollinated scattered trees in agricultural landscapes. *Biol. Conserv.* 142, 888–898. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.019>
- Pantera, Mosquera-Losada, M.R., Herzog, F., den Herder, M., 2021. Agroforestry and the environment. *Agrofor. Syst.* 95, 767–774. <https://doi.org/10.1007/s10457-021-00640-8>
- Pereira, G., Cardozo, F. da S., Negreiros, A.B. de, Zanin, G.D., Costa, J.C. da, Lima, T.E.R., Rufino, P.R., Ramos, R. de C., 2018. Análise da variabilidade da precipitação para o estado de Minas Gerais (1981-2017). *Rev. Bras. Climatol.* 1, 213–229.
- Plieninger, T., Levers, C., Mantel, M., Costa, A., Schaich, H., Kuemmerle, T., 2015. Patterns and drivers of scattered tree loss in agricultural landscapes: Orchard meadows in Germany (1968-2009). *PLoS One* 10, e0126178. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0126178>
- Prevedello, J.A., Almeida-Gomes, M., Lindenmayer, D.B., 2018. The importance of scattered trees for biodiversity conservation: A global meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 55, 205–214. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12943>
- Pumariño, L., Sileshi, G.W., Gripenberg, S., Kaartinen, R., Barrios, E., Muchane, M.N., Midega, C., Jonsson, M., 2015. Effects of agroforestry on pest, disease and weed control: A meta-analysis. *Basic Appl. Ecol.* 16, 573–582. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2015.08.006>
- Reis, A.L. dos, Silva, M.S., Regis, M.V., Silveira, W.W. da, Souza, A.C. de, Reboita, M.S., Carvalho, V.S.B., 2018. Climatology and extreme rainfall events in the state of Minas Gerais. *Rev. Bras. Geogr. Física* 11, 625–660.
- Rigatti, S.J., 2017. Random Forest. *J. Insur. Med.* 47, 31–39. <https://doi.org/10.17849/in-sm-47-01-31-39.1>

- Rivest, D., Paquette, A., Moreno, G., Messier, C., 2013. A meta-analysis reveals mostly neutral influence of scattered trees on pasture yield along with some contrasted effects depending on functional groups and rainfall conditions. *Agric. Ecosyst. Environ.* 165, 74–79. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.12.010>
- Rocha, É.G. da, Brigatti, E., Niebuhr, B.B., Ribeiro, M.C., Vieira, M.V., 2021. Dispersal movement through fragmented landscapes: the role of stepping stones and perceptual range. *Landsc. Ecol.* 36, 3249–3267. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01310-x>
- Roldão, A. de F., Santos, J.G., Oliveira, L.A. de, 2012. Correlação entre as variáveis climáticas (altitude, temperatura e precipitação) na mesorregião sul e sudoeste de Minas Gerais – MG. *Rev. Geonorte* 1, 515–525.
- Scarano, F.R., Ceotto, P., 2015. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. *Biodivers. Conserv.* 24, 2319–2331. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0972-y>
- Schweizer, S.A., Bucka, F.B., Graf-Rosenfellner, M., Kögel-Knabner, I., 2019. Soil microaggregate size composition and organic matter distribution as affected by clay content. *Geoderma* 355, 113901. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113901>
- Sharon, E., Brandt, A., Basri, R., 2000. Fast multiscale image segmentation. *Proc. IEEE Comput. Soc. Conf. Comput. Vis. Pattern Recognit.* 1, 70–77. <https://doi.org/10.1109/cvpr.2000.855801>
- Silva, T.R., Pena, J.C., Martello, F., Bettiol, G.M., Sano, E.E., Vieira, D.L.M., 2021. Not only exotic grasslands: The scattered trees in cultivated pastures of the Brazilian Cerrado. *Agric. Ecosyst. Environ.* 314, 107422. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107422>

Silva, W.G., Metzger, J.P., Simões, S., Simonetti, C., 2007. Relief influence on the spatial distribution of the Atlantic Forest cover on the Ibiúna Plateau, SP. *Brazilian J. Biol.* 67, 403–411. <https://doi.org/10.1590/s1519-69842007000300004>

Sparovek, G., Berndes, G., Klug, I.L.F., Barretto, A.G.O.P., 2010. Brazilian agriculture and environmental legislation: Status and future challenges. *Environ. Sci. Technol.* 44, 6046–6053. <https://doi.org/10.1021/es1007824>

Viswanath, S., Lubina, P.A., Subbanna, S., Sandhya, M.C., 2018. Traditional agroforestry systems. *Agrofor. Anecdotal to Mod. Sci.* II, 18–29. https://doi.org/10.1007/978-981-10-7650-3_3

Material Suplementar

Tabela S1 – Datas de aquisição das imagens de satélite do Rapideye para os dois períodos em áreas da Mata Atlântica, Minas Gerais, Brasil.

Cena	Data de aquisição-2011	Data de aquisição-2015	Anos
2328811	23/06/2011	03/08/2014	3.12
2328813	26/09/2011	25/06/2015	3.75
2328909	01/10/2011	03/07/2014	2.76
2328917	27/09/2011	15/10/2014	3.05
2329121	20/08/2011	12/07/2015	3.90
2329219	17/08/2011	08/06/2014	2.81
2329225	13/08/2011	07/08/2014	2.99
2329323	22/07/2011	10/06/2015	3.89
2329416	02/07/2011	12/09/2014	3.20
2329419	27/09/2011	08/06/2014	2.70
2329425	20/01/2011	06/08/2014	3.55
2329821	02/10/2011	05/08/2015	3.84
2329825	05/09/2011	20/01/2015	3.38
2329924	22/07/2011	03/08/2014	3.04
2330125	22/07/2011	02/08/2014	3.03
2330127	05/09/2011	06/08/2014	2.92
2330421	27/09/2011	09/06/2015	3.70
2330522	01/07/2011	09/06/2015	3.94
2330524	02/10/2011	05/08/2015	3.84
2330828	05/09/2011	03/08/2014	2.91
2331528	03/09/2011	15/09/2014	3.04
2430303	14/08/2011	14/09/2014	3.09
2430803	27/06/2011	18/09/2014	3.23
2431003	27/06/2011	02/01/2015	3.52
2431703	03/09/2011	12/05/2014	2.69
2431705	22/06/2011	21/01/2015	3.59

Tabela S2 – Número de árvores isoladas encontradas para os períodos de 2011 e 2015 e a diferença entre os períodos para áreas da Mata Atlântica, Minas Gerais, Brasil.

Cena	Region	Number of trees_2011	Number of trees_2015	Scattered trees
2328813	Sul/sudoeste	274	263	-11
2329219	Campo das Vertentes	100	130	30
2330421	Metropolitana	39	70	31
2329419	Campo das Vertentes	107	141	34
2329821	Metropolitana	14	49	35
2328909	Sul/sudoeste	268	318	50
2431705	Vale do Jequitinhonha	104	157	53
2329924	Metropolitana	99	166	67
2329121	Zona da Mata	43	126	83
2330522	Metropolitana	451	562	111
2431703	Vale do Jequitinhonha	37	176	139
2329425	Zona da Mata	62	205	143
2331528	Vale do Mucuri	66	214	148
2431003	Vale do Mucuri	82	235	153
2329416	Campo das Vertentes	186	350	164
2330524	Vale do Rio Doce	138	327	189
2329225	Zona da Mata	126	331	205
2328811	Sul/sudoeste	373	584	211
2329323	Zona da Mata	146	374	228
2330828	Vale do Mucuri	200	447	247
2330127	Vale do Rio Doce	472	746	274
2328917	Sul/sudoeste	263	541	278
2430803	Vale do Mucuri	155	450	295
2329825	Zona da Mata	164	500	336
2330125	Vale do Rio Doce	124	536	412
2430303	Vale do Rio Doce	126	615	489

Tabela S3 – Diferença de árvores isoladas entre os períodos estudados, dinâmica da área de pequenos fragmentos e da agricultura temporária para as áreas da Mata Atlântica, Minas Gerais, Brasil. Em que: ST: diferença do número de árvores isoladas entre os períodos estudados (2015-2011). Veg: diferença em área de vegetação entre os períodos estudados (2015-2011). TA: diferença em área de agricultura temporária entre os períodos estudados (2015-2011).

Cena	Region	ST	Veg	TA
2328813	Sul/sudoeste	-11	7.87	12.50
2329219	Campo das Vertentes	30	5.93	8.21
2330421	Metropolitana	31	9.70	40.88
2329419	Campo das Vertentes	34	2.58	27.63
2329821	Metropolitana	35	18.57	0.19
2328909	Sul/sudoeste	50	5.29	8.98
2431705	Vale do Jequitinhonha	53	4.46	3.12
2329924	Metropolitana	67	5.30	5.74
2329121	Zona da Mata	83	5.06	22.42
2330522	Metropolitana	111	7.07	37.86
2431703	Vale do Jequitinhonha	139	8.04	11.41
2329425	Zona da Mata	143	17.39	10.07
2331528	Vale do Mucuri	148	6.23	6.32
2431003	Vale do Mucuri	153	7.74	32.69
2329416	Campo das Vertentes	164	9.20	3.14
2330524	Vale do Rio Doce	189	3.95	27.39
2329225	Zona da Mata	205	1.47	16.00
2328811	Sul/sudoeste	211	12.33	6.17
2329323	Zona da Mata	228	-2.35	44.27
2330828	Vale do Mucuri	247	-15.17	54.00
2330127	Vale do Rio Doce	274	-25.61	13.71
2328917	Sul/sudoeste	278	16.06	5.72
2430803	Vale do Mucuri	295	3.13	39.48
2329825	Zona da Mata	336	7.41	8.55
2330125	Vale do Rio Doce	412	21.56	5.04
2430303	Vale do Rio Doce	489	15.02	8.08