



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
Campus de São José dos Campos
Instituto de Ciência e Tecnologia



UNIDADE DE PESQUISA DO
MINISTÉRIO DA
CIÊNCIA, TECNOLOGIA,
INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES



LÍGIA ZANCO DE GOUVÊIA CARVALHO

**AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DO FOGO NO SUDESTE DO
BIOMA DA MATA ATLÂNTICA ATRAVÉS DE UMA
ABORDAGEM ESPACIAL E FUNCIONAL**

LÍGIA ZANCO DE GOUVÊIA CARVALHO

**AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DO FOGO NO SUDESTE DO BIOMA DA MATA
ATLÂNTICA ATRAVÉS DE UMA ABORDAGEM ESPACIAL E FUNCIONAL**

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista (Unesp), Campus de São José dos Campos; Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (Cemaden), como parte dos requisitos para obtenção do título de MESTRE pelo Programa de Pós-Graduação em DESASTRES NATURAIS.

Área: Desastres associados a eventos extremos, secas, estiagens, incêndios florestais e escassez de água.

Orientador: Dra. Klécia Gili Massi

São José dos Campos

2021

Instituto de Ciência e Tecnologia [internet]. Normalização de tese e dissertação [acesso em 2021]. Disponível em <http://www.ict.unesp.br/biblioteca/normalizacao>

Apresentação gráfica e normalização de acordo com as normas estabelecidas pelo Serviço de Normalização de Documentos da Seção Técnica de Referência e Atendimento ao Usuário e Documentação (STRAUD).

Carvalho, Lígia Zanco de Gouvêia
AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DO FOGO NO SUDESTE DO BIOMA DA MATA ATLÂNTICA
ATRAVÉS DE UMA ABORDAGEM ESPACIAL E FUNCIONAL / Lígia Zanco de Gouvêia
Carvalho. - São José dos Campos : [s.n.], 2021.
51 f. : il.

Dissertação (Mestrado em Desastres Naturais) - Pós-graduação em Desastres Naturais - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia; Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (Cemaden), São José dos Campos, 2021.
Orientador: Klécia Gili Massi.

1. Queimadas. 2. Composição. 3. Floresta tropical. 4. NDVI. 5. Estrutura. I. Massi, Klécia Gili, orient. II. Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia, São José dos Campos. III. Universidade Estadual Paulista 'Júlio de Mesquita Filho' - Unesp. IV. Universidade Estadual Paulista (Unesp). V. Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (Cemaden). VI. Título.

BANCA EXAMINADORA

Dra. Klécia Gili Massi (Orientador)

Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho- UNESP

Instituto de Ciência e Tecnologia

Parque Tecnológico de São José dos Campos

Dra. Ana Paula Martins do Amaral Cunha

Centro Nacional de Monitoramento e Alerta de Desastres Naturais – CEMADEM

Parque Tecnológico São José dos Campos

Dr. Marcos Pereira Marinho Aidar

Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP

Instituto de Biologia - Campinas

São José dos Campos, 10 de agosto de 2021.

AGRADECIMENTOS

AGRADECIMENTOS

Agradeço imensamente:

A Deus, por sempre guiar minha vida pelas melhores direções;

Aos meus pais (José Messias e Marilene) e a toda minha família, por ser minha base em todas as etapas até aqui vividas;

Ao meu esposo (Felipe Carvalho) pela compreensão e apoio na conquista dos meus sonhos;

A minha orientadora Prof. Dra. Klécia Massi, por todos os ensinamentos profissionais e acadêmicos;

Aos meus colegas de trabalho e amigos (Agenor Micaeli e Flávia Reis) pelo incentivo ao estudo e companheirismo diário;

Aos colegas de curso, pelo companheirismo e pelas horas agradáveis horas de estudos juntos;

Aos professores que compõe a banca desta defesa;

Aos professores e funcionários do Programa de Pós-graduação em Desastres Naturais da UNESP.

SUMÁRIO

RESUMO	5
ABSTRACT.....	6
1 INTRODUÇÃO	7
2.1 Artigo – Carvalho, L.Z.G. & Massi, K.G. Avaliação dos efeitos do fogo no sudeste do Bioma da Mata Atlântica através de uma abordagem espacial e funcional. / <i>Assessing fire effects on southeast Atlantic Forest Biome through a spatial and functional approach.</i>	17
3 CONSIDERAÇÕES FINAIS	44
REFERÊNCIAS	45
APÊNDICE	51

CARVALHO, L.Z.G. **Avaliação dos efeitos do fogo no sudeste do bioma da Mata Atlântica através de uma abordagem espacial e funcional.** 2021. Dissertação (Mestrado em Desastres Naturais) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia; Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (Cemaden), São José dos Campos, 2021.

RESUMO

Recentemente, algumas porções do bioma Mata Atlântica, considerada um *hotspot* de biodiversidade, vêm sofrendo um aumento nos eventos de incêndios florestais, possivelmente alterando a cobertura, composição, estrutura e funcionamento da vegetação. Compreender essas mudanças é fundamental para avaliar a resposta presente e futura das florestas tropicais ao fogo. Assim, o objetivo do nosso estudo foi avaliar até que ponto a composição (índice de riqueza e diversidade de Fisher), estrutura (densidade de árvores, área basal e valor de importância) e funcionamento (peso da comunidade média de cinco características vegetativas e uma reprodutiva) de as comunidades de árvores diferiam entre locais queimados e não queimados da Mata Atlântica. Em primeiro lugar, geramos o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) para vinte manchas de floresta queimada por um ano antes do incêndio, no ano do incêndio e após o incêndio. Em segundo lugar, dois fragmentos de floresta não queimados e dois fragmentos de floresta queimados foram selecionados para levantamentos florísticos e fitossociológicos. Terceiro, calculamos a riqueza de espécies, índice de diversidade de Fisher, densidade de árvores e área basal, Índice de Valor de Importância (IVI) para árvores em cada local e avaliamos o peso médio da comunidade de seis características funcionais (altura máxima da árvore, densidade da madeira, comprimento da folha, folha deciduidade, tolerância à sombra e modo de dispersão). Manchas de floresta na bacia do rio Paraíba do Sul, bioma Mata Atlântica do Sudeste, foram perturbadas por incêndios, foram restauradas um ano após as queimadas, mas pode ser necessário mais tempo para recompor a vegetação (de uma média de 0,53 NDVI antes do incêndio, até 0,36 no ano do incêndio, para 0,47 um ano após o incêndio). Embora a riqueza tenha sido marcadamente menor (24%) nos locais queimados, a diversidade, densidade e área basal foram semelhantes entre os regimes de fogo. Encontramos mudanças na composição florística (como mostrado pelo IVI das espécies em cada local) e mudanças na composição funcional entre os regimes de fogo, com locais queimados mostrando maior dominância de espécies de árvores com baixa altura e densidade de madeira. No entanto, em geral nossos resultados mostram que as diferenças funcionais das árvores entre os regimes de fogo eram pequenas. Uma vez, incêndios podem ser um estressor não forte o suficiente para alterar a composição, estrutura e funcionamento de locais de floresta tropical. No entanto, estudos de maior duração, mais locais de queimadas inventariados e avaliação das condições pré-incêndio dos remanescentes florestais são cruciais para atestar isso.

Palavras-chave: queimadas; composição; grupos funcionais; NDVI; estrutura; floresta tropical.

CARVALHO, L.Z.G. Assessing fire effects on southeast Atlantic Forest biome through a spatial and functional approach. 2021. Dissertation (Master's degree in Natural Disaster) - São Paulo State University (Unesp), Institute of Science and Technology, National Center for Monitoring and Early Warning of Natural Disasters (Cemaden), São José dos Campos, 2021.

ABSTRACT

Recently, some portions of the Atlantic Forest biome, a biodiversity hotspot, have been suffering an increase in forest fire events, possibly changing vegetation cover, composition, structure and functioning. Understanding these changes is critical to evaluate the present and future response of tropical forests to fire. Thus, the purpose of our study was to evaluate the extent to which composition (richness and Fisher diversity index), structure (tree density, basal area and importance value), and functioning (community weight mean of five vegetative and one reproductive trait) of tree communities differed between burned and unburned Atlantic rainforest sites. Firstly, we generated Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) for twenty burnt forest patches for one year before fire, in the fire year and after fire. Secondly, two unburned and two burned forest patches were selected for floristic and phytosociological surveys. Third, we calculated species richness, Fisher diversity index, tree density and basal area, Importance Value Index (IVI) for trees in each site and we assessed community weight mean of six functional traits (maximum tree height, wood density, leaf length, leaf deciduousness, shadow tolerance and dispersal mode). Forest patches in the Paraíba do Sul river basin, Southeast Atlantic Forest biome, were disturbed by fire, were restored one year after burns but more time might be needed to recompose vegetation (from an average of 0.53 NDVI before fire, trough 0.36 in fire year, to 0.47 one year after fire). Although richness was markedly smaller (24%) in burned sites, diversity, density and basal area were similar between fire regimes. We found changes in floristic composition (as shown by IVI of species in each site) and shifts in functional composition between fire regimes, with burned sites showing higher dominance of tree species with low tree height and wood density. Nevertheless, overall our results show that the tree functional differences between fire regimes were small. One time fires might be a stressor not strong enough to change composition, structure and functioning of tropical rainforest sites. Nevertheless, longer duration studies, more inventoried burnt sites and evaluating pre-fire conditions of forest remnants are crucial to attest that.

Keywords: *burn; composition; functional groups; NDVI; structure; tropical rainforest.*

1 INTRODUÇÃO

1.1 Florestas tropicais e as mudanças climáticas

A influência do desmatamento e queimadas de florestas tropicais sobre as emissões de gases de efeito estufa, e consequentemente sobre o clima, têm sido bem documentadas para as florestas da bacia amazônica (NEPSTAD et al. 1999; NOBRE; ASSAD, 2005). De outro lado, o impacto das mudanças no clima também altera os regimes de chuva e as variações de temperatura (CORDEIRO et al. 2008). Como as florestas tropicais são responsáveis por cerca de 40% da capacidade de assimilação de carbono no ambiente terrestre (NOBRE; NOBRE, 2002), é importante evidenciar as transformações que as mudanças climáticas globais podem causar nas florestas, bem como, as formas através das quais estas podem contribuir para a minimização ou agravamento dos sintomas das mudanças do clima; principalmente perante o aumento da ocorrência de incêndios florestais que representam uma fonte de emissão de gases do efeito estufa (FEARNSIDE, 2006).

1.2 Impactos do fogo nos ambientes naturais

O aumento dos incêndios florestais e queimadas é uma tendência no planeta diante do cenário de mudanças climáticas e consequentes secas extremas, ocasionando um aumento de desastres associados ao fogo (ANDERSON, 2015; JOLLY et al. 2015). Estes eventos resultam em mudanças dramáticas em todos os tipos de ecossistemas e têm um grande impacto nos ambientes bióticos e abióticos (ZAITSEV et al. 2016). Essa tendência não só afeta o regime do fogo nos ecossistemas savânicos (LEHMANN et al. 2014) como também a inflamabilidade das florestas tropicais e por consequência o estoque de carbono (FARIA et al. 2017).

A relação entre fogo e mudanças climáticas é intensificada pela atividade antrópica nos ecossistemas, como a prática da agricultura, pecuária e silvicultura que alteram, por exemplo os padrões de incidência de radiação solar, temperatura, umidade e vento, assim modificando características microclimáticas do ambiente alterado (MAGURA et al. 2017; TABARELI et al. 2010). A fragmentação da paisagem provocada pelo desmatamento e diferentes usos e ocupação do solo já mencionados (ALENCAR et al. 2015) intensificam o efeito de borda nos remanescentes florestais, tornando-se uma influência negativa para as

comunidades vegetais e animais, alterando parâmetros de riqueza, diversidade, abundância, mortalidade, dinâmica sucessional, densidade populacional, dentre outros (MAGURA et al. 2017; TABARELI et al. 2010).

O fogo pode ser considerado como fator ecológico em ecossistemas savânicos pelas adaptações e dependências de espécies típicas desses ecossistemas (FIDELIS; PIVELLO, 2011), mas sua presença em florestas tropicais como a Amazônia, por exemplo, provoca alta mortalidade de árvores, com consequente queda da cobertura de dossel, e perda da biomassa viva acima do solo, favorecendo a propagação de plantas invasoras, (BRANDO et al. 2012) ou significativa mudança da estrutura da floresta (MENEZES et al. 2019; SANSEVERO et al. 2019). Assim, as florestas tropicais são ambientes mais sensíveis aos incêndios florestais (IPCC, 2014). E, por consequência, os incêndios afetam em diferentes níveis direta e indiretamente as pessoas, sendo, portanto, necessária à compreensão desse risco, de forma que possa ser reduzido por meio de prevenção, fortalecimento do gerenciamento, da capacidade de resposta e mitigação do risco de desastre (UNDRR, 2015).

Quanto à forma de propagação, os incêndios florestais podem ser classificados em três categorias (BENNETT et al. 2010): incêndios de superfície (*surface fire*), relacionados à queima de vegetação rasteira e serapilheira do solo; incêndios de copa (*crown fire*), refere-se à propagação rápida, afetando os indivíduos arbóreos; e, sendo menos comum no Brasil, os incêndios subterrâneos (*ground fires*), que podem durar várias semanas sem serem notados, consumindo camadas sub superficiais de materiais turfados. Características do combustível florestal, como continuidade, quantidade (kg m^{-2}), dimensões, teor de umidade e composição química, irão influenciar o comportamento dos incêndios florestais sob o ponto de vista intensidade, severidade e duração (FERNANDES; BOTELHO, 2003; KEELEY, 2009; LENTILE et al. 2006), bem como seus impactos, podem variar em função das interações entre a vegetação, clima, topografia e material combustível disponível (TORRES et al. 2017)

O conceito de intensidade do fogo está relacionado com a quantidade de energia liberada no processo de combustão por unidade de tempo e comprimento da frente do fogo (kW m^{-1}), resultando do produto de calor e combustão (kJ kg^{-1}), quantidade de combustível consumido por unidade de área da zona de combustão com chama, e velocidade linear de propagação do fogo (m s^{-1}) (LENTILE et al. 2006).

A severidade do fogo é um parâmetro quantitativo que indica uma descrição da magnitude de alteração causada pelo fogo nos componentes do ecossistema, incluindo os componentes superficiais e subterrâneos. Neste contexto, estão integradas características o

fogo ativo e dos efeitos imediatos provocados por ele no ambiente afetado (KEELEY, 2009; LENTILE et al. 2006).

Dentro do bioma da Mata Atlântica, diferentes fitofisionomias florestais podem responder de modo variado ao fogo, embora não haja estudos demonstrando tais resultados: em fisionomias de Floresta Ombrófila Densa a quantidade e continuidade do material combustível são elevadas, no entanto, há elevada umidade da serapilheira; já as Florestas Estacionais Semidecíduas ou Decíduas ficam mais propensas ao fogo na estação seca devido ao menor teor de umidade e maior concentração de serapilheira no solo, devido à dinâmica de troca das folhas.

A frequência, sazonalidade e a distribuição espacial de incêndios florestais são influenciadas por aspectos climatológicos, topográficos e antrópicos. Enquanto o clima explica principalmente a época de maior concentração dos focos de ocorrências destes eventos, os demais fatores apontam locais na paisagem que são mais críticos e sujeitos a maior severidade dos incêndios (ILIADIS, 2005; OLIVEIRA et al. 2004), ou seja, possibilita entender diretamente os efeitos da perturbação principalmente sobre a sobrevivência e a estrutura da vegetação dominante (OLIVEIRA et al. 2004).

1.3 Incêndios florestais na Mata Atlântica

O bioma Mata Atlântica ocupa o terceiro lugar em área e em número de focos de queimadas entre os demais biomas (ultrapassado apenas pelo Cerrado e Amazônia: JESUS et al. 2020), possuindo marcada tendência de redução da cobertura florestal (SOUZA, 2018).

O uso do fogo neste bioma é proibido. Contudo, a ocorrência de incêndios florestais é frequente, e embora seja observada a regeneração natural em localidades afetadas, o real impacto desses eventos precisa ser estudado mais detalhadamente sobre o quanto esta regeneração é, de fato, afetada (SANTOS, 2016).

Além da elevação do índice de ocorrências de incêndios florestais gerado por alterações climáticas, o fogo de origem antrópica é um fator relevante para o aumento da degradação ambiental. Esta queima tem se tornado uma prática muito comum, objetivando a limpeza de grandes áreas ou manejo de agricultura e pecuária, sendo seu uso considerado de baixo custo e de fácil execução, acarretando um aumento instantâneo na disponibilidade de nutrientes no solo e, conseqüentemente, da sua capacidade produtiva, bem como a redução da incidência de pragas e doenças (SOARES; BATISTA, 2007). A longo prazo, no entanto, o

fogo que ocorre em florestas tropicais pode ser muito prejudicial à biodiversidade e aos processos ecológicos (ARAGÃO et al. 2018; NASCIMENTO et al. 2000).

Dentre os principais impactos causados por incêndios em ambientes florestais pode ser incluída a ação sob a fauna, através da morte de indivíduos, redução de área de vida, falta de abrigo e recursos alimentares. Outro fator relevante é a intensificação da emissão de gases poluentes e a desestruturação dos solos (BARBOSA; FEARNside, 2000).

Além das alterações causadas nas condições abióticas locais, os incêndios florestais geram alta mortalidade de espécies vegetais de pequeno porte e danos significativos em árvores de maior diâmetro (HOFFMANN et al. 2012). Ambientes marginais estão mais expostos à ação de ventos fortes, menor umidade e temperatura do ar mais elevadas (MAGNANO et al. 2015). Quando sujeitas a tais condições, espécies não adaptadas podem ser excluídas seletivamente da comunidade, gerando uma mudança drástica na composição de espécies da floresta e condicionar as características da floresta secundária, que, nesse local e nessa escala de tempo, pode vir a ser dominada por poucas espécies tolerantes a condições de seca e fogo (BRANCALION et al. 2019).

Com a morte das espécies arbóreas e, por consequência, a abertura do dossel, o fogo de superfície tem maior facilidade de penetrar no interior da floresta, trazendo consigo o rápido estabelecimento de gramíneas, alterando o regime local do fogo, potencializando a incidência de novas queimas (VELDMAN; PUTZ, 2011). Conforme sugerido por Rudel et al. (2009), a repetição de um ciclo de invasão do fogo através da borda da floresta, matando as mudas e plântulas juntamente com a invasão das gramíneas, impediria o estabelecimento da vegetação florestal, mantendo a dominância das espécies mais tolerantes ao fogo (SILVÉRIO et al. 2013). Contudo, este cenário de invasão de gramíneas e diminuição da riqueza de espécies arbóreas também promove a diminuição ou ausência de outras formas de vida vegetal que compõe a estrutura da vegetação do bioma original, tais como epífitas, bromélias e cipós, que necessitam de ambientes mais sombreados e úmidos para se estabelecerem (BRANDO et al. 2012; COCHRANE; BARBER, 2009).

Em alguns fragmentos florestais estes impactos podem ser tão significativos a ponto de iniciar o processo de “secundarização” (FLORES et al. 2016; NOBRE et al. 1991; NOBRE; BORMA, 2009; SALAZAR et al. 2007; STAAL et al. 2018; VELDMAN; PUTZ, 2011). A degradação da vegetação, por conta da elevada frequência e intensidade do fogo e o regime alterado de precipitação indicam a ocorrência de um “ponto de ruptura” em que a floresta úmida se tornaria fisionômica e estruturalmente (não floristicamente) semelhante a

uma savana (BARLOW et al. 2010; FEARNSIDE, 2006; MARENGO et al. 2011).

Segundo Barlow et al. (2012), no sudeste da região Amazônica, incêndios em florestas tropicais causaram taxas de mortalidade de até 50% com efeito significativo na biomassa florestal. Essas perdas tendem a serem maiores próximas às bordas da floresta, o que pode resultar em uma drástica mudança na composição ao longo de sua extensão (NUMATA et al. 2017).

Joly et al. (2014) revisaram vários estudos que indicam um processo de reorganização (homogeneização) biótica, especialmente da floresta atlântica fragmentada, onde mudanças no uso da terra e incidência de incêndios substituem florestas maduras por sucessionais iniciais. Espécies típicas de florestas tropicais apresentam características específicas que as tornam mais susceptíveis ao fogo, investindo uma proporção maior de sua biomassa nos troncos e áreas foliares quando comparadas às espécies de savana (HOFFMANN; FRANCO, 2003). A área foliar específica também tende a ser maior entre as espécies florestais tanto para indivíduos jovens, quanto para indivíduos adultos (HOFFMANN et al. 2004). Florestas degradadas podem concentrar espécies com traços morfológicos (*traits*) que podem lembrar fisionomicamente áreas de florestas secas ou áreas de savana, mas que em nada as assemelha floristicamente em sua diversidade (VELDMAN, 2016). Assim, em áreas de floresta sujeitas ao fogo seria esperado encontrar maior número de espécies de ciclo de vida mais curtos (até 25 anos), com deciduidade foliar simultânea (espécies decíduas e semidecíduas), com síndromes de dispersão por agentes abióticos, com menor densidade de madeira, com casca mais espessa, entre outros traços funcionais (MASSI et al. 2017).

1.4 Políticas públicas de proteção ao fogo

Políticas públicas para a proteção contra incêndios florestais em prol da proteção do bioma da Mata Atlântica vêm sendo implementadas ao longo dos últimos anos. A Lei Federal nº 11.428/2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do bioma, busca nortear procedimentos e ações em prol da conservação, proteção e regeneração desta floresta, sendo considerada um patrimônio nacional. Em seu artigo terceiro, inciso VIII, alínea a, é considerado como de interesse social as atividades imprescindíveis à proteção da integridade da vegetação nativa, tais como: prevenção, combate e controle do fogo.

Já a Lei Estadual nº 10.547/2000 define procedimentos, proibições, estabelece regras

de execução e medidas de precaução a serem obedecidas quando do emprego do fogo em práticas agrícolas, pastoris e florestais. A lei enfatiza já em seu artigo primeiro, inciso I que é vedado o emprego do fogo nas florestas e demais formas de vegetação.

Assim, observa-se na legislação estadual a importância de se monitorar, prevenir e combater incêndios florestais, desenvolver e difundir técnicas de manejo controlado do fogo, capacitar recursos humanos para difusão das respectivas técnicas e para conscientizar a população sobre os riscos do emprego inadequado do fogo. Estudos que objetivem avaliar as perdas causadas pelas queimadas na estrutura, composição e funcionamento das florestas e os efeitos de longo prazo relacionados à substituição de espécies são fundamentais e podem subsidiar políticas públicas mais rigorosas de combate aos incêndios em áreas de floresta tropical.

1.5 O cenário do Vale do Paraíba

No bioma Mata Atlântica, o Vale do Paraíba, porção paulista, sofre com uma tendência crescente de queimadas (INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2018), sendo que a presença de pastagens influencia positivamente na incidência de queimadas, e a de cobertura de vegetação nativa influencia negativamente, embora remanescentes onde há maior presença de borda estejam mais vulneráveis às queimadas (GUEDES et al. 2020).

A bacia do Paraíba do Sul é de fundamental importância para o suprimento de água, energia, diluição de esgoto e irrigação para mais de 15,7 milhões de habitantes dos estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais, contendo a porção paulista da bacia 34 municípios com mais de 2,2 milhões de habitantes numa área de 14 mil km² e PIB de R\$ 87,1 bilhões (SILVA et al. 2017). O Vale do Paraíba, incluído no domínio de mares de morros da floresta Atlântica (AB'SÁBER, 2000) passou pelos ciclos do ouro, cana-de-açúcar e café, entre os séculos XVII e XVIII, o ciclo da pecuária no século XX (DEVIDE et al. 2014) e, finalmente o ciclo industrial que gerou um grande fluxo migratório acentuando o crescimento populacional urbano (SILVA et al. 2017).

Todos esses ciclos desmataram, degradaram e fragmentaram a vegetação nativa da região, com emprego do fogo para promover a abertura de novas áreas. Atualmente, o uso e cobertura do solo na bacia é composto por 46,7% de cobertura de pastagem, seguida por 32,6% de mata nativa, 8,1% de eucalipto (RONQUIM; COCHARSKI, 2015) que são

tipologias com diferentes níveis de cobertura de biomassa e biodiversidade.

A composição do uso do solo para a região é de 46,7% de cobertura de pastagem, 32,6% de floresta nativa e 8,1% de eucalipto (RONQUIM; COCHARSKI, 2015). Segundo Guedes et al. 2020, que realizou estudos de comportamento do fogo e modelagem de crescimento para compreender a vulnerabilidade de fragmentos florestais na região, relata que grande parte dos incêndios são de origem antrópica, dando início em ambientes agrícolas com intuito de realizar a renovação de pastagens. Neste contexto é apresentado o cenário do Vale, onde os fragmentos florestais estão sempre rodeados por áreas de pastagens com alta probabilidade de queima. Contudo, segundo a autora, incêndios em áreas de pastagens tem alta probabilidade de atingir estes fragmentos, potencializando o efeito de borda que, ao longo dos anos, com a frequência e intensidade de queimadas na região podem alterar completamente a estrutura do bioma original destes locais.

1.6 Sensoriamento remoto e índices de vegetação

De acordo com Novo (1992), o sensoriamento remoto é uma tecnologia que utiliza sensores coletores de energia eletromagnética, para obter informações sobre objetos ou fenômenos sem contato direto com estes. Atualmente, é uma das mais importantes tecnologias que possibilita o processamento e a análise de dados ambientais com maior velocidade e custo relativamente baixo. O autor ainda salienta que, por meio dos métodos de sensoriamento remoto, é possível integrar informações sobre vários processos biológicos e físicos de diferentes espaços e períodos de tempo. Além disso, enfatizaram que alguns avanços no conhecimento só foram alcançados em decorrência das informações obtidas por meio do sensoriamento remoto.

A utilização do sensoriamento remoto tem caráter multidisciplinar, podendo ser utilizado na cartografia, para elaborar mapas e cartas; na arqueologia, para descobrir, estudar e mapear novos sítios; a geologia, para mapear e pesquisar locais de extração mineral; na agricultura, para acompanhar o desenvolvimento de plantas; nas florestas, para levantamento e caracterização de sua tipologia; em estudos ambientais das atividades antrópicas; e na geografia, para monitorar o uso da terra e de processos geomorfológicos (FIGUEIREDO, 2005).

Esta técnica deve levar em consideração propriedades e parâmetros: (1) da fonte de radiação, em relação ao seu posicionamento; (2) da atmosfera, em relação ao espalhamento e

absorção da radiação eletromagnética; (3) do dossel, em relação à sua estrutura, aos componentes da vegetação, sua geometria e o clima de sua região; (4) do solo, em relação à sua textura, umidade, absorbância e refletância; e (5) do sensor, em relação à sua sensibilidade, abertura, calibração e posicionamento espacial (PONZONI; SHIMABUKURO, 2007).

De acordo com Figueiredo (2005), a radiação solar incidente interage de forma distinta para cada tipo de alvo, e isso determina uma assinatura específica para cada um dos tipos. Outros fatores que influenciam a interação entre radiação e alvo são a rugosidade da superfície do alvo, a densidade e a posição relativa das feições em relação ao ângulo de incidência, a geometria de imageamento e os componentes atmosféricos.

A absorção da radiação solar pela vegetação é determinada por fatores morfológicos e fisiológicos das plantas. Dentre os fatores morfológicos, o melhor parâmetro utilizado para estimativa desses fatores é o índice de área foliar, razão entre a área foliar e a área superficial do local onde ele se encontra (LIU, 2007). A radiação solar, ao passar pelas camadas de folhas da vegetação, tem sua intensidade diminuída exponencialmente e, geralmente, ao chegar ao solo, é praticamente nula. Destaca-se ainda que é nas plantas que se processam todas as atividades físico-químicas e biológicas, sendo todo esse processo desencadeado pela interação da radiação solar com componentes das suas folhas (MOREIRA, 2007).

Segundo Bannari et al. (1995), desde o lançamento do primeiro satélite de estudo de recursos naturais, grandes esforços foram despendidos para se estabelecer relações entre a resposta espectral captada por sensores transportados por satélites e a cobertura vegetal da região da superfície terrestre imageada por eles. Nesses esforços foram criados os índices de vegetação.

Os índices de vegetação são medidos que indicam a intensidade da atividade fotossintética da vegetação e são utilizados para interpretar imagens orbitais com objetivo de detectar mudanças no uso da terra, auxiliar na avaliação da densidade da cobertura vegetal, discriminar e prever a produtividade de uma safra agrícola. Cada um dos índices de vegetação tem melhor resposta a um determinado tipo de estudo (BANNARI et al. 1995).

Os índices de vegetação espectrais são, segundo Jackson e Huete (1991), amplamente utilizados na avaliação da biomassa vegetal, uso da água, análise do estresse e produção vegetal. Mas, o principal objetivo de projetos envolvendo o sensoriamento remoto é caracterizar a condição da vegetação em uma determinada área e, para que isso fosse possível, foram desenvolvidos os índices de vegetação.

Ponzoni e Shimabukuro (2007) afirmaram que, baseado no conhecimento da resposta espectral da vegetação, dos fatores fisiológicos que alteram essa resposta e de como estão distribuídos os valores numéricos da imagem que caracterizam a fitomassa aérea, é possível realizar estudos quantitativos com objetivo de inferir sobre características da cobertura vegetal, em relação à sua produtividade e ao seu estado fisiológico ou nutricional. Segundo os autores pode-se, então, combinar imagens de sensoriamento remoto orbital por meio de operações matemáticas e produzir mapas com informações relevantes sobre a vegetação imageada. Entre essas operações estão as que definem índices de vegetação, baseados no comportamento da reflexão da radiação solar na vegetação. Na faixa do visível, a reflexão é inversamente proporcional à densidade da vegetação e, na faixa do infravermelho, essa proporcionalidade é direta.

O intuito da criação dos índices de vegetação foi o aperfeiçoamento do trabalho de análise de dados obtidos por meio de sensores orbitais. A assinatura espectral da vegetação evidencia o contraste entre a região do vermelho e do infravermelho próximo, sendo que esse contraste está diretamente relacionado à intensidade da atividade fotossintética da vegetação da área representada pela imagem (MOREIRA, 2007). Dentre os índices de vegetação, destacam-se o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI – *Normalized Difference Vegetation Index*), proposto por Rouse et al. (1973), apresentado na equação a seguir:

$$NDVI = (NIR - Red) / (NIR + Red)$$

Em que: NDVI = índice de vegetação por diferença normalizada; NIR = reflectância no topo da atmosfera na banda do infravermelho próximo; Red = reflectância no topo da atmosfera na banda do vermelho.

O NDVI opera com a diferença da reflectância entre a absorção do comprimento de onda do vermelho (0,66 µm) e o início do comprimento de onda do infravermelho próximo (0,88 µm). Nesse índice, a faixa do vermelho substitui toda a região eletromagnética do visível, em função de sua maior absorção pela clorofila, em relação às demais faixas. Os possíveis valores do NDVI variam no intervalo entre -1 e 1, sendo que na imagem os níveis mais claros de cinza estão relacionados aos maiores valores, e os mais escuros aos menores (LIU, 2007). O mesmo autor define que os valores negativos do NDVI representam as nuvens, os valores próximos a zero representam o solo sem vegetação e valores positivos representam a vegetação sendo que, quanto mais próximos de 1, maior intensidade da atividade fotossintética e maior a densidade da cobertura vegetal.

Ponzoni e Shimabukuro (2007) afirmaram que o NDVI tem como uma de suas aplicações o estudo de comparações temporais de atividades da vegetação, pois tem relação direta com a intensidade da atividade fotossintética da vegetação, que por sua vez, está relacionada com a biomassa vegetal. É um índice que vem sendo utilizado para estudar o desenvolvimento da vegetação florestal e eventuais alterações em seu ciclo sazonal.

Segundo Menezes et al. (2019), o NDVI tende a ser linearmente proporcional à biomassa vegetal, dessa forma é apropriado para se estabelecer comparação entre imagens de um mesmo local, mas de diferentes datas, pois sofre menos influência das condições atmosféricas. Além disso, esta técnica pode ser utilizada para inferências de aspectos da vegetação como o índice de área foliar e quantidade de dióxido de carbono sequestrado da atmosfera pela vegetação no processo de fotossíntese, sendo assim uma importante ferramenta para estudo de estrutura de vegetação e sua resposta de regeneração perante as condições adversas do ambiente ao longo dos anos.

2.1 Artigo – Carvalho, L.Z.G. & Massi, K.G. Avaliação dos efeitos do fogo no sudeste do Bioma da Mata Atlântica através de uma abordagem espacial e funcional. / *Assessing fire effects on southeast Atlantic Forest Biome through a spatial and functional approach.*

Título do Periódico: Frontiers in Forests and Global Change

Data de Submissão: 14/07/2021

Comprovante da submissão: Apêndice A

ASSESSING FIRE EFFECTS ON SOUTHEAST ATLANTIC FOREST BIOME THROUGH A SPATIAL AND FUNCTIONAL APPROACH

Ligia Zanco de Gouvêia Carvalho¹, Klécia Gili Massi^{1,2,*}

1 Programa de Pós Graduação em Desastres Naturais, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Unesp)/ Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (Cemaden), São José dos Campos, SP, Brazil.

2 Departamento de Engenharia Ambiental, Instituto de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Unesp), São José dos Campos, SP, Brazil.

* klecia.massi@unesp.br

Abstract

Recently, some portions of the Atlantic Forest biome, a biodiversity hotspot, have been suffering an increase in forest fire events, possibly changing vegetation cover, composition, structure and functioning. Understanding these changes is critical to evaluate the present and future response of tropical forests to fire. Thus, the purpose of our study was to evaluate the extent to which composition (richness and Fisher diversity index), structure (tree density, basal area and importance value), and functioning (community weight mean of five vegetative and one reproductive trait) of tree communities differed between burned and unburned Atlantic rainforest sites. Firstly, we generated Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) for twenty burnt forest patches for one year before fire, in the fire year and after fire. Secondly, two unburned and two burned forest patches were selected for floristic and phytosociological surveys. Third, we calculated species richness, Fisher diversity index, tree density and basal area, Importance Value Index (IVI) for trees in each site and we assessed community weight mean of six functional traits (maximum tree height, wood density, leaf length, leaf deciduousness, shadow tolerance and dispersal mode). Forest patches in the Paraíba do Sul river basin, Southeast Atlantic Forest biome, were disturbed by fire, were restored one year after burns but more time might be needed to recompose vegetation (from an average of 0.53 NDVI before fire, trough 0.36 in fire year, to 0.47 one year after fire). Although richness was markedly smaller (24%) in burned sites, diversity, density and basal area were similar between fire regimes. We found changes in floristic composition (as shown by IVI of species in each site) and shifts in functional composition between fire regimes, with burned sites showing higher dominance of tree species with low tree height and wood density. Nevertheless, overall our results show that the tree functional differences between fire regimes were small. One time fires might be a stressor not strong enough to change composition, structure and functioning of tropical rainforest sites. Nevertheless, longer duration studies, more inventoried burnt sites and evaluating pre-fire conditions of forest remnants are crucial to attest that.

Key-words: burns, composition, functional groups, NDVI, structure, tropical rainforest

INTRODUCTION

The Atlantic Forest biome is a biodiversity hotspot (Myers et al., 2000). Due to intense deforestation and human disturbance that mostly occurred in the first half of the 19th century (Dean, 1996), only about 13% of Atlantic Forest biome native vegetation cover remains in Brazil (Fundação SOS Mata Atlântica/INPE, 2018). Nature reserves protect only 9% of the remaining forest (Ribeiro et al., 2009). Every year, wildfires burn more than 400 million hectares worldwide (Andela et al., 2017) and shape the structure and diversity of all biomes (Bond and Keeley, 2005). Recently, some portions of the Atlantic Forest biome have also been experiencing an increase in area burned by wildfires (Inpe, 2021).

Fires in tropical forests generally cause extensive top-kill in small trees (Hoffmann et al., 2009) and leaf-fall in larger trees, allowing increased light to the forest floor and the establishment of grasses, changing the local fire regime (Veldman and Putz, 2011). This results in lowered humidity, increased forest environment dryness, decreased tree cover, and altered species richness (Fu et al., 2013), changing likelihood of recurrent fires. Edge environments are specially more exposed to the action of strong winds, lower humidity, higher air temperatures and to fires (Magnano et al., 2015; Guedes et al., 2020). When subjected to such conditions, non-adapted species can be selectively excluded from the community, generating a drastic change in species composition of the forest environment, which may come to be dominated by few species tolerant to drought and fire conditions (Silvério et al., 2013; Brancalion et al., 2019; Sansevero et al., 2020).

In some forest fragments, these impacts can be responsible to initiate the process of biotic homogenization and forest secundarization (Nobre et al., 1991; Salazar et al., 2007; Nobre and Borma, 2009; Flores et al., 2016; Veldman and Putz, 2011; Stall et al., 2018), i. e. high proportion of species requiring undisturbed forest habitat tend to experience intense degradation of their forest remnants, while secondary forest stands face a form of arrested succession supporting impoverished communities (Joly et al., 2014). Prestes et al. (2020) have shown highest species composition, diversity and basal area for unburned sites and lowest for recurrent burned areas in Amazon forests. The same result was found in a decadal and global study (Pelegrini et al., 2020).

Species response to fires has been associated with functional traits by different mechanisms such as thicker barks or lower wood density that provide structural protection against fire (Hoffmann and Franco, 2003; Armenteras et al., 2021). Specific leaf area also tends to be greater among forest species in comparison to savanna species (Hoffmann et al., 2004). Secondary or degraded forests may concentrate species with morphological traits that may resemble ones of drought or fire condition environments. Thus, in forest areas subject to fire, it would be expected to find a greater number of species with a shorter life cycle (up to 25 years), with simultaneous leaf deciduousness (deciduous and semideciduous species), with dispersal syndromes by abiotic agents, with lower density wood, with thicker bark, among other functional traits (Massi et al., 2017).

Besides floristic and phytosociological inventories are fundamental to quantify these changes on disturbed forests in the field, several spectral indices derived from satellites are widely used in research to infer vegetation quality and to detect fire impacts on forest ecosystems (Oliveira et al., 2017; Freitas et al., 2020). Among some vegetation indices with this purpose, the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI: Rouse et al., 1973) stands out. NDVI has as one of its applications the study of temporal comparisons of vegetation activities, as it is directly related to photosynthetic activity of the vegetation, which in turn is

related to the plant biomass (Ponzoni and Shimabukuro, 2012). These authors further report that this technique has been used to study the development of forest vegetation and any changes in its seasonal cycle, and can be applied to assess the development of vegetation after fire.

Despite the importance of the Atlantic rainforest and its potential threat to fires, studies on the impacts of disturbances such as fires over these ecosystems are scarce (Freitas et al., 2020; Guedes et al., 2020; Sansevero et al., 2020). The objective of our study is to contribute to filling this knowledge gap by investigating how fire shapes composition, structure and functioning of the Atlantic rainforest. Here, we evaluated the extent to which composition (richness and Fisher diversity index), structure (tree density, basal area and importance value), and functioning (community weight mean of five vegetative and one reproductive trait) of tree communities differ between burned and unburned Atlantic rainforest sites. Considering fire as an anthropogenic disturbance, we predicted that tree density, basal area, richness and diversity would be lower in the burned sites. Additionally, we predicted that burned sites would be dominated by species with traits associated with: a) open environments with high light incidence (e.g., small leaf length, low maximum height and wood density and shadow tolerance), b) strategies of leaf deciduousness that represent water economy (e.g., deciduous and semideciduous) and c) strategies of dispersal that do not rely on animal interactions (e.g., abiotic dispersal). Finally, we predicted that the importance value of species of burned sites would differ from unburned forests.

MATERIALS AND METHODS

Study area

The study was conducted in forest patches in Paraíba do Sul river basin, southeast Brazil (Figure 1). The region is located between São Paulo and Rio de Janeiro, both Brazilian biggest cities and with a current population estimated at 2 million inhabitants (IBGE, 2017). The Paraíba do Sul river basin region has a hilly relief (between 20% to 45% slope: Embrapa 1979), located between two large mountain ranges, the Serra da Mantiqueira and the Serra do Mar, soil is red-yellow latosol (Brasil, 1960), vegetation is Atlantic rainforest (transition between evergreen and semi-deciduous forest) and disjoint savanna areas (Radam, 1983), climate is classified as dry-winter subtropical (Cwa: Alvares, 2013), average annual temperature is 21° C, with a relative humidity of approximately 70% (cpotec.inpe.br), landscape is dominated by pasture, small fragments of secondary forest and silviculture (*Eucalyptus* species: Sapucci et al., 2021). Historically, sugar cane in the 17th century, coffee in the 19th and urban-industrial expansion along the road-railway axis (1950) gave rise to an anthropogenic landscape (Dean, 1996). Years later, industrial production, especially linked to pulp and paper, and low intensity pasture took over the region. Since then, the region has become a focus of natural regeneration of the Atlantic Forest, having its vegetation cover increased to more than 35% by 2015 (Numata et al., 2017; Silva et al., 2017). Despite that, deforestation actions, including fires in secondary and regenerating forests, still represent 95% of the damage caused to these environments between the years 2003 and 2021 (Inpe, 2021). Furthermore, fire has negative implications for regeneration areas, for restoration projects and for the conservation of remnants (Guedes et al., 2020).

NDVI calculation

Fire data occurring from 2010 to 2020 in forest fragments in Paraíba do Sul river basin were available from INPE Queimadas platform (<http://queimadas.dgi.inp.br/queimadas/bdqueimadas#export>). Data was processed using Quantum Gis 3.10 Software. Satellite images with spatial resolution of 30x30 m and radiometric resolution of 8 bits/pixel (LANDSAT 5, LANDSAT 7: bands 3 and 4 and LANDSAT 8: bands 4 and 5) were available at INPE Image Catalog (<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>) and Earth Explorer (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). Thus, images of the NDVI vegetation index were generated for twenty burnt forest patches (yellow triangles in Figure 1), following Rouse et al. (1974), through the "raster calculator" tool, according to the following equation:

$$NDVI = (NIR - Red)/(NIR + Red) \text{ (Equation 1)}$$

where: NDVI = normalized difference vegetation index; NIR = top atmospheric reflectance in the near infrared band; Red = reflectance at the top of the atmosphere in the red band.

We then calculated the average value of NDVI per forest patch and generated three NDVI maps per burnt forest patch, i.e. for one year before fire, for year of fire and for the one year after fire (Supplementary Material 1). We also calculated the differences (Δ s) between (i) average NDVI of fire year and of one year before fire ($\Delta NDVI(f-b)$) to evaluate fire damage, (ii) average NDVI of one year after fire and of fire year ($\Delta NDVI(a-f)$) to evaluate forest recovery in relation to fire and (iii) average NDVI of one year after fire and of one year before fire ($\Delta NDVI(a-b)$), to evaluate recovery in relation to pre disturbance conditions.

Field data

Two unburned (U1: Caçapava and U2: Ubatuba municipality) and two burned (B1 and B2: Caçapava municipality) forest patches were selected for floristic and phytosociological surveys (Figure 1 and Table 1).

Floristic and phytosociological surveys were performed using the quadrant point sampling method (Durigan, 2003), with the sampling units being distributed approximately 10 to 30 meters apart and according to canopy cover, covering the entire study area. The four individuals closest to the center of the crosshead with stem diameter ≥ 5 cm at breast height had their species identified and diameter measured. Plant material was identified using botanical identification references (Lorenzi, 2016). For plant family classification, we used the Angiosperm Phylogeny Group IV (APG, 2016) and the Brazil Flora List (2020, <http://www.floradobrasil.jbrj.gov.br>). For each of the four sites, we calculated the following parameters: species richness, Fisher diversity index (Fisher), tree density and basal area. We also determined the Importance Value Index (IVI; Kent, 2012) for trees in each site and we assessed some functional analyzes (below). By aggregating three important ecological parameters (abundance, dominance and frequency), this index is an indication of which species are ecologically more important in sites with and without fire.

Functional traits

The functional traits considered in this study are related to species strategies to cope with fire (resistance or avoidance), with high light incidence, or related to the physiological responses to disturbances (Cornelissen et al. 2003; Sobral and Cianciaruso, 2012). These included five vegetative traits: maximum tree height, wood density, leaf length, leaf deciduousness (evergreen and deciduous) and shadow tolerance (tolerant and not tolerant) and one reproductive trait: dispersal mode (biotic and abiotic). The information on species functional traits was obtained from data compilation (Lorenzi, 2016; Flora do Brasil, 2020). Finally, we calculated community weighted mean (CWM) trait values, weighted by species abundance (CWM height, CWM leaf length, CWM wood density, CWM deciduousness, CWM dispersal mode, CWM shadow tolerance).

Data analysis

To test for relationships NDVI before fire, in the fire year and after fire for the 20 forest patches, we used Pearson's correlations. To evaluate whether species richness, Fisher diversity index, tree density and basal area and CWM values of traits differed between the burned and unburned sites, we used generalized linear models (GLM) including the fire regime (burned and unburned) as a fixed factor and each of the communities metrics described above as response variables. The GLM significance threshold was set at $p < 0.05$ using the package "lmerTest". Analyses were performed in R version 3.6.3 (R-Core-Team, 2019).

RESULTS

NDVI

We found that: (i) most burned tropical rain forest forest patches lost vegetation (first column of Table 2, Figure 2 and Supplementary Material 1) in the fire year when compared to the year before fire; (ii) most forest patches did regrowth one year after fire (second column of Table 2, Figure 2 and Supplementary Material 1) and (iii) that, despite this regrowth, one year after fire vegetation quality did not reach the pattern of before fire for most forest patches, which might indicate a need for more time to recuperate vegetation (third column of Table 2, Figure 2 and Supplementary Material 1). Additionally, we also verified that patches did not have a unique response pattern, as NDVI in the fire year did not correlate to NDVI before fire ($\rho=0.373$, $p=0.106$), NDVI after fire did not correlate to NDVI in the fire year ($\rho=-0.322$, $p=0.166$) and NDVI after fire did not correlate to NDVI before fire ($\rho=-0.348$, $p=0.133$).

Composition

The four studied communities were characterized by distinctive plant communities as shown in Table 3. Only a few species were common to burned and unburned forest sites: *Euterpe edulis* Mart., *Cecropia pachystachya* Trécul, *Dicksonia sellowiana* Hook, *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F.Macbr., *Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake, *Tibouchina granulosa*

(Desr.) Cogn. and *Cedrela fissilis* Vell. Despite that, *C. fissilis*, *D. sellowiana*, *E. edulis* and *P. gonoacantha* had higher IVI on unburned sites; while *C. pachystachya* and *T. granulosa* had higher IVI on burned sites (Table 3). Thirty species were exclusive to unburned sites (mostly late secondary species) and ten to burned ones, of which we highlight *Xylopia aromatica* (a savanna species: Table 3). *Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake (IVI = 14.17) and *C. fissilis* (IVI = 8.92) dominated unburned sites 1 and 2, respectively while *X. aromatica* (IVI = 34.93) and *C. pachystachya* (IVI = 14.30) dominated burned sites 1 and 2, respectively (Table 3).

Traits

Richness differed significantly between burned and unburned sites and was on average 21 for the unburned communities and 17 for the burned community (Table 4). These values indicated a reduction in biodiversity of around 24% for the burned communities compared to the unburned ones. Tree density, Basal area and Fisher diversity were not significantly different between burned and unburned sites (Table 4).

Regarding the functional diversity metrics for the vegetative traits, burned sites had significantly lower CWM height (around 44% lower, Figure 3a) and CWM wood density (around 15%, Figure 3b). CWM leaf length, CWM deciduousness and CWM shadow tolerance did not differ between burned and unburned communities (Table 4). In addition, the only reproductive trait was not dissimilar between sites (Table 4).

4. Discussion

We examined how spatial, structural, taxonomic and functional metrics differ between the tree component of burned and unburned Atlantic rainforest sites. Forest patches were disturbed by fire (as shown by NDVI values), they were restored after burns but more time might be needed to recuperate vegetation. Although richness was markedly smaller (24%) in burned sites, diversity, density and basal area were similar between fire regimes. We found changes in floristic composition (as shown by IVI) and significant shifts in functional composition between fire regimes, with burned sites showing higher dominance of tree species with low tree height and wood density. Nevertheless, our results show that the tree functional differences between fire regimes were small.

Lately, the use of remote sensing in fire ecology has received increasing attention. Thus, to analyse the spatiotemporal patterns of post-fire vegetation recovery, we tested Δ NDVI. Our results demonstrated that most of the Atlantic rainforest fragments distributed throughout Paraíba do Sul river basin lost vegetation after the fire event and that, despite regrowth one year after the fire, vegetation quality did not reach the pre-fire standard (from an average of 0.53 before fire, trough 0.36 in fire year, to 0.47 one year after fire), indicating that the vegetation needs more time to recover its cover. Similar results were found for burned sites in Spain (Diaz-Delado et al., 2003) and Brazil (Freitas et al., 2020). Although more studies in the Atlantic rainforest are necessary to understand the period of time for restoration of native cover, other vegetation data indicate a longer timing such as six years for disturbed site NDVI reaches pre-fire values (Oliveira et al., 2017) and 13 years for increase in forest cover in the Atlantic rainforest in Rio de Janeiro state (Freitas et al., 2020). In addition, fire

severity, heat and drought extreme events and landscape structure interfere in short to long-term recovery (João et al., 2018).

Linking spatial analysis of fire impact on vegetation with fieldwork is fundamental to understanding changes in structure, composition and functioning of ecosystems (Guedes et al., 2020, Altomare et al., 2021), thus four forest patches (two burned and two unburned) were inventoried. We found 30 and 10 species exclusive to unburned and burned sites, respectively, indicating two different plant communities according to fire regime, as verified by Ribeiro et al. (2019) for savanna ecosystems. Only a few species were common between burned and unburned fragments, but with dissimilar IVI. *C. pachystachya* and *T. granulosa*, which showed higher IVI in burnt sites, are early successional species (Resolução conjunta SMA/IBAMA/SP 01/1994). On the other side *C. fissilis* and *E. edulis*, that had higher IVI on unburned sites, are late successional species. In fact, most species of the burned patches were pioneers and early secondary, while most species of unburned sites were mid to late secondary (Barbosa et al., 2017). The same results were found in burned tropical rainforests in the Atlantic Forest Biome in Rio de Janeiro (Sansevero et al., 2020). That might indicate an ongoing process of biotic homogenization and forest secundarization (Veldman and Putz, 2011; Joly et al., 2014; Stall et al., 2018).

We hypothesized that tree density, basal area, richness and diversity would be lower in the burned sites compared to unburned ones. Indeed, richness was 24% lower in burned sites, but no significant differences were found for diversity, tree density and basal area. Studies have verified highest species composition, diversity and basal area for unburned sites and lowest for recurrent burned areas (Pelegri et al., 2020; Prestes et al., 2020). Fires generally cause high tree mortality and may locally extinct fire-sensitive species (Hoffmann and Solbrig 2003; Fernandes et al., 2005). However, disturbances are part of the forest dynamics (e.g. drought) and one time fires can be a stressor not strong enough to change tree density and basal area; thus denoting fire resilience of Atlantic rainforest patches (as verified for some sites in the Amazon basin: Massi et al., 2017). In addition, fire could induce sprouting of fire-resistant trunks and roots. Genera such as *Cecropia*, *Trema*, *Croton*, *Solanum* and *Piper* found in the present study, especially in burned sites, are recognized by the ability of rapidly establishing and occupying habitats in natural dynamics of regeneration (Gómez-Pompa 1971; Whitmore 1975). Nevertheless, potential resilience should be evaluated with care, e.g. longer duration studies, more inventoried burnt sites and evaluating pre-fire conditions of forest remnants are crucial (Andrade et al., 2020).

Additionally, we predicted that burned sites would be dominated by species with vegetative traits associated with: open environments with high light incidence (small leaf length, low maximum height and wood density and less shadow tolerant species) and b) strategies of leaf deciduousness that represent water economy (more deciduous and semideciduous species). Indeed, we found lower values of CWM height and CWM wood density in the burned sites, probably associated with the conditions of high light availability. Fire events creates more open spaces in the vegetation (Hennenberg et al., 2006; Higgins et al., 2007) and fast-growth pioneer species (with lower height and less dense wood) may be favoured. Although two of the traits associated with open environments were significant, leaf length was not. Specific leaf area should be evaluated, instead. Lastly, despite the presence of heliophilic species was very high in burned sites, CWM shadow tolerance did not change with fire. The presence of more deciduous trees was also expected to be higher in burned sites, but a water economy strategy was not environmentally filtered in a tropical rain forest region, where precipitation is between 1200-2000 mm a year (cptec.inpe.br).

Finally, we expected that burned sites would rely on abiotic agents to seed dispersal. Studies indicate that abiotic agent dispersal is favored in open and dry environments (Oliveira and Moreira, 1992; Kuhlmann and Ribeiro, 2016). In fact, we found a high number of zoochorous species in burned sites. *Cecropia*, *Trema*, *Croton*, *Solanum* and *Piper* observed especially in burned sites are mostly dispersed by small birds (Lorenzi, 2006).

We did not evaluate the presence of invasive species inside burned sites, but *Pteridium* sp. was abundant in these areas. They vigorously regrow after fire and are favored by increased light (Castellani and Stubblebine, 1993).

This study evaluated spatial, structural, taxonomic and functional impacts of fire on forest patches in the Atlantic Forest biome. The Atlantic Forest is an important focus of conservation and restoration at a global level (Brancalion et al., 2019) and an understanding of the susceptibility and responses of this biome to fire, especially within the context of current fragmentation and future climate change (Scarano and Ceotto, 2015), are important for the success of their conservation and restoration efforts (Guedes et al, 2020).

REFERENCES

- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Morais, J.L., Sparovek, G. (2013). Koppen 's climate classification map for Brazil. Meteorol. Z. 22, 711-728. doi: 10.1127/0941-2948/2013/0507
- Altomare, M., Vasconcelos, H.L., Raymundo, D., Lopes, S., Vagner, V., Prado-Junior, J. (2021). Assessing the fire resilience of the savanna component through a functional approach. Acta Oecol. 111, 103728. doi: 10.1016/2021.103728
- Armenteras, M.C.M., González, T.M., Oliveiras, I., Balch, J.K., and Renata, J. (2021). Fire threatens the diversity and structure of tropical gallery forests ecosphere. Perspectives in Ecology and Conservation 19, 179-188. doi:10.1016/2021.03.005
- Andela, N. et al., (2017). A human-driven decline in global burned area. Manage. Sci. 356, 1356-1362. doi: 10.1126/4108
- Andrade, D.F.C., Ruschelb, A.R., Schwatz, J., Carvalho, O.P., Humphries, J., Gama, R.V. (2020). Forest fire resilience in eastern Amazon depends on pre-fire disturbance intensity. For. Ecol. Manag. 472, 118258. doi: 0.1016/2020.118258
- Barbosa, L.M., Shirasuna, R.T., Lima, F.C., Ortiz, P.R.T., Barbosa, K.C., Barbosa, T.C. (2017). List of species recommended for ecological restoration for different regions of the State of São Paulo - São Paulo: Instituto de Botânica. 344.
- Bond, W.J. and Keeley, E.J. (2005). Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. Trends Ecol. Evol. 20, 387-394. doi:10.1016/2005.04.025
- Brancalion, P.H.S. et al (2019). Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. Sci. Adv. 5, eaav3223. doi: 10.1126 /3223
- Castellani, T.T., and Stubblebine, W.H., (1993). Initial secondary succession in mesophilic tropical forest after fire disturbance. Rev. Bras. Bot. 16, 181-203.

Cornelissen J.H.C. et al. (2003). A protocol manual for standardized and easy measurement of functional characteristics of plants worldwide. *Aust. J. Bot.* 51, 335-380.

Dean, W.A. (1996). Iron and fire: the history and devastation of the Brazilian Atlantic Forest. Trans. C.K. Moreira. São Paulo: Cia. das Letras.

Díaz-Delgado, F. and Llorest, E.X.P.(2010). Influence of fire severity on plant regeneration using remote sensing images. *Int. J. Remote Sens.* 24: 8, 1751-1763, doi:10.1080 / 01431160210144732

Durigan, G. (2003). "Methods for analyzing arboreal vegetation." In: Cullen Junior, L.; Rudran, R. and Valladares-Padua, C. (eds.). *Methods of studies in conservation biology and wildlife management*. UFPR. Boticário Foundation for Nature Protection, Curitiba. 455-479.

EMBRAPA (Brazilian Agricultural Research Corporation) (1979). Summary of the X Soil Survey Technical Meeting; National Soil Survey and Conservation Service, Rio de Janeiro. (<https://edepot.wur.nl/480004>).

Flora do Brasil (2020) under construction. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>[Accessed July 2021].

Fernandes, R. et al., (2005). Methodology comparison for canopy structure parameters extraction from digital hemispherical photography in boreal forests. *Agric. For. Meteorol.* 129, 187-207.

Flores, B.M., Fagoaga, R., Nelson, B.W., Holmgren, M., and Barlow, J. (2016). Repeated fires trap Amazonian blackwater floodplains in an open vegetation state. *J.Appl. Ecol.* 53, 1597–1603. doi:10.1111 / 1365-2664.12687

Freitas, W.K. et al (2020). Influence of fires on the Atlantic Forest forest cover in Rio de Janeiro, Brazil. *Ecol. Indic.* 115, 106340. doi: 10.1016/2020.106340.

Fu, R., Yin, L., Li, W., Arias, P. A., Dickinson, R.E., Huang, L. (2013). Increased dry-season length over southern Amazonia in recent decades and its implication for future climate projection. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 110, 18110-18115. doi: 10.1073 /1302584110

Fundação SOS Mata Atlântica, INPE. Fundação SOS Mata Atlântica. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. (2018). Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica, período 2016-2017, São Paulo.

Gomes-Pompa, A. (1971). Posible Papel de la Vegetación Secundaria en la Evolucion de la Flora Tropical. *Biotropica*. 3,125-135.

Guedes, B.J., Massi, K.G., Evers, C., and Nielsen-Pincus, M. (2020). Vulnerability os small forest patches to fire in the Paraíba do Sul River Valley, southeast Brazil: Implications for restoration of the Atlantic Forest biome. *Forest Ecol. Manag.* 465, 118095. doi: 10.1016/2020.118095

Hennenberg, K.J., et al. (2006). Climate-growth relationships of tropical tree species in West Africa and their potential for climate reconstruction. *Glob. Change Biol.* 12,1139-1150.

- Higgins, S.I., Bond, W.J., February, E.C., Bronn, A., Euston-Brown, D.I.W., Enslin, B., and Trollope, W.S.W. (2007). Effects of four decades of fire manipulation on woody vegetation structure in savanna. *Ecol.*, 88, 1119–1125. doi: 10.1890/06-1664
- Hoffmann, W.A., and Franco, A.C.(2003). Comparative growth analysis of tropical forest and savanna woody plants using phylogenetically independent contrasts. *J.Ecol.* 91, 475–484.
- Hoffmann, W.A., et al.(2004). Impact of the invasive alien grass *Melinis minutiflora* at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. *Divers. Distrib.* 10, 99–103.
- Hoffmann, W.A., et al. (2009). Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna-forest boundaries under frequent fire in Central Brazil. *Ecol.* 90, 1326–1337. doi: 10.1890/08-0741.1
- Hoffmann, W. and Otto, T.S.. (2003). The role of topkill in the differential response of savanna woody species to fire. *For. Ecol. Manag.* 180, 1273-286.
- IBGE. (2017). Brazilian Institute of Geography and Statistics – Cities, São Paulo. <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/sao-paulo/panorama>. (Accessed in August 2020).
- INPE (2018). National Institute for Space Research. <http://www3.inpe.br/queimadas/portal> [accessed in August 2020].
- INPE. (2021). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2018. (2021). <http://www.inpe.br/> [Accessed July 2021].
- João, T., Gonçalves, J. Bruno, M., João, H. (2018). Indicator-based assessment of post-fire recovery dynamics using satellite NDVI time-series. *Ecol. Indic.* 89, 199-212. doi: 10.1016/2018.02.008
- Jolly, W.M., et al. (2014). Climate-induced variations in global wildfire danger from 1979 to 2013. *Nat. Commun.* 6, 7537. doi:/10.1038/8537
- Kuhlmann, M., and Ribeiro, J.F. (2016). Fruits and frugivores of the Brazilian Cerrado: ecological and phylogenetic considerations. *Acta Bot. Bras.* 3(3): 495-507. doi:10.1590/0102-33062015abb0331
- Magnago, L.F.S., Rocha, M.F., Meyer, L. Martins, S.V., and Meira-Neto, J.A.A. (2015). Microclimatic conditions at forest edges have significant impacts on vegetation structure in large Atlantic forest fragments. *Biodivers. Conserv.* 24, 2305-2318. doi 10.1007/s10531-015-0961-1
- Lorenzi, H. (2016). Brazilian Trees. Identification and Cultivation Manual of Arboreal Plants Native to Brazil. Editora Plantarum de Estudos de Flora.
- Massi, K.G. et al. (2017). Does soil pyrogenic carbon determine plant functional traits in Amazon Basin forests? *Plant Ecol.* 218, 1047-1062. doi: 10.1007/11258-017-0751-9
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., and Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.
- Nobre, C., Sellers, P., Shukla, J. (1991). Amazonian deforestation and regional climate change. *J. Clim.* 4, 957-988.

- Nobre, C.A. and Borma, L.D.S. (2009). ‘Tipping points’ for the Amazon forest. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 1, 28-36.
- Numata, I., Silva, S.S., Cochrane, M.A., D’Oliveira, M.V.N. (2017). Fire and edge effects in a fragmented tropical forest landscape in the southwestern Amazon. *Forest Ecol. Manag.* 401, 135-146. doi: 10.1016/j.foreco.2017.07.010
- Oliveira, C.O., and Oliveira-Filho, A.T., Eisenlohr, P.V. (2020). Emerging hotspots of tree richness in Brazil. *Acta Bot. Bras.* 34: 1. doi: 10.1590/0102-33062019/0152.
- Oliveira, P.E.A.M. and Moreira, A.G. (1992). Anemochory in cerrado species and gallery forest in Brasília, DF. *Rev. Bras. Bot.* 15, 163-174.
- Peregrini et al. (2020). Community monitoring of oil extraction: lessons learned in the Ecuadorian Amazon. *Society and Natural Resources. An International Journal.* 33, 406-417.
- Ponzoni, F. J., Shimabukuro, Y.E., Kuplich, T.M. (2012). Remote Sensing of Vegetation. *Oficina de Textos.* 176 p.
- Prestes, C.C.S.P. et al. (2020). Fire Effects on Understory Forest Regeneration in Southern Amazonia. *Front. For. Glob. Change.* 3, 10. doi: 10.3389/2020.00010
- R Central Development Team. (2019) R: a language and environment for statistical computing. Version 3.6.1. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. <http://www.r-project.org> . [Accessed in July 2021].
- Radam Brasil. (1983). Survey of the Phytoecological Regions of the State of São Paulo. Forestry Institute. <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv24027.pdf>. (Accessed in August 2020).
- 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. doi: 10.1016/j.biocon.2009.02.021
- Ribeiro, N. et al. (2019). The influence of fire frequency on the structure and botanical composition of savanna ecosystems. *Ecol. Evol.* 9, 8253–8264. doi: 10.1002/ece3.5400
- Rouse, J.W., Haas, R.H., Schell, and J.A., Deering, D.W. (1974). “Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS.” In: *Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium*, 3, Washington. *Proceedings. Washington: NASA*, 1, 309-317.

- Salazar, L.F., Nobre, C.A., Oyama, M.D. (2007). Climate change consequences on the biome distribution in tropical South America. *Geophys. Res. Lett.* 34, L09708. doi: 10.1029/2007GL029695, 2007
- Sansevero, J.B.B., Garbins, M.L., Sánchez-Tapia, A., Valladares, f., Scarano, F.R. (2020). Fire drives abandoned pastures to a savanna-like state in the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation* 18, 31-36. doi: 10.1016/j.pecon.2019.12.004
- Scarano, F.R., and Ceotto, P. (2015). Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. *Biodivers. Conserv.* 24, 2319–2331. doi: 10.1007/s10531-015-0972-y.
- Sapucci, G.R., Negri, R.G., Wallace, C., Massi, K.G. (2021). Analyzing Spatio-temporal Land Cover Dynamics in an Atlantic Forest Portion Using Unsupervised change detection techniques. *Env. Model. Assess.* doi: 10.1007/s10666-021-09758-6
- Silva, R.F.B. da. Batistella, M., and Moran, E.F. (2017). Socioeconomic changes and environmental policies as dimensions of regional land transitions in the Atlantic Forest, Brazil. *Env. Sci. Policy* 74, 14-22. doi: 10.1016/j.envsci.2017.04.019
- Silverio, D.V. et al (2013). Testing the Amazon savannization hypothesis: fire effects on invasion of a neotropical forest by native cerrado and exotic pasturegrasses. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 368, 20120427. doi: 10.1098/rstb.2012.0427
- Staal, A., et al. (2018). Resilience of tropical tree cover: The roles of climate, fire and herbivory. *Glob. Chang. Biol.* 24, 5096–5109. doi: 10.1111/gcb.14408
- São Paulo. (1994). Resolução Conjunta SMA IBAMA/SP C Nº 01 de 17 de fevereiro de 1994. https://www.cetesb.sp.gov.br/licenciamento/documentos/1994_Res_Conj_SMA_IBAM_A_1.pdf. [Accessed in July 2021].
- Sobral, F.L., and Cianciaruso, M.V. (2012). Phylogenetic and functional structure of assemblages: (re)assembling Community Ecology at different spatial scales. *Bioscience Journal* 28, 617-631
- Veldman, J.W., and Putz, F.E. (2011). Grass-dominated vegetation, not species-diverse natural savanna, replaces degraded tropical forests on the southern edge of the Amazon Basin. *Biol. Conserv.* 144, 1419–1429.
- Whitmore, T.C. (1975). Canopy gaps and the two main groups of forest trees. *Ecology* 70, 536-538.

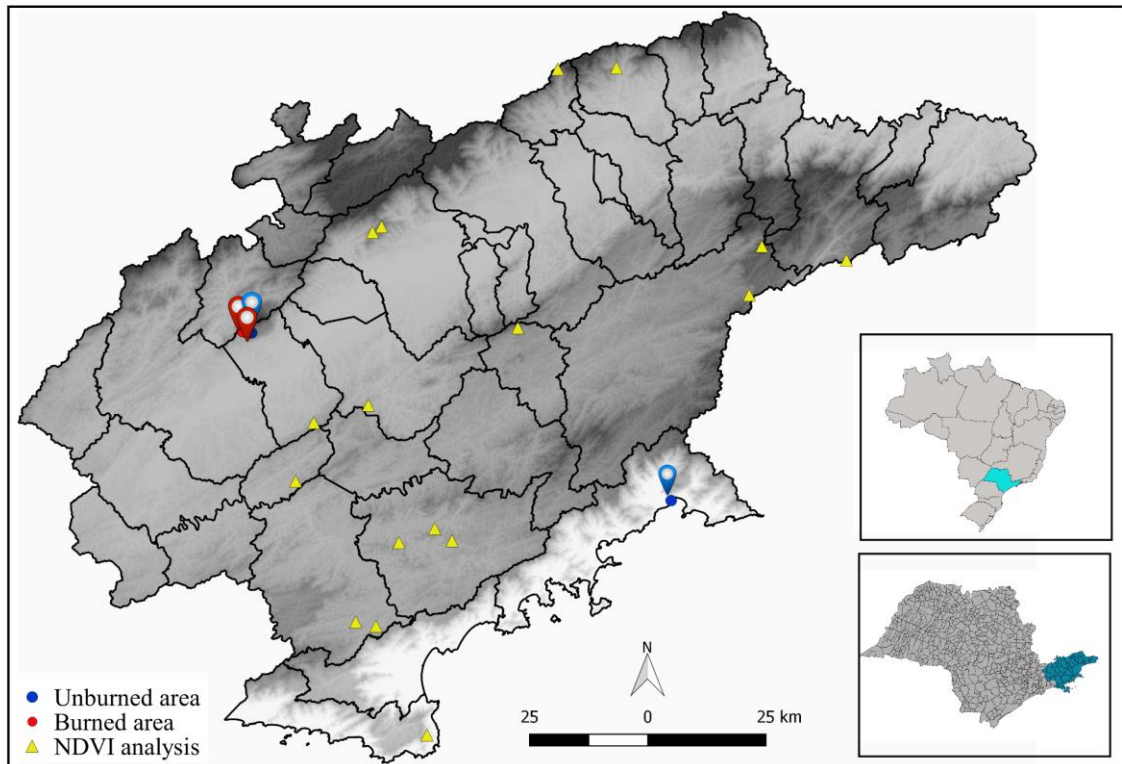


FIGURE 1. Paraíba do Sul river basin study site, Southeast Atlantic Forest biome, inside São Paulo state and Brazil. Yellow triangles were forest patches where NDVI was calculated and red and blue pins represent burned and unburned forest sites where field inventory was performed.

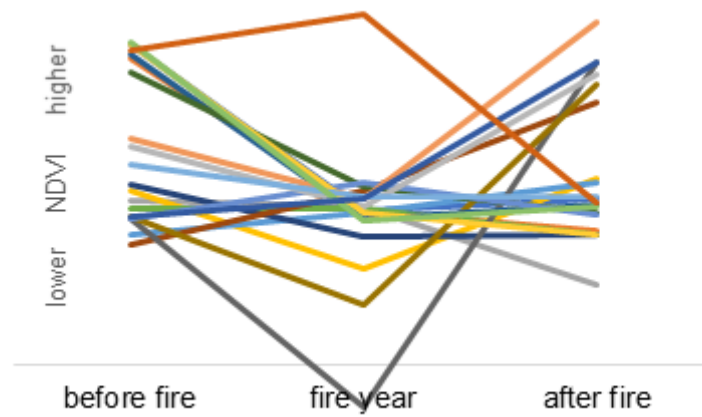


FIGURE 2. Variation of NDVI values of 20 forest fragments in the year before fire, the year of fire and the year after the fire.

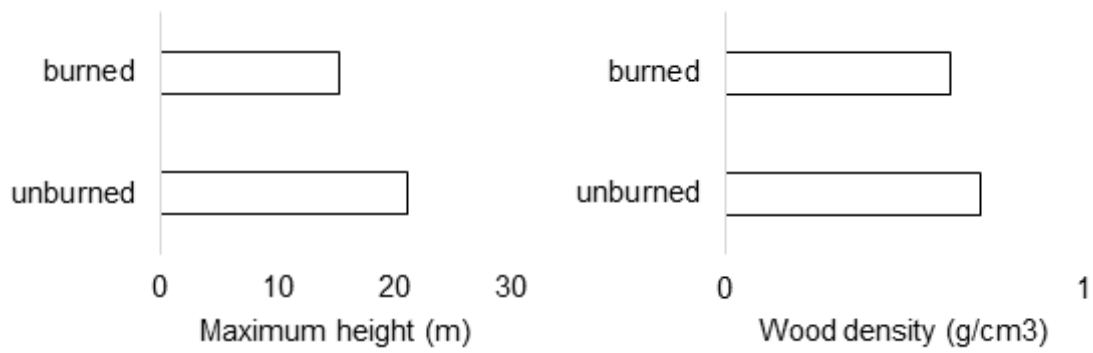


FIGURE 3. Average of maximum height (m) and of wood density (g/cm³) for tree species inventoried in burned and unburned sites in Paraíba do Sul river basin, Southeast Atlantic Forest biome, Brazil.

TABLE 1. Characterization of the study areas where field inventory was performed, Paraíba do Sul river basin, Southeast Atlantic Forest biome, Brazil.

Sites	Coordinates	Size	Vegetation	Landscape
U1	23°00'59,97''S 45°46'57,96''W	14 ha	tropical rainforest	protected area, pasture and eucalyptus
U2	23°20'21,14''S 44°54'59,74''W	0.5 ha	tropical rainforest	protected area, secondary forest
B1	23°01'4,32''S 45°47'38,42''W	7 ha	tropical rainforest	protected area, pasture and eucalyptus
B2	23°00'49,22''S 45°47'33,06''W	14 ha	tropical rainforest	protected area, pasture and eucalyptus

TABLE 2. NDVI differences (Δ s) for 20 forest patches in the year before (b) the fire, year of fire (f) and year after fire (a) in Paraíba do Sul river basin, Southeast Atlantic Forest biome, Brazil.

site	Δ NDVI(f-b)	Δ NDVI(a-f)	Δ NDVI(a-b)
1	-0.4060	0.0280	-0.3780
2	-0.3720	-0.0500	-0.4220
3	-0.0140	-0.1880	-0.2020
4	-0.1920	0.2220	0.0300
5	0.0580	0.0720	0.1300
6	0.0020	-0.0648	-0.0628
7	-0.1280	0.0060	-0.1220
8	0.1300	0.2140	0.3440
9	-0.4600	0.8380	0.3780
10	-0.2134	0.5354	0.3220
11	-0.3980	0.0335	-0.3645
12	-0.2780	-0.0640	-0.3420
13	0.0860	-0.0780	0.0080
14	-0.1460	0.4300	0.2840
15	-0.1482	0.3200	0.1718
16	-0.4100	-0.0540	-0.4640
17	-0.0780	-0.0020	-0.0800
18	-0.4320	0.0300	-0.4020
19	0.0420	0.3320	0.3740
20	0.0860	-0.4580	-0.3720

TABLE 3. Family, species and Importance Value index (IVI, %) in unburned (U1 and U2) and burned (B1 and B2) forest patches in Paraíba do Sul river basin, Southeast Atlantic Forest biome, Brazil.

Family	Species	U1	U2	B1	B2
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi			1.05	2.51
Annonaceae	<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.			34.93	5.81
Arecaceae	<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret	2.62	5.21		
	<i>Geonoma schottiana</i> Mart.		0.29		
	<i>Syagrus pseudococos</i> (Raddi) Glassman		1.50		
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	2.68	2.73		
	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	8.15	6.34	0.91	1.32
Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.		4.26		
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume			4.2	
Cecropiaceae	<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	1.37			
	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	3.78	2.87	9.21	14.30
Dicksoniaceae	<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook	3.75	7.80	0.89	1.53
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea obtusifolia</i> (Moric.) Schum.		4.56		
Euphorbiaceae	<i>Croton urucurana</i> Baill.		0.85		
	<i>Alchornea sidifolia</i> Müll.Arg.		0.68		
Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	5.42			
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	5.60	7.28	3.26	3.03
	<i>Paubrasilia echinata</i> (Lam.)	1.53			

	Gagnon. H.C.Lima & G.P.Lewis				
	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	14.17	6.57	2.83	8.31
	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillem. ex Benth.		5.30		
	<i>Erythrina velutina</i> Willd.		1.84		
	<i>Platymiscium floribundum</i> Vogel		3.48		
	<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	3.52			
	<i>Inga marginata</i> Willd.	1.02			
	<i>Inga uruguensis</i> Hook. & Arn.	2.36			
	<i>Acacia plumosa</i> Mart. ex Colla			4.55	
	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.				4.81
	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart			5.45	3.33
	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel			3.59	5.27
	<i>Machaerium villosum</i> Vogel	3.65			
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby		4.37		
Lauraceae	<i>Nectandra mollis</i> (Kunth) Nees		2.66		
	<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer	6.51			
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	1.90			
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.		0.47	5.00	6.70
	<i>Luehea divaricata</i> Mart.	4.97			
	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	7.95			
Melastomataceae	<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.	4.16	1.75	7.39	12.53
	<i>Tibouchina mutabilis</i> (Vell.) Cogn.		3.36	2.9	2.06

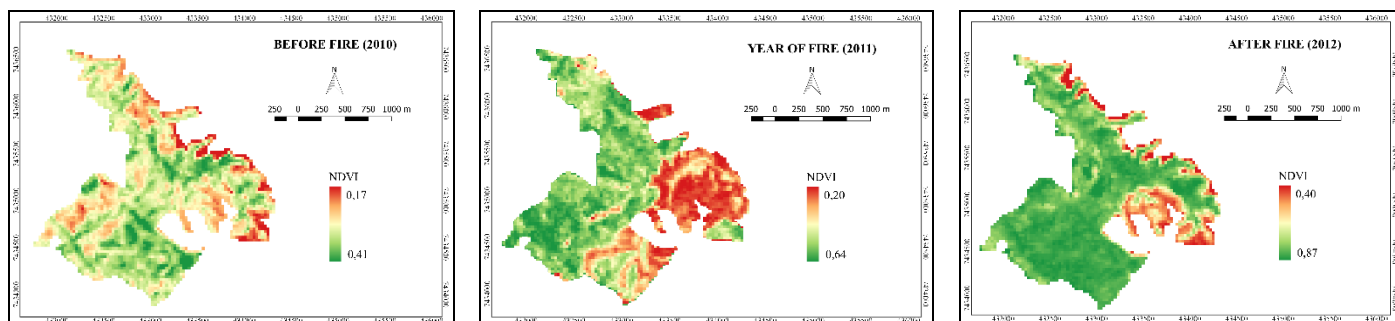
	<i>Miconia cabucu</i> Hoehne			4.13	7.75
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	4.50	8.92	0.91	1.57
Myrtaceae	<i>Campomanesia phaea</i> (O.Berg) Landrum		2.63		
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg		3.36		
	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine		4.65		
	<i>Psidium sartorianum</i> (O.Berg) Nied.	2.71			
	<i>Plinia edulis</i> (Vell.) Sobral		1.46		
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	1.85	4.81		
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.			3.40	5.70
	<i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.			3.37	7.22
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	2.53			1.84
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	3.30		2.03	4.41

TABLE 4. Results of the generalized linear models (GLM) of the taxonomic and structure variables and the community-weighted mean (CWM) of vegetative and reproductive traits in the four sites (two unburned and two burned). B = burned site; U = unburned site in Paraíba do Sul river basin, Southeast Atlantic Forest biome, Brazil. Data were averaged between the two sites per fire regime. Values in bold indicate statistical differences ($p < 0.05$) between sites. CWM height was considered significant as the p-value was close to 0.05.

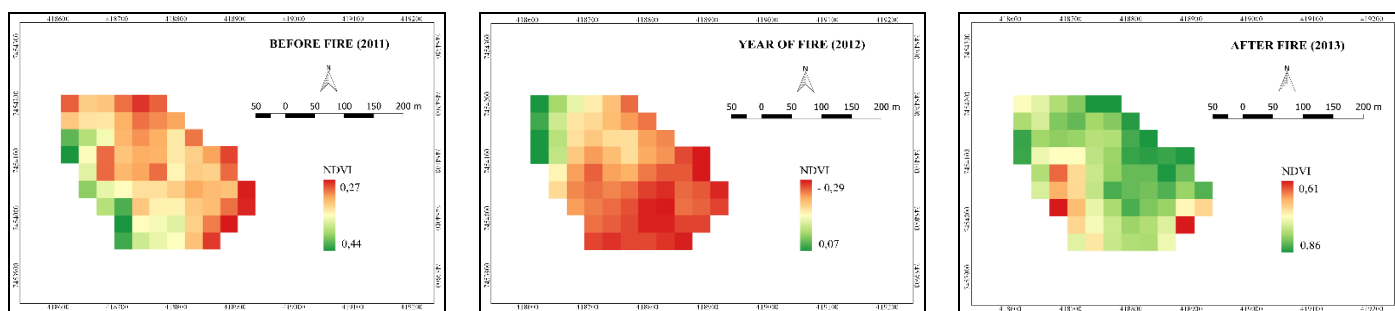
variables	burned	unburned	(B-U)/B %	R ²	p-value
Richness	17	21	-23.53	0.912	0.030
Fischer	4.98	7.25	-45.58	0.693	0.108
Density	1617.31	1889.58	-16.83	-0.283	0.620
Basal area	8.15	7.38	9.45	-0.491	0.924
CWM height	14.88	21.47	-44.29	0.845	0.053
CWM leaf length	22.87	21.08	7.83	-0.215	0.564
CWM wood density	0.59	0.68	-15.25	0.962	0.013
CWM deciduousness	0.49	0.41	16.33	-0.129	0.503
CWM dispersal mode	0.41	0.29	29.27	0.506	0.181
CWM shadow tolerance	0.18	0.51	-183.33	0.495	0.185

Supplementary Material

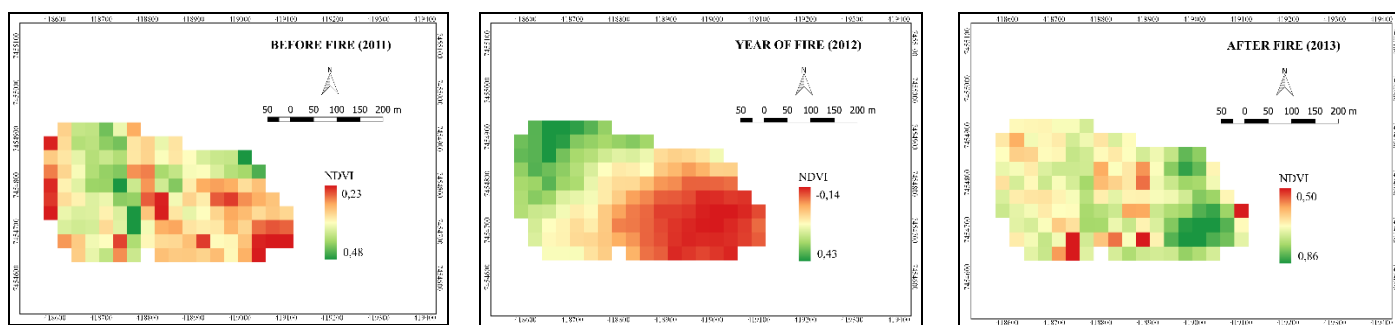
Fragment 1 (Caçapava)



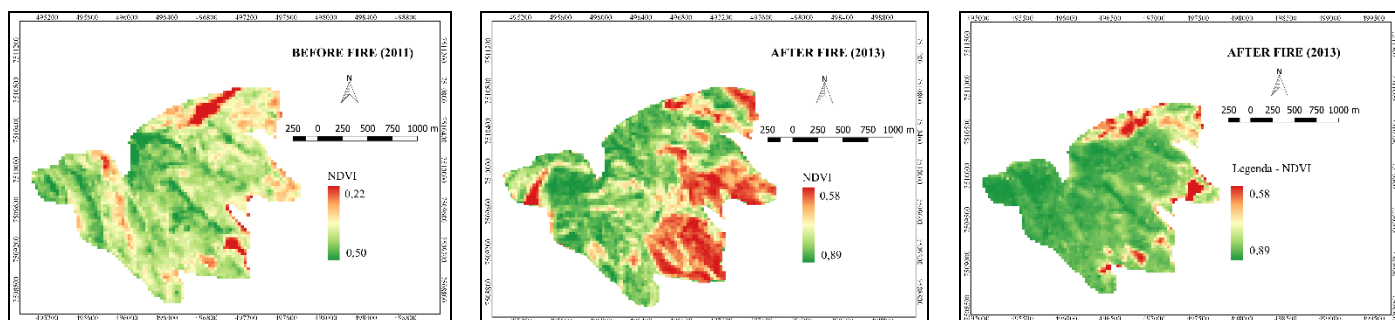
Fragment 2 (Caçapava)



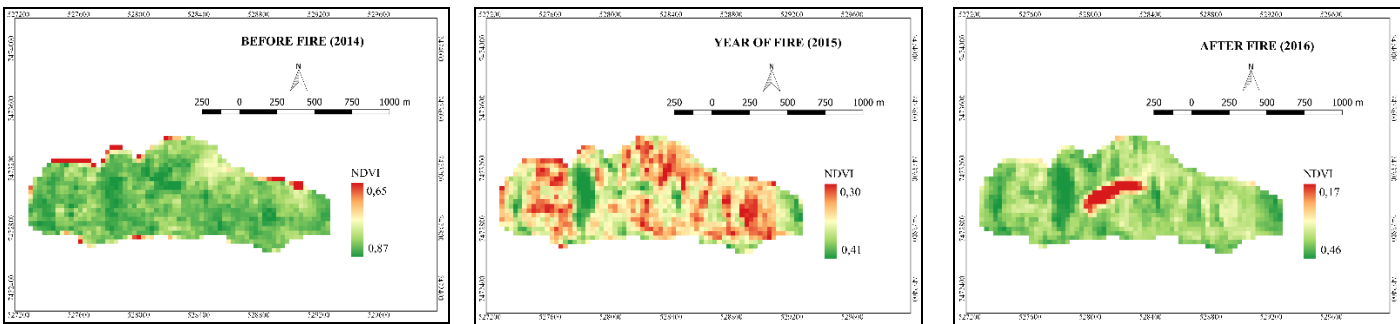
Fragment 3 (Caçapava)



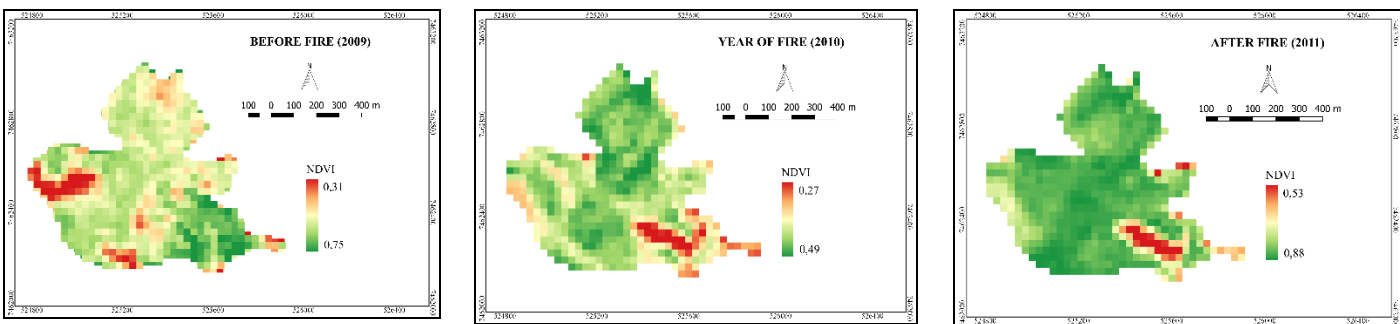
Fragment 4 (Cruzeiro)



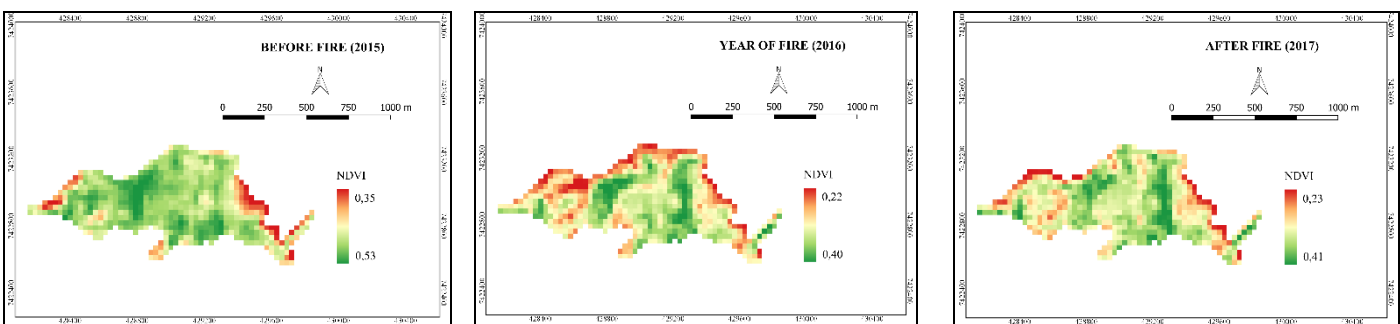
Fragment 5 (Cunha)



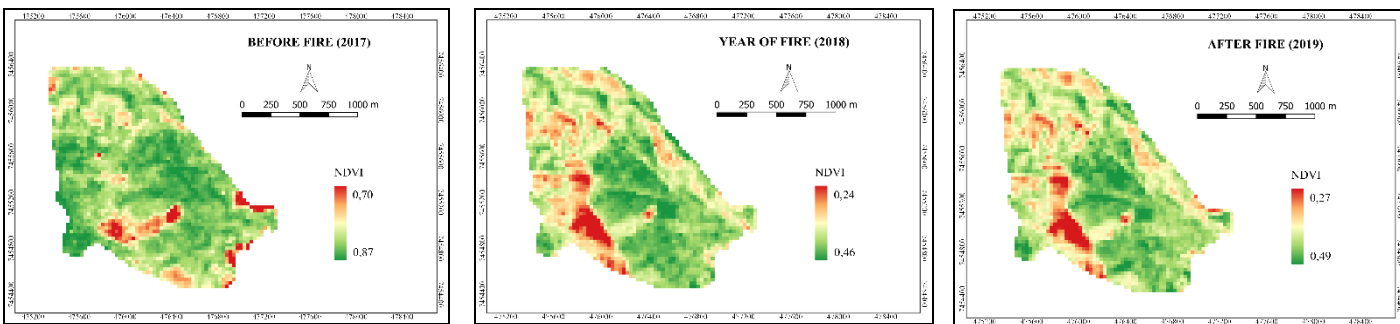
Fragment 6 (Cunha)



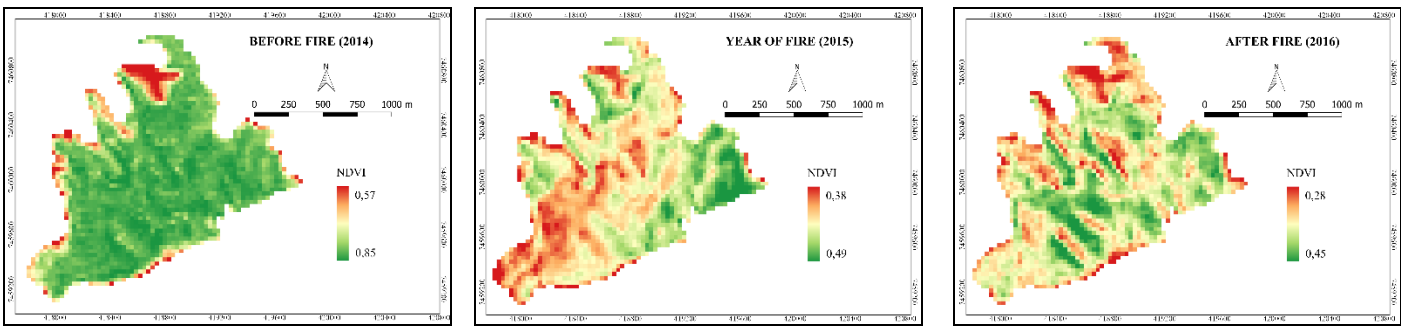
Fragment 7 (Jambeiro)



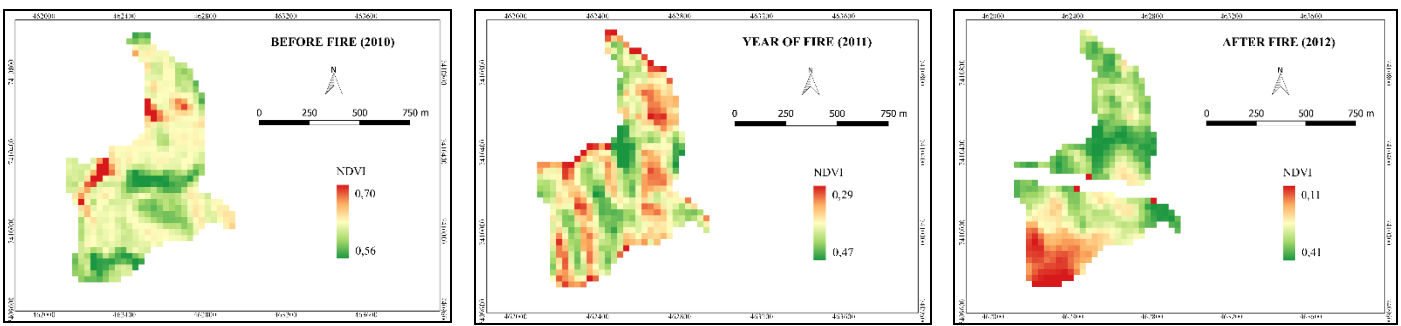
Fragment 8 (Lagoinha)



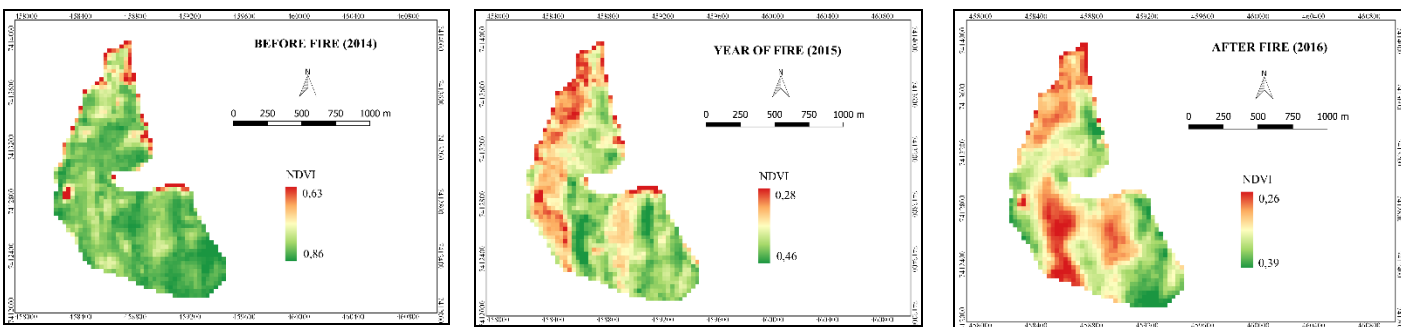
Fragment 9 (Monteiro Lobato)



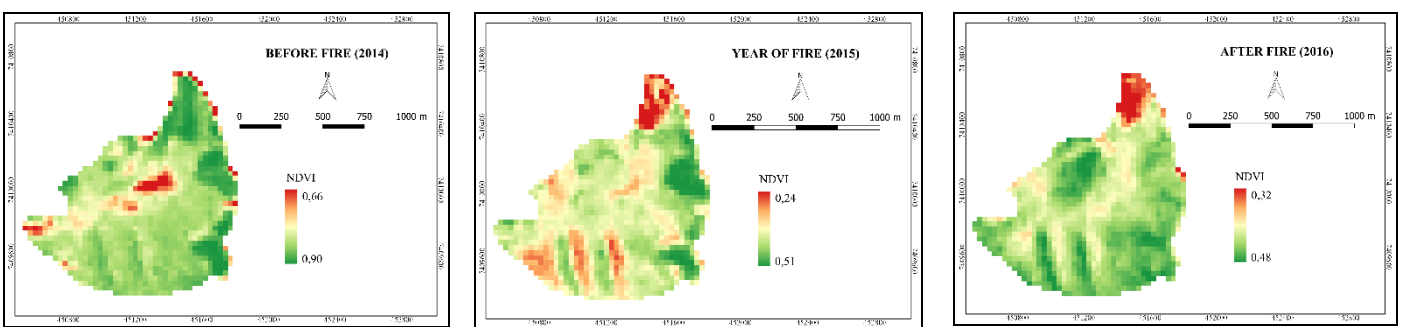
Fragment 10 (Natividade da Serra)



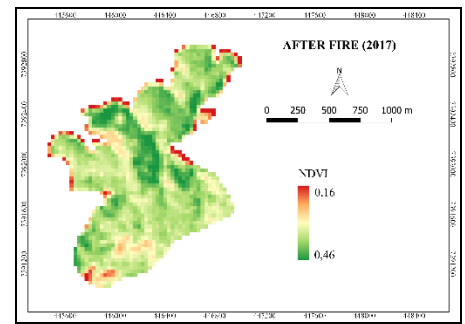
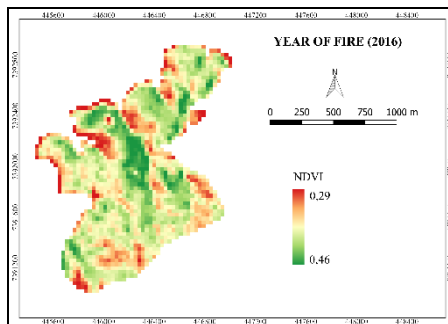
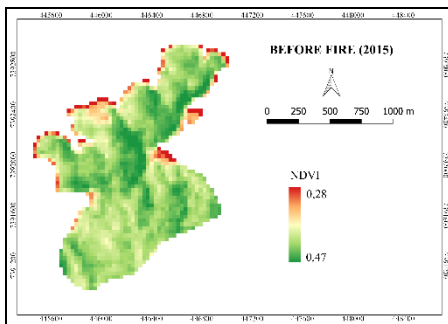
Fragment 11 (Natividade da Serra)



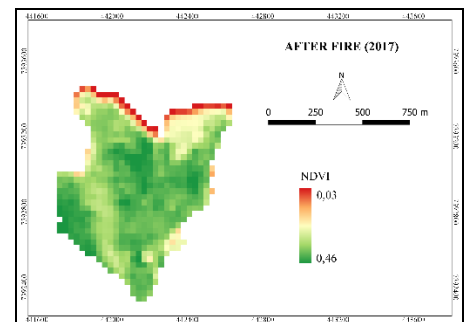
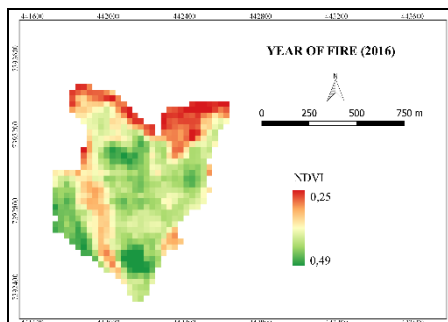
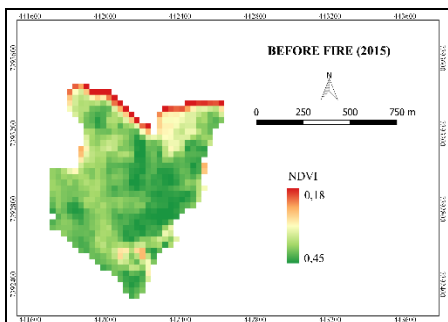
Fragment 12 (Natividade da Serra)



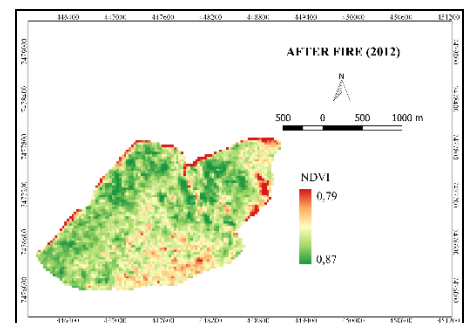
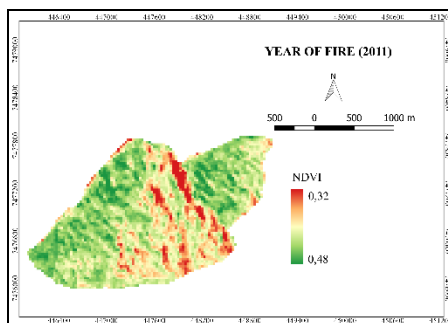
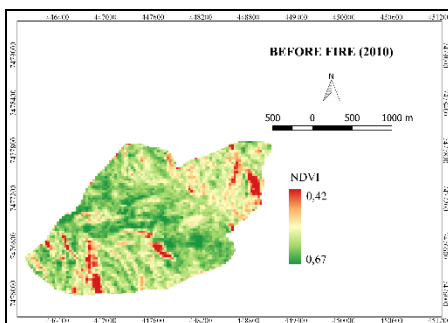
Fragment 13 (Paraibuna)



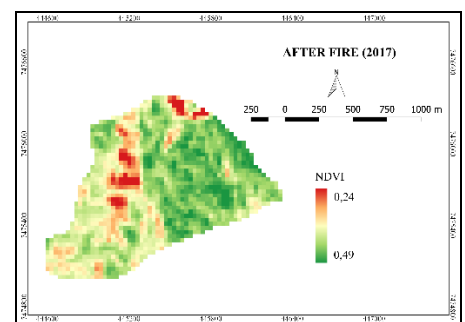
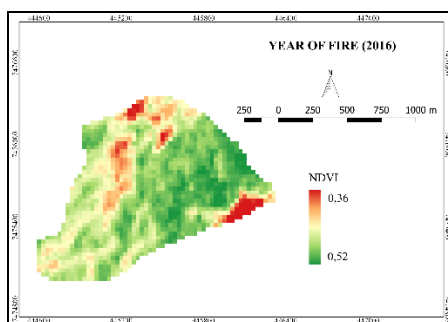
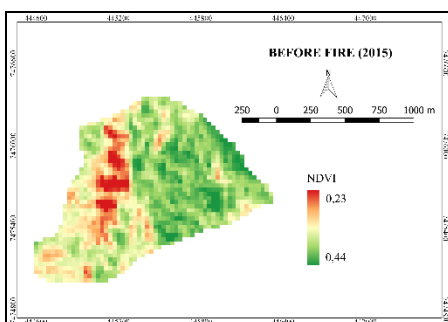
Fragment 14 (Paraibuna)



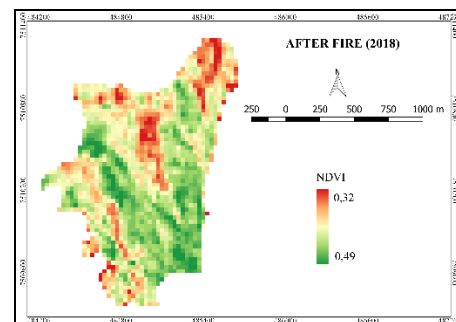
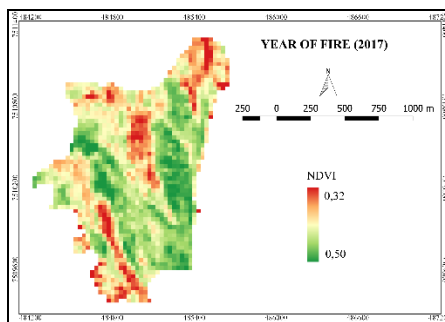
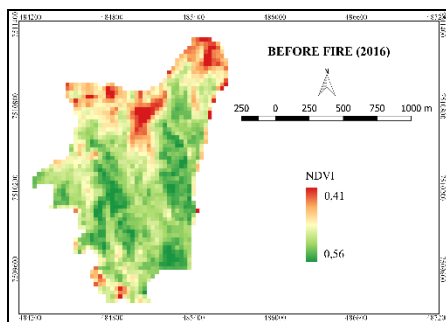
Fragment 15 (Pindamonhangaba)



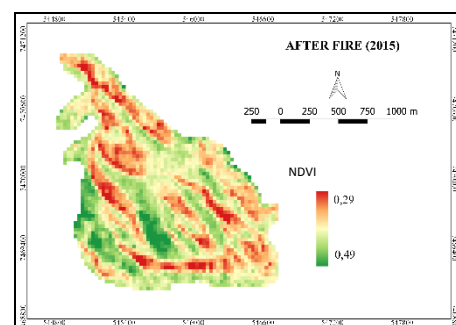
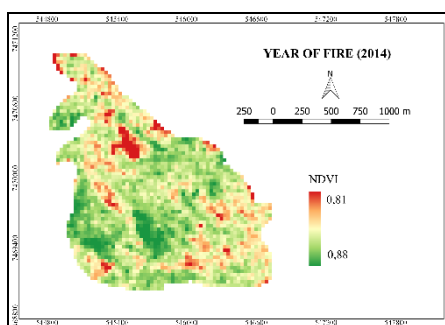
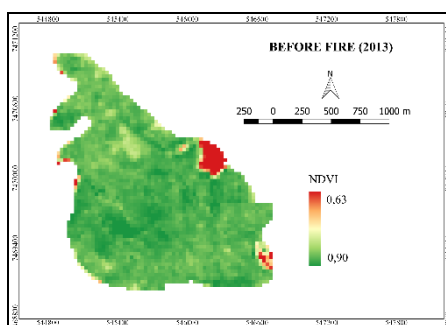
Fragment 16 (Pindamonhangaba)



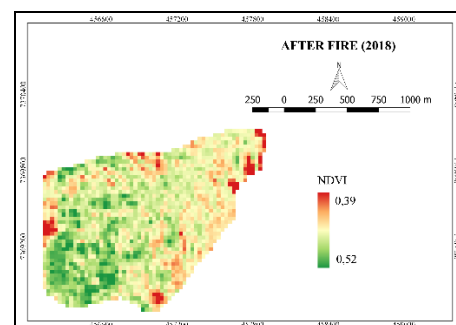
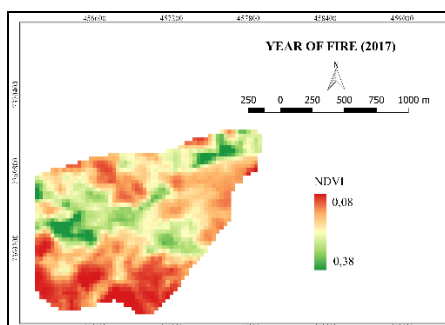
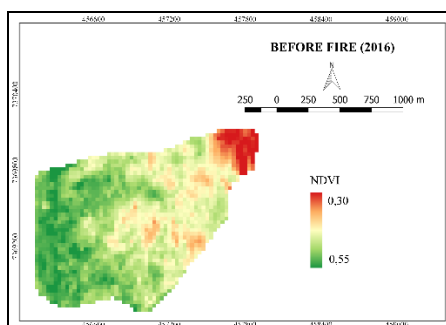
Fragment 17 (Piquete)



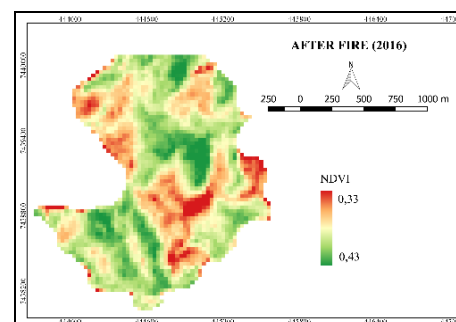
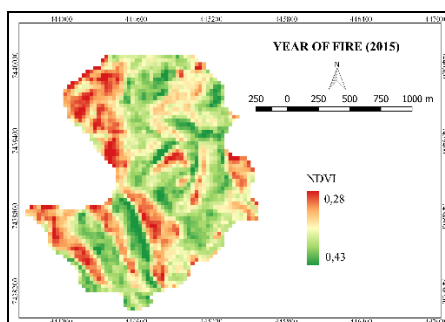
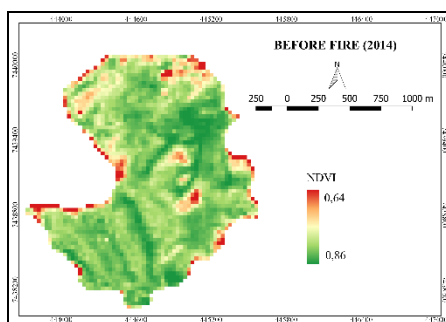
Fragment 18 (São José do Barrero)



Fragment 19 (São Sebastião)



Fragment 20 (Taubaté)



3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Pode-se concluir com a análise NDVI que a passagem do fogo ocasionou a diminuição da vegetação nos fragmentos florestais estudados e que um ano após este evento a vegetação voltou a se reestabelecer, mas sem ainda atingir o padrão existente um ano anterior ao fogo. A análise dos valores de reflectância da série de imagens NDVI, derivada de imagens Landsat, foi capaz de captar tais alterações ocorridas no período de estudo.

No entanto, através dos resultados dos levantamentos florísticos observamos significativas diferenças na estrutura e composição de fragmentos queimados e não queimados, principalmente nos parâmetros de biodiversidade; além de redução de métricas de diversidade funcional e densidade de madeira para estes ambientes atingidos por incêndios, dados estes encontrados na literatura científica.

Deste modo, perturbações frequentes por fogo e em maiores escalas podem alterar severamente a composição e estrutura dos fragmentos de Mata Atlântica e seu controle pode ser uma medida fundamental para auxiliar no processo de regeneração natural e restauração ecológica.

REFERÊNCIAS

- AB'SÁBER, A. N. The natural organization of Brazilian inter-and subtropical landscapes. **Revista do Instituto Geológico**, v. 21, n. 1–2, p. 57–70, 2000.
- ALENCAR, A. A.; BRANDO, P. M.; ASNER, G. P.; PUTZ, F. E. Landscape fragmentation, severe drought, and the new Amazon forest fire regime. **Ecological Applications**, v. 25, n. 6, p. 1493-1505, 2015.
- ANDERSON, Y. Análise preditiva de ocorrência de incêndios no bioma Amazônico do Maranhão. **Geo Textos**, v. 14, n. 2, p. 185-211, 2015
- ARAGÃO, L. E. O. C.; ANDERSON, L. O.; FONSECA, M. G.; ROSAN, T. M.; VEDOVATO, L. B.; WAGNER, F. H.; SILVA, C. V. J.; JUNIOR, C. H. L.; ARAI, E.; AGUIAR, A. P.; BARLOW, J.; BERENGUER, E.; DEETER, M.; DOMINGUES, L. G.; GATTI, L.; GLOOR, M.; MALHI, Y.; MARENGO, J. A.; MILLER, J. B.; PHILLIPS, O. L.; SAATCHI, S. Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. **Nature Communications**, v. 2, n. 536, p. 178-201, 2018.
- BANNARI, A.; MORIN, D.; BNN, F.; HUETE, A. R. A review of vegetation indices. **Remote Sensing Review**, v. 13, n. 1, p. 95-120, 1995.
- BARBOSA, R. I.; FEARNSTIDE, P. M. Incêndios na Amazônia brasileira: estimativa da emissão de gases do efeito estufa pela queima de diferentes ecossistemas de Roraima na passagem do evento “El Niño” (1997-1998). **Acta Amazônica**, v. 29, n. 4, p. 513-534, 1999.
- BARLOW, J. Fire scars on Amazonian trees: exploring the cryptic fire history of the ilha de Maraca. **Biotropica**, v. 42, n. 4, p. 405-409, 2010.
- BENNETT, M.; FITZGERALD, S. A.; PARKER, B.; MAIN, M. L.; PERLEBERG, A., SCHNEPF, C.; MAHONEY, R. L. Reducing fire risk on your forest property. **Pacific Northwest Extension**, p. 41, 2010.
- BRANCALION, P. H. S.; NIAMIR, A.; BROADBENT, E.; CROUZEILLES, R.; BARROS, F. S. M.; ALMEYDA, Z. A. M.; BACCINI, A.; ARONSON, J.; GOETZ, S.; REID, J. L.; STRASSBURG, B. B. N.; WILSON, S.; CHAZDON, R. L. Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. **Science Advances**, p. 3223, 2019.
- BRANDO, P. M.; NEPSTAD, D. C.; BALCH, J. K.; BOLKER, B.; CHRISTMAN, M. C.; COE, M.; PUTZ, F. E. Fire-induced tree mortality in a neotropical forest: the roles of bark traits, tree size, wood density and fire behavior. **Global Change Biology**, v. 18, p. 630–641, 2012.
- BRASIL. Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. **Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do bioma Mata Atlântica, e dá outras providências**. Brasília, DF, 2006.

COCHRANE, M. A.; MARBER, C. P. Climate change, human land use and future fires in the Amazon. **Global Change Biology**, v. 15, p. 601-612, 2009.

CORDEIRO, S. A.; SOUZA, C. C.; MENDOZA, Z. M. S. H. Florestas brasileiras e as mudanças climáticas. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, v. 5, p. 58, 2008.

DEVIDE, A. C. P.; CASTRO, C. M.; RIBEIRO, R. L. D.; ABBOD, A. C. S.; PEREIRA, M. G.; RUMJANEK, N. G. História ambiental do Vale do Paraíba. **Revista Biociências**, v. 20, p. 12-29, 2014.

FARIA, B. L. Current and future patterns of fire-induced forest degradation in Amazonia. **Environmental Research Letters**, v. 12, p. 950, 2017.

FEARNSIDE, P. Tropical deforestation and global warming. **Science**, v. 312, n. 5777, p. 1137, 2006.

FIDELIS, A.; PIVELLO, V. R. Deve-se usar o fogo como instrumento de manejo no Cerrado e Campos Sulinos? **Biodiversidade Brasileira**, v. 1, n. 2, p. 12-25, 2011.

FIGUEIREDO, D. **Conceitos básicos de sensoriamento remoto**. Brasília: Campanha Nacional de Abastecimento, 2005.

FERNANDES, P. M.; BOTELHO, H. S. A review of prescribed burning effectiveness in fire hazard reduction. **International Journal of Wildland Fire**, v.12, n. 2, p. 117-128, 2003.

FLORES, B. M.; FAGOAGA, R.; NELSON, B. W.; HOLMGREN, M.; BARLOW, J. Repeated fires trap Amazonian blackwater floodplains in an open vegetation state. **Journal of Applied Ecology**, v. 53, p. 1597-1603, 2016.

GUEDES, B. J.; MASSI, K. G.; EVERS, C.; NIELSEN-PINCUS, M. Vulnerability of small forest patches to fire in the Paraíba do Sul river Valley, southeast Brazil: implications for restoration of the Atlantic Forest biome. **Forest Ecology and Management**, v. 465, p. 118095, 2020.

HOFFMANN, W. A.; FRANCO, A. C. Comparative growth analysis of tropical forest and savanna woody plants using phylogenetically independent contrasts. **Journal of Ecology**, v. 91, p. 475-484, 2003.

HOFFMANN, W. A.; LUCATELLI, V. M. P. C.; SILVA, F. J.; AZEVEDO, I. N. C.; MARINHO, M. D. S.; ALBUQUERQUE, A. M. S.; LOPES, A. D. O.; MOREIRA, S. P. Impact of the invasive alien grass *Melinis minutiflora* at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. **Diversity Distributions**, v. 10, p. 99-103, 2004.

HOFMANN, S.G.; ASNAANI, A.; VONK, I. J.; SAWYER, A.T.; FANG, A. The efficacy of cognitive behavioral therapy: a review of meta-analyses. **Cognitive Therapy and Research**, n. 1, v. 36, p. 427-440, 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades**, 2017. Disponível em: <[https:// cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/sao-paulo/panorama](https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/sao-paulo/panorama)>. Acesso em: 11 ago. 2020.

ILIADIS, L. S. A. Decision support system applying an integrated fuzzy model for long-term forest fire risk estimation. **Environmental Modelling & Software**, v. 20 n. 5, p. 613-621, 2005.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Queimadas**, 2020. Disponível em: <<http://www3.inpe.br/queimadas/portal>>. Acesso em: 11 ago. 2020.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate change 2014: impactos, adaptation and vulnerability**, 2014. Disponível em: <<https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg2/>>. Acesso em: 15 ago. 2020.

JESUS, J. B.; KUPLICH, T. M. Applications of sar data to estimate forest biophysical variables in Brazil. **Cerne**, v. 26, n. 1, p. 88-97, 2020.

JOLLY, W. M.; COCHRANCE, M. A; FREEBORN, P. H; HOLDEN, Z. A.; BROWN, T. J.; WILLIAMSON, G. J.; BOWMAN, D. M. J. S. Climate-induced variations in global wildfire danger from 1979 to 2013. **Nature Communications**, v. 6, p. 7537, 2015.

KEELEY, J. E. Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. **International Journal of Wildland Fire**, v. 18, n. 1, p. 116-126, 2009.

LEHMANN, C. E. R.; ANDERSON, T. M.; SANKARAN, M.; HIGGINS, S. I.; ARCHIBALD, S.; HOFFMANN, W. A.; HANAN, N. P.; WILLIAMS, R. J.; FENSHAM, R. J.; FELFILI, J.; HUTLEY, L. B.; RATNAM, J.; JOSE, J. S.; MONTES, R.; FRANKLIN, D.; SMITH, J. R.; RYAN, C. M.; DURIGAN, G.; HIERNAUX, P.; HAIDAR, R.; BOWMAN, D. M. J. S.; BOND, W. J. Savanna vegetation-fire-climate relationships differ among continents. **Science**, v. 343, n. 6170, p. 548-552, 2014.

LENTILE, L. B.; HOLDEN, Z. A.; SMITH, A. M.; FALKOWSKI, M. J.; HUDAK, A. T.; MORGAN, P.; BENSON, N. C. Remote sensing techniques to assess active fire characteristics and post-fire effects. **International Journal of Wildland Fire**, v. 15, n. 3, p. 319-345, 2006.

LIU, W. T. H. **Aplicações de sensoriamento remoto**. Campo Grande: Uniderp, 2007.

MAGNAGO, L. F. S.; ROCHA, M. F.; MEYER, L.; MARTINS, S. V.; MEIRA, J. A. A. Microclimatic conditions at forest edges have significant impacts on vegetation structure in large Atlantic forest fragments. **Biodiversity Conservation**, v. 24, p. 2305-2318, 2015.

MAGURA, T.; LÖVEI, G. L.; TÓTHMÉRÉSZ, B. Edge responses are different in edges under natural versus anthropogenic influence: a meta-analysis using ground beetles. **Ecology and Evolution**, v. 7, n. 3, p. 1009-1017, 2017.

MARENGO, J. A. **Riscos das mudanças climáticas no Brasil**. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2011.

MASSI, K. G.; BIRD, M.; MARIMON, B. S.; MARIMON, B. H.; NOGUEIRA, D. S.; OLIVEIRA, E. A.; PHILLIPS, O. L.; QUESADA, A.; ANDRADE, A. S.; BRIENEN, J. W.; CAMARGO, J. L. C.; CHAVE, J.; CONRADO, H.; FERREIRA, L. V.; HIGUCHI, N.; LAURANCE, S. G.; LOVEJOY, T.; MALHI, Y.; MARTINEZ, R. V.; MONTEAGUDO, A.; ANNEILL, D.; PIETRO, A.; RAMÍREZ-ANGULO, H.; STEEGE, H.; VILANOVA, E.; FELDPAUSCH, T. R. Does soil pyrogenic carbon determine plant functional traits in Amazon basin forests? **Plant Ecology**, v. 218, p. 1047-1062, 2017.

MENEZES, G. S. C.; CAZETTA, E.; DODONOV, P. Vegetation structure across fire edges in a Neotropical rain forest. **Forest Ecology and Management**, v. 453, n. 5, p. 117587, 2019.

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologia de aplicações**. Viçosa: UFV, 2007.

NASCIMENTO, M. T.; FEFILI, J. M.; TEIXEIRA, A. O. F.; FONTES, M. A. L.; FRANÇA, J. T.; HAY, J.; GRIBEL, R. O grande incêndio de Roraima. **Ciência Hoje**, v. 27, n. 157, p. 26-43, 2000.

NEPSTAD, D. C.; VERISSIMO, A.; ALENCAR, A.; NOBRE, C.; LIMA, E.; LEFEBRE, P.; SCHLESINGER, P.; POTTER, C.; MOUTINHO, P.; MENDOZA, E.; COCHRANE, M.; BROOKS, V. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. **Nature**, v. 398, p. 505-508, 1999.

NOBRE, C.; ASSAD, E. D. Mudança ambiental no Brasil. **Scientific American Brasil**, n. 12, p. 70-75, 2005.

NOBRE, C. A.; NOBRE, A. D. O balanço de carbono da Amazônia brasileira. **Estudos Avançados**, v. 16, n. 45, p. 34-42, 2002.

NOBRE, C.; SELLERS, P.; SHUKLA, J. Amazonian deforestation and regional climate change. **Journal of Climate**, v. 4, p. 957-988, 1991.

NOVO, E. M. L. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. São Paulo: Edgard Blücher, 1992.

NUMATA, I.; SILVA, S. S.; COCHRANE, M. A.; D'OLIVEIRA, M. V. N. Fire and edge effects in a fragmented tropical forest landscape in the southwestern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 401, p. 135-146, 2017.

OLIVEIRA D.S.; BATISTA A. C.; SOARES R. V.; GRODZKI L.V. J. Zoneamento de risco de incêndios florestais para o estado do Paraná. **Floresta**, v. 34, n. 2, p. 217-221, 2004.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E. **Sensoriamento remoto no estudo da vegetação**. São José dos Campos: Parêntese, 2007.

RONQUIM, C. C.; COCHARSKI, T. C. D. **Uso e ocupação do solo no Vale do Paraíba**, 2015. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-publicacao/1065878/uso-e-ocupacao-do-solo-vale-do-paraiba-do-sul-2015>>. Acesso em 21 ago. 2020.

ROUSE, J. W.; HAAS, R. H.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W. Monitoring vegetation systems in the great plains with erts. **Earth Resources Technology Satellite**, Washington, v. 1, p. 309-317, 1973.

RUDEL, T. K.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; LAURANCE, W. F. Changing drivers of deforestation and new opportunities for conservation. **Conservation Biology**, v. 23, p. 1396-1405, 2009.

SALAZAR, L. F.; NOBRE, C. A.; OYAMA, M. D. Climate change consequences on the biome distribution in tropical South America. **Geophysical Research Letters**, v. 34, p. 9708, 2007.

SANSEVERO, J. B. B.; GARBINS, M. L.; SÁNCHEZ-TAPIA, A.; VALLADARES, F.; SCARANO, F. R. Fire drives abandoned pastures to a savanna-like state in the brazilian Atlantic Forest: perspectives in ecology and conservation. **Plant Ecology and Diversity**, v. 10, 2019.

SANTOS, J. F. C.; MENDONÇA, B. A. F.; ARAÚJO, E. J. G.; DELGADO, R. C.; GLERIANI, J. M. Potential areas for the formation of ecological corridors between remnants of Atlantic Forest. **Revista Árvore**, v. 40, n. 5, p. 803-813, 2016.

SÃO PAULO. Lei Estadual 10.547, DE 02 de maio de 2000. **Define procedimentos, proibições, estabelece regras de execução e medidas de precaução a serem obedecidas quando do emprego do fogo em práticas agrícolas, pastoris e florestais**. São Paulo, SP, 2000.

SILVA, R. F. B.; BATISTELLA, M.; MORAN, E. F. Socioeconomic changes and environmental policies as dimensions of regional land transitions in the Atlantic Forest, Brazil. **Environmental Science and Policy**, v. 74, n. 4, p. 14-22, 2017.

SILVERIO, D. V.; BRANDO, P. M.; BALCH, J. K.; PUTZ, F. E.; NEPSTAD, D. C.; OLIVEIRA-SANTOS, C.; BUSTAMANTE, M. M. C. Testing the Amazon savannization hypothesis: fire effects on invasion of a neotropical forest by native cerrado and exotic pasturegrasses. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, p. 368, 2013.

SOARES, R. V.; BATISTA, A. C. **Incêndios florestais: controle, efeito e uso do fogo**. Curitiba: FUPEF, 2007.

SOUZA, T. C. O. Spectral trend of vegetation with rainfall in events of El Niño southern oscillation for Atlantic Forest biome, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 11, p. 1-14, 2018.

STAAL, A.; VAN NES, E. H.; HANTSON, S.; HOLMGREN, M.; DEKKER, S. C.; PUEYO, S.; XU, C.; SCHEFFER, M. Resilience of tropical tree cover: the roles of climate, fire, and herbivory. **Global Change Biology**, v. 24, p. 5096-5109, 2018.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; PERES, C. A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328-2340, 2010.

TORRES, F. T. P.; ROQUE, M. P. B.; LIMA, G. S.; MARTINS, S. V. M.; FARIA, A. L. L. Mapeamento do risco de incêndios florestais utilizando técnicas de geoprocessamento. **Floresta e Ambiente, Seropédica**, v. 24, n. 1, p. 1 – 10, 2017.

UNITED NATIONS OFFICE FOR DASASTER RISK REDUCTION. **Sendai Framework for Disaster Risk Reduction 2015 – 2030**, 2015. Disponível em: <<https://www.undrr.org/publication/sendai-framework-disaster-risk-reduction-2015-2030>>. Acesso em: 15 jul. 2020.

VELDMAN, J. W.; PUTZ, F. E. Grass-dominated vegetation, not species-diversenatural savanna, replaces degraded tropical forests on the southern edge of the Amazon basin. **Biological Conservation**, v. 144, p. 419-429, 2011.

VELDMAN, J. W. Clarifying the confusion: old savannahs and tropical ecosystem degradation. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, 2012.

ZAITSEV, A. S.; GONGALSKY, K. B.; MALMSTRÖM, A.; PERSSON, T.; BENGTSSON, J. Why are forest fires generally neglected in soil fauna research? **Applied Soil Ecology**, v. 98, p. 261-71, 2016.

APÊNDICE A – Comprovante da submissão do Artigo

Fwd: Your manuscript submission - 741442

----- Forwarded message -----

De: **Frontiers In Forests And Global Change** <forestsandglobalchange.editorial.office@frontiersin.org>

Date: qua., 14 de jul. de 2021 às 13:25

Subject: Your manuscript submission - 741442

To: KLÉCIA MASSI <klecia.massi@unesp.br>

Dear Dr MASSI

We are pleased to inform you that we have received the manuscript "ASSESSING FIRE EFFECTS ON SOUTHEAST ATLANTIC FOREST BIOME THROUGH A SPATIAL AND FUNCTIONAL APPROACH" to be considered for publication in Frontiers in Forests and Global Change, section Tropical Forests.

You can access the review forum and track the progress of your manuscript using the following link:

<https://www.frontiersin.org/Journal/MySubmission.aspx?stage=100>

Your manuscript is now in the initial validation stage to determine its suitability for peer review. Should your manuscript be sent out for peer review, you will receive a notification once we receive the reports from reviewers and the interactive review forum is activated. You will then be able to read the review reports and exchange directly with the reviewers in the interactive review forum as well as submit a revised manuscript, if appropriate. If the required number of reviewers endorse your manuscript in the Independent Review stage, their tabs will be closed and the manuscript will be forwarded to the Review Finalized stage, where you will be able to interact with the handling editor via the Editor tab.

--

Best regards,

Your Frontiers in Forests and Global Change

Frontiers | Editorial Office - Collaborative Peer Review Team

www.frontiersin.org | twitter.com/Frontiersin

12 Moorgate

London EC2R 6DA – United Kingdom | Office T 41 21 510 1793