

SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
CAMPUS DE NOVA XAVANTINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

**DISTÚRBIOS COMPOSTOS: COMO AS QUEIMADAS E FATORES
CLIMÁTICOS AFETAM AS FLORESTAS NA BORDA SUL DA
AMAZÔNIA?**

Eduardo Queiroz Marques

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso - *Campus* de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ecologia e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Monteiro Brando
Coorientador: Prof. Dr. Divino Vicente Silvério

Nova Xavantina-MT
Abril de 2023

SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
CAMPUS DE NOVA XAVANTINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

**DISTÚRBIOS COMPOSTOS: COMO AS QUEIMADAS E FATORES
CLIMÁTICOS AFETAM AS FLORESTAS NA BORDA SUL DA
AMAZÔNIA?**

Eduardo Queiroz Marques

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso - *Campus* de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ecologia e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Monteiro Brando
Coorientador: Prof. Dr. Divino Vicente Silvério

Nova Xavantina-MT
Abril de 2023

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) e do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

This study was partially funded by CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, Brazilian Ministry of Education) and CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, Brazilian Ministry of Science, Technology and Innovation).

FICHA CATALOGRÁFICA

Walter Clayton de Oliveira CRB 1/2049

M357d	MARQUES, Eduardo Queiroz. Distúrbios Compostos: Como as Queimadas e Fatores Climáticos Afetam as Florestas na Borda Sul da Amazônia? / Eduardo Queiroz Marques – Nova Xavantina, 2023. 93 f.; 30 cm. (ilustrações) Il. color. (sim) Trabalho de Conclusão de Curso (Tese/Doutorado) – Curso de Pós-graduação Stricto Sensu (Doutorado) Ecologia e Conservação, Faculdade de Ciências Agrárias Biológicas e Sociais Aplicadas, Câmpus de Nova Xavantina, Universidade do Estado de Mato Grosso, 2023. Orientador: Paulo Monteiro Brando Coorientador: Divino Vicente Silvério 1. Degradação Florestal Composta. 2. Incêndios Florestais. 3. Extremos Climáticos. 4. Landsat. 5. Hyperion. I. Eduardo Queiroz Marques. II. Distúrbios Compostos: Como as Queimadas e Fatores Climáticos Afetam as Florestas na Borda Sul da Amazônia?: . CDU 502
-------	--

TERMO DE APROVAÇÃO

DISTÚRBIOS COMPOSTOS: COMO AS QUEIMADAS E FATORES CLIMÁTICOS AFETAM AS FLORESTAS NA BORDA SUL DA AMAZÔNIA?

Eduardo Queiroz Marques

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso - *Campus* de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ecologia e Conservação.

Aprovado em **15 de maio** de **2023**.

Banca Examinadora:

Participação de forma virtual

Prof. Dr. Paulo Monteiro Brando (Orientador)
Universidade de Yale

Participação de forma virtual

Prof. Dr. Ricardo Dal'Agnol da Silva (Membro titular-Externo)
Universidade da Califórnia, Los Angeles

Participação de forma virtual

Profa. Dra. Ane Auxiliadora Costa Alencar (Membro titular-Externo)
Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia

Participação de forma virtual

Prof. Dr. David R. Galbraith (Membro titular-Interno)
Universidade de Leeds

Participação de forma virtual

Prof. Dr. Immaculada Oliveras Menor (Membro titular-Interno)
Institut de Recherche pour le Développement

Prof. Dr. Eddie Lenza de Oliveira (Membro suplente-Interno)
Universidade do Estado de Mato Grosso

Profa. Dra. Leticia Gomes da Silva (Membro suplente-Interno)
Instituto Tecnológico Vale

Profa. Dra. Sonaira Souza da Silva (Membro suplente-Externo)
Universidade Federal do Acre

Aos meus pais, Simoni e Vilmar, dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Universidade do Estado de Mato Grosso e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação (Nova Xavantina-MT) pela estrutura e suporte durante o doutorado. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) pela concessão da bolsa de estudo por quase todo o período do doutorado e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pela concessão da bolsa de estudo no exterior.

Quero expressar minha profunda gratidão ao meu orientador Paulo Monteiro Brando e ao meu coorientador Divino Vicente Silvério, pelo necessário ensinamento, ideias, dedicação, paciência, correções e orientações para melhorar meu trabalho. Aprendi muito com vocês! Muito obrigado!

Também Agradeço a todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação que me proporcionaram os ensinamentos e conhecimentos necessários durante as disciplinas.

Agradeço imensamente a toda equipe do IPAM, em especial o do IPAM de Canarana: Maria Lúcia Nascimento, Darlisson Nunes da Costa, Raimundo Mota Quintino, Ebis Pinheiro Nascimento, Sebastião Aviz Nascimento, Sandro Rocha Pereira, Mere Cristina Maestri e Antônio Carlos Silveiro da Silva por toda amizade, suporte e pelos inesquecíveis momentos de descontração na Tanguro. Também gostaria de agradecer aos incríveis gêmeos Leonardo Maracahipes e Leandro Maracahipes por todo o suporte em coleta de dados, discussões científicas, orientações em momentos de dúvida e pela amizade. Em especial eu gostaria de agradecer Ludmila Rattis pela longa amizade, por todo suporte que me deu em meus momentos mais difíceis da vida acadêmica e pessoal. Sem sua amizade eu não chegaria até aqui, muito obrigado!

Também agradeço a todos do laboratório de Ecologia de Transições: Professor Eddie, Daielle, Denis e Arthur pelo suporte e espaço que me cederam no LECOT desde a pandemia de COVID-19, por terem me aturado lendo cada paragrafo que escrevia para que dessem suas sugestões e pela amizade.

Também sou imensamente grato ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais pelo suporte científico e técnico especializado. Ao Lênio Galvão e Luiz Aragão pela grande ajuda e orientação com os dados multiespectrais e hiperespectrais — obrigado por compartilhar sua experiência.

Ao Eidgenössische Technische Hochschule Zürich (ETHZ) e Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ) pelo suporte científico e técnico especializado. A Sonia I. Seneviratne, Jakob Zscheischler e equipe e ao Daniel Marra, pelo suporte e discussões tão necessárias para o avanço de meu segundo capítulo. Em especial a Andreia Ribeiro pela grande ajuda técnica com os dados climáticos do ERA5 — obrigado por compartilhar sua experiência e amizade.

A todos os amigos que me deram suporte direto e indireto nesses últimos quatro anos. Aos amigos de Nova Xavantina: Gaspar, Júlio Miguel, João, Leandro Brasil e Duda, pelos momentos de descontração e pela amizade. Aos amigos espalhados pelo Brasil: James Dean, Jefferson, Ana Clara, Facundo, Marcos e Fabio, obrigado pelo suporte e longas conversas. Aos amigos que fiz no período do doutorado sanduiche: Ryan, Fulden, Andreia, André, Masooma, Felix, Ahmed, Peter, Mohit, Lily, Sifang, Shijie e Emanuelle, obrigado por toda ajuda, momentos de descontração e por fazerem eu me sentir em casa mesmo tão distante do Brasil.

Em especial gostaria de agradecer a Bianca Rebelatto, minha grande amiga de longa data, pela amizade indispensável, por ter dado um suporte extremamente necessário para que eu chegasse ao final desse doutorado, por todos os momentos de descontração e por toda a ajuda que me deu em todas as etapas da construção dessa tese — sua ajuda foi imensurável, muito obrigado!

Agradeço também à minha família, em especial aos meus pais, Simoni e Vilmar. A minha irmã Ana Paula e ao meu sobrinho Heitor, que se fizeram presentes, mesmo com a distância.

Sumário

DISTÚRBIOS COMPOSTOS: COMO AS QUEIMADAS E FATORES CLIMÁTICOS AFETAM AS FLORESTAS NA BORDA SUL DA AMAZÔNIA?.....	xi
1. Introdução Geral	1
2. Referencias Bibliográficas	5

CAPÍTULO 1 – SENSIBILIDADE DE ÍNDICES DE VEGETAÇÃO HIPERESPECTRAIS E MULTIESPECTRAIS NA DETECÇÃO DA DEGRADAÇÃO FLORESTAL ASSOCIADA A INCÊNDIOS NO SUL NA AMAZÔNIA.....

1. Introdução.....	12
2. Material e métodos.....	14
2.1. Área de Estudo.....	14
2.2. Serie temporal das imagens de satélite.....	15
2.2.1. <i>Landsat</i> e VIs.....	15
2.2.2. <i>Hyperion</i> /EO-1 and VIs.....	16
2.3. Dados de campo	18
2.4. Análises de dados.....	19
3. Resultados.....	21
3.1. Mudanças espectrais da vegetação detectadas pelos VIs multiespectrais	21
3.2. Contribuição das imagens hiperespectrais para detecção da degradação florestal	23
3.2.1. Principais mudanças da vegetação detectadas pelos índices de vegetação hiperespectrais	25
3.2.2. Correlação entre os VIs hiperespectrais e multiespectrais	28
3.3. Mudanças estruturais da floresta associadas aos incêndios.....	29
4. Discussão	31
4.1. Principais mudanças espectrais da vegetação detectadas pelo <i>Landsat</i> no mapeamento de degradação florestal associada a incêndios	32
4.2. Ampliando a capacidade de mapeamento e entendimento da degradação florestal através do uso de imagens de alta resolução espectral	33
4.3. Regeneração e mudanças estruturais da floresta associadas aos incêndios.....	35
5. Considerações finais.....	37
6. Referências bibliográficas	37
7. Material suplementar.....	45

CAPÍTULO 2 – CARACTERIZANDO OS EXTREMOS CLIMÁTICOS COMPOSTOS DE VENTO E PRECIPITAÇÃO E SUAS IMPLICAÇÕES PARA AS FLORESTAS DO SUL DA AMAZÔNIA.....

1. Introdução.....	51
2. Material e métodos.....	53
2.1. Área de estudo.....	53
2.2. Dados de precipitação e velocidade vento.....	54
2.3. Dados de elevação do terreno e de Altura da vegetação florestal.....	55
2.4. Métodos estatísticos	55
2.4.1. Calculando a probabilidade de extremos de vento associados a tempestades	55
2.4.2. Caracterizando a janela espaço-temporal ótima.....	56
2.4.3. Calculando a relação da frequência de extremos de vento com a estrutura florestal.....	57
3. Resultados.....	59

3.1. Observações em campo e com dados de reanálise de extremos compostos de vento e precipitação em escala local	59
3.2. Estrutura regional de extremos compostos de precipitação e rajadas de vento	62
3.3. Frequência de extremos univariados de vento e seus efeitos na estrutura florestal	66
4. Discussão	69
4.1. Probabilidade e estrutura dos extremos climáticos bivariados de precipitação e velocidade do vento	69
4.2. Frequência de extremos univariados de velocidade de vento.....	71
4.3. Implicações ecológicas de distúrbios causados por tempestades de vento	72
5. Conclusões.....	73
6. Referencias bibliográficas	74
CONSIDERAÇÕES FINAIS	81

DISTÚRBIOS COMPOSTOS: COMO AS QUEIMADAS E FATORES CLIMÁTICOS AFETAM AS FLORESTAS NA BORDA SUL DA AMAZÔNIA?

RESUMO GERAL

Diversos distúrbios podem degradar florestas como, por exemplo, secas prolongadas, eventos de fogo e tempestades com ventos de alta velocidade. As secas contribuem para o estresse hídrico que, quando não mata a vegetação, facilita a presença do fogo, e que, com as tempestades, as chances de mortalidade de árvores por quebra ou desenraizamento aumentam. Com o avanço das mudanças climáticas esses distúrbios ficam cada vez mais frequentes e intensos, e, em geral, eles podem ocorrer de maneira composta, como por exemplo: seca e fogo, ventos extremos e fogo, e ventos extremos e chuvas torrenciais. Os eventos climáticos extremos têm atingido áreas cada vez maiores em florestas tropicais e aumentando a degradação já existente por outros fatores, o que torna desafiador o mapeamento e entendimento desses distúrbios dentro de um gradiente complexo de degradação. Neste sentido, ferramentas de sensoriamento remoto e dados climáticos espacialmente modelados se tornam ferramentas essenciais, podendo contribuir para o avanço no entendimento da dinâmica de degradação e recuperação florestal perante os diferentes distúrbios. Nesta tese, estudamos como imagens satélite multiespectrais e hiperespectrais detectam alterações causadas por degradação e recuperação florestal, através da detecção de mudanças na reflectância da vegetação durante e após distúrbios relacionados a incêndios florestais. Ainda, com base em dados climáticos históricos de reanálise modelados espacialmente, estudamos a ocorrência de tempestades de ventos extremos espacial e temporalmente, verificando seu efeito sobre as florestas amazônicas do Xingu.

Palavras-chave: degradação florestal composta, incêndios florestais, extremos climáticos, *Landsat*, *Hyperion*, ERA5

COMPOUND DISTURBANCE: HOW DO FIRE AND CLIMATE FACTORS AFFECT THE FORESTS ON THE SOUTHERN EDGE OF THE AMAZON?

ABSTRACT

Several disturbances can be the cause of forest degradation, such as prolonged droughts, fire events, and storms with high-speed winds. Droughts contribute to hydric stress that, when it does not kill the vegetation, facilitates the presence of fire, and with storms, the chances of tree mortality by breakage or uprooting increase. With the advance of climate change, these disturbances are becoming more frequent and intense, and, in general, they can occur in composite form, such as: drought and fire, extreme winds and fire, and extreme winds and torrential rains. Extreme weather events have increasingly affected larger areas in tropical forests and increased the degradation already existing due to other factors, which makes it challenging to map and understand these disturbances within a complex degradation gradient. In this sense, remote sensing tools and spatially modeled climate data become essential tools that can contribute to advance the understanding of the dynamics of forest degradation and recovery in the face of different disturbances. In this thesis, we study how multispectral and hyperspectral satellite images detect changes caused by forest degradation and recovery, by detecting changes in vegetation reflectance during and after disturbances related to forest fires. Also, based on spatially modeled historical reanalysis climate data, we study the occurrence of extreme wind storms spatially and temporally, verifying their effect on the Amazonian forests of Xingu.

Keywords: composite forest degradation, forest fires, climate extremes, *Landsat*, *Hyperion*, ERA5.

1. Introdução Geral

A degradação da floresta pode ser definida como o processo de mudanças transitórias ou de longo prazo nas condições da floresta causadas por atividades antropogênicas (Lapola et al. 2023). Essas condições incluem alterações no armazenamento de carbono, na produtividade biológica, na composição de espécies, na estrutura da floresta, na umidade atmosférica local, ou no uso da floresta pelos humanos. Assim, os distúrbios antrópicos que ocasionam a degradação florestal ameaçam as condições futuras no equilíbrio do bioma amazônico, os meios de subsistência de seus habitantes e dos serviços ecossistêmicos (Qin et al., 2021). Para os distúrbios antrópicos, Lapola et al. (2023) identificaram os principais causadores da degradação da floresta amazônica: efeitos de borda em função do desmatamento e da fragmentação do habitat, a extração de madeira, os incêndios florestais e as secas extremas que tem sido intensificadas em decorrência das mudanças climáticas (Figura 1).

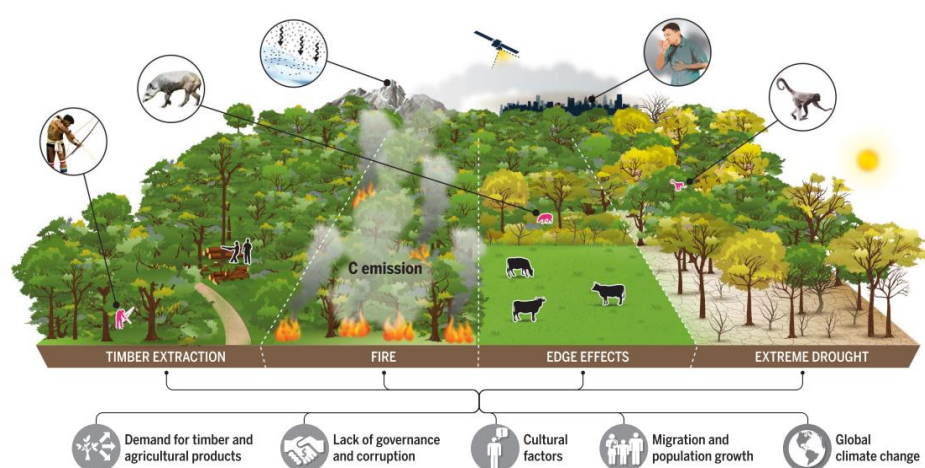


Figura 1: Visão geral dos processos dos principais distúrbios causadores da degradação florestal na Amazônia. Os processos (em cinza na parte inferior) estimulam distúrbios, como a extração de madeira, incêndio florestal, efeitos de borda e seca extrema que causam a degradação florestal na Amazônia. Os impactos (em vermelho e detalhes) podem ser locais e causam perdas de biodiversidade e afetam os meios de subsistência dos habitantes da floresta; ou remotos, por exemplo, com a fumaça afetando a saúde das pessoas nas cidades ou causando o derretimento das geleiras andinas devido à deposição de carbono estudado em toda a Amazônia usando dados e métodos de sensoriamento remoto. Fonte: (Lapola et al., 2023).

As mudanças climáticas desempenham um papel importante no processo de degradação florestal pela extração madeireira e pela incidência de fogo. Esse processo representa uma perda de 40% de carbono (Berenguer et al. 2014). Embora as florestas tropicais sejam resilientes aos distúrbios relacionados à seca, o aumento na sua frequência e intensidade pode promover a degradação severa das florestas tropicais (Brando et al., 2020). Esses fatores, aliado aos eventos de seca e a alta ocorrência de incêndios florestais (**Figura 2**), ocasionam consequências na perda da estrutura, da composição e das funções ecológicas florestais (Trumbore et al., 2015), além de drásticas reduções nos estoques de carbono nas últimas décadas (Brando et al., 2020).

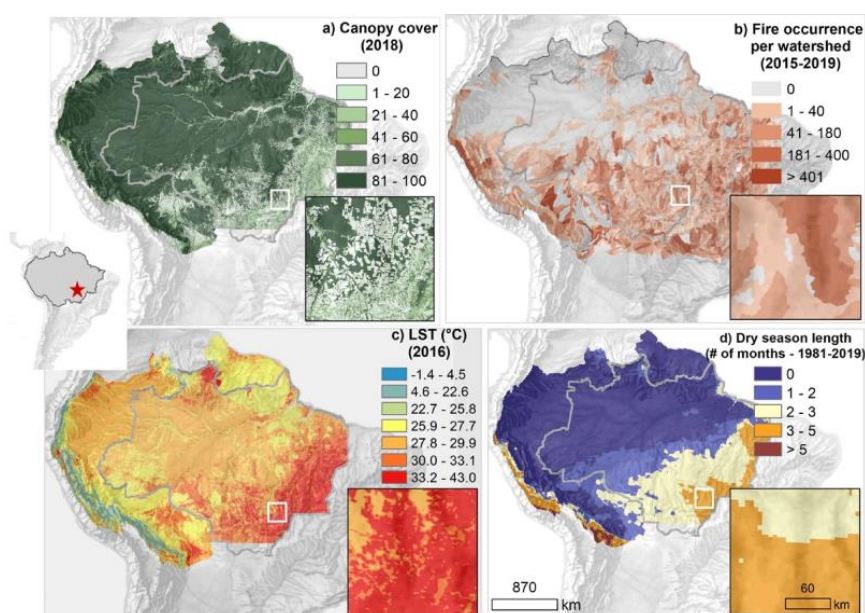


Figura 2: Processos que podem atuar na degradação de florestas tropicais de maneira independente ou composta. O desmatamento **(a)** pode criar bordas mais secas e inflamáveis, que por si já constituem um processo de liberação de carbono a ponto de deixar a floresta mais susceptível ao fogo e ao vento. O fogo **(b)**, que pode alterar a biomassa, a estrutura e a composição de espécies nas florestas tropicais, que consequentemente aumenta as chances de incêndios recorrentes e os danos causados no próximo evento de incêndio. Altas temperaturas **(c)** e o comprimento da estação seca **(d)**, que são fortes preditores de fogos catastróficos. Fonte: (Brando et al., 2020).

Essas reduções tem o potencial de transformar florestas tropicais de sumidouro para fonte de carbono (Brienen et al., 2015; Lewis et al., 2015; Trumbore et al., 2015), com consequências para o ciclo global de carbono (Brando et al., 2020). Consequentemente,

causará impactos na regulação florestal, como a estrutura, a composição e o funcionamento das florestas tropicais, nas próximas décadas (Feng et al., 2023; Lapola et al., 2023; Silvério et al., 2019; Trumbore et al., 2015), ocasionando importantes perdas na biodiversidade (Barlow et al., 2016), impactos sociais e econômicos (Lapola et al., 2023). Espera-se com tais impactos e acúmulo de gases de efeito estufa na atmosfera, um aumento na frequência e na intensidade de eventos extremos climáticos, tais como eventos de seca (Lewis et al., 2011), inundações (Espinoza et al., 2022; Marengo and Espinoza, 2016) e intensas ventanias (Espírito-Santo et al., 2014; Silvério et al., 2019) na região amazônica. Esses eventos podem ocorrer isoladamente ou concomitantemente a outros eventos, sendo denominados eventos compostos.

Estes eventos compostos, resultantes da interação complexa de múltiplas variáveis físicas interagindo em diversas escalas espaciais e temporais, são responsáveis por impactos relacionados com o clima (Zscheischler et al., 2020). Em uma revisão baseada em dados da literatura, Zscheischler et al. (2020) propuseram uma classificação de eventos compostos, distinguindo eventos pré-condicionados, multivariados, temporalmente composto e espacialmente composto (ver **Figura 3**). Essa classificação dos eventos compostos auxiliam na compreensão, na seleção de ferramentas de análise e na modelagem de tais eventos.

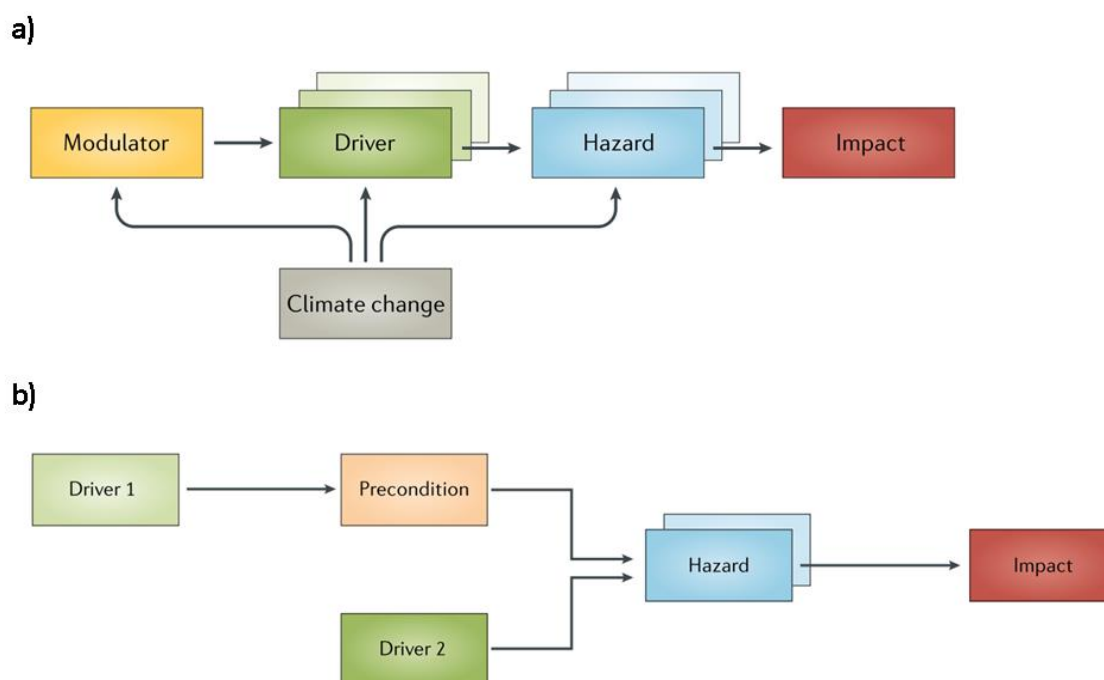


Figura 3: a) Visão geral dos elementos no domínio do clima e da meteorologia que constituem um evento composto por Zscheischler et al. (2020). Eventos compostos consistem

em vários fatores e eventos climáticos (ilustrados por caixas verde e azul) que potencialmente causam um impacto (caixa vermelha), e que podem ser modelados por fenômenos de larga escala como o El-Niño (caixa amarela). As mudanças climáticas podem afetar todos os elementos que contribuem para um evento composto (caixa cinzenta). **b)** Elementos chave de eventos pré-condicionados. A degradação prévia da floresta é um fator necessário para causar um impacto ou amplificar fortemente o impacto de tempestades de vento, em combinação com eventos de fogo desencadeados por condições climáticas quentes e secas. Fonte: (Zscheischler et al., 2020).

Desta forma, a sinergia entre as diferentes variáveis climáticas pode culminar na ocorrência de eventos compostos. Tempestades de vento (blowdowns) (Nelson et al., 1994) durante chuvas intensas estão dentre os eventos compostos mais comuns na região amazônica (Espírito-Santo et al., 2014; Silvério et al., 2019). Esses eventos podem causar a mortalidade de árvores e degradação florestal, especialmente quando eles impactam áreas de florestas sob efeitos antrópicos. Por exemplo, Silvério et al. (2019) observaram maior mortalidade de árvores em áreas queimadas e sob o efeito de borda, em comparação a florestas primárias. Além disso, o aumento na frequência de incêndios de grandes proporções na região amazônica (Aragão et al., 2018; Brando et al., 2014) está diretamente relacionado aos eventos extremos de seca registrados em 2005, 2007, 2010 e 2015 (Jiménez-Muñoz et al., 2016; Lewis et al., 2011). Assim, a sinergia entre eventos extremos climáticos e incêndios florestais causam estresse hídrico nas plantas e tornam a degradação florestal mais abrupta (Brando et al., 2014).

Portanto, a degradação florestal tem ocasionado cada vez mais distúrbios nas florestas tropicais devido às atividades humanas e às mudanças climáticas. Sendo que, esses distúrbios estão relacionados com o aumento dessa degradação, o que torna o mapeamento e a quantificação desses distúrbios desafiador (Shimabukuro et al., 2019). A detecção de distúrbios de grandes proporções pode ser relativamente fácil, contudo, quando as mudanças na estrutura da vegetação são mais sutis essa tarefa se torna mais complexa, uma vez que a degradação florestal ocorre em um gradiente de complexidade, que vai desde a conversão completa até variadas intensidades de degradação florestal (Matricardi et al., 2020).

Para mapear e quantificar a degradação florestal se faz necessário investigar o histórico de perturbações na paisagem (Numata et al., 2011), utilizando tecnologias de sensoriamento remoto como imagens de satélite e dados espacialmente modelados através de reanálises. O uso dessa ferramenta robusta pode ajudar a solucionar o desafio na detecção da degradação florestal e dos padrões climáticos associados à vegetação da floresta. Dada à

situação atual de degradação florestal na Amazônia e os eventos compostos, torna-se relevante investigar os distúrbios e quantificar a degradação florestal usando tecnologias de sensoriamento remoto. Para tanto, estruturamos a presente tese em dois capítulos:

Capítulo 1. A fim de avaliar a degradação florestal causada por incêndios florestais, efeitos de borda e tempestade de vento na borda sul da Amazônia, usamos dados multiespectrais do satélite *Landsat* e dados hiperespectrais do satélite EO-1. Neste capítulo, buscamos responder três perguntas principais: 1) Quais as principais alterações espectrais da vegetação que estão relacionadas aos incêndios que podem ser detectadas pelos índices de vegetação (VIs); 2) Como o uso de imagens hiperespectrais pode melhorar nossa capacidade de mapeamento e compreensão da degradação florestal causada por interação entre incêndios e efeitos de borda; 3) Quais VIs melhor capturam as mudanças estruturais da floresta associada à ocorrência de incêndios e a sua recuperação nos anos seguintes a distúrbios florestais compostos (ex., estresse hídrico, incêndios, tempestades de vento)

Capítulo 2. No segundo capítulo, analisamos como extremos de vento estão associados a extremos de precipitação, e analisamos como extremos de vento estão ligados à elevação do terreno e à vegetação florestal. Os nossos objetivos foram: a) Compreender a relação entre eventos meteorológicos extremos de precipitação e velocidade do vento que caracterizam as tempestades tropicais; b) Criar modelos probabilísticos regionais de extremos compostos de vento e precipitação; e c) Avaliar a frequência de ventos extremos ao longo de uma série histórica de 41 anos (1979 a 2020) e sua relação com a estrutura da floresta do sul da Amazônia.

2. Referencias Bibliográficas

- Aragão, L.E.O.C., Anderson, L.O., Fonseca, M.G., Rosan, T.M., Vedovato, L.B., Wagner, F.H., Silva, C.V.J., Silva Junior, C.H.L., Arai, E., Aguiar, A.P., Barlow, J., Berenguer, E., Deeter, M.N., Domingues, L.G., Gatti, L., Gloor, M., Malhi, Y., Marengo, J.A., Miller, J.B., Phillips, O.L., Saatchi, S., 2018. 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. *Nat. Commun.* 9, 1–12. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-02771-y>
- Barlow, J., Lennox, G.D., Ferreira, J., Berenguer, E., Lees, A.C., Nally, R. Mac, Thomson, J.R., Ferraz, S.F. de B., Louzada, J., Oliveira, V.H.F., Parry, L., Ribeiro de Castro Solar, R., Vieira, I.C.G., Aragão, L.E.O.C., Begotti, R.A., Braga, R.F., Cardoso, T.M., de Oliveira, R.C., Souza Jr, C.M., Moura, N.G., Nunes, S.S., Siqueira, J.V., Pardini, R.,

- Silveira, J.M., Vaz-de-Mello, F.Z., Veiga, R.C.S., Venturieri, A., Gardner, T.A., 2016. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature* 535, 144–147. <https://doi.org/10.1038/nature18326>
- Berenguer, E., Ferreira, J., Gardner, T.A., Aragão, L.E.O.C., De Camargo, P.B., Cerri, C.E., Durigan, M., Oliveira, R.C. De, Vieira, I.C.G., Barlow, J., 2014. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. *Glob. Chang. Biol.* 20, 3713–3726. <https://doi.org/10.1111/gcb.12627>
- Brando, P., Macedo, M., Silvério, D., Rattis, L., Paolucci, L., Alencar, A., Coe, M., Amorim, C., 2020. Amazon wildfires: Scenes from a foreseeable disaster. *Flora Morphol. Distrib. Funct. Ecol. Plants* 268, 151609. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151609>
- Brando, P.M., Balch, J.K., Nepstad, D.C., Morton, D.C., Putz, F.E., Coe, M.T., Silvério, D., Macedo, M.N., Davidson, E.A., Nóbrega, C.C., Alencar, A., Soares-Filho, B.S., 2014. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 111, 6347–6352. <https://doi.org/10.1073/pnas.1305499111>
- Brienen, R.J.W., Phillips, O.L., Feldpausch, T.R., Gloor, E., Baker, T.R., Lloyd, J., Lopez-Gonzalez, G., Monteagudo-Mendoza, A., Malhi, Y., Lewis, S.L., Vásquez Martinez, R., Alexiades, M., Álvarez Dávila, E., Alvarez-Loayza, P., Andrade, A., Aragão, L.E.O.C., Araujo-Murakami, A., Arets, E.J.M.M., Arroyo, L., Aymard C., G.A., Bánki, O.S., Baraloto, C., Barroso, J., Bonal, D., Boot, R.G.A., Camargo, J.L.C., Castilho, C. V., Chama, V., Chao, K.J., Chave, J., Comiskey, J.A., Cornejo Valverde, F., da Costa, L., de Oliveira, E.A., Di Fiore, A., Erwin, T.L., Fauset, S., Forsthofer, M., Galbraith, D.R., Grahame, E.S., Groot, N., Hérault, B., Higuchi, N., Honorio Coronado, E.N., Keeling, H., Killeen, T.J., Laurance, W.F., Laurance, S., Licona, J., Magnussen, W.E., Marimon, B.S., Marimon-Junior, B.H., Mendoza, C., Neill, D.A., Nogueira, E.M., Núñez, P., Pallqui Camacho, N.C., Parada, A., Pardo-Molina, G., Peacock, J., Peña-Claros, M., Pickavance, G.C., Pitman, N.C.A., Poorter, L., Prieto, A., Quesada, C.A., Ramírez, F., Ramírez-Angulo, H., Restrepo, Z., Roopsind, A., Rudas, A., Salomão, R.P., Schwarz, M., Silva, N., Silva-Espejo, J.E., Silveira, M., Stropp, J., Talbot, J., ter Steege, H., Teran-Aguilar, J., Terborgh, J., Thomas-Caesar, R., Toledo, M., Torello-Raventos, M., Umetsu, R.K., van der Heijden, G.M.F., van der Hout, P., Guimarães Vieira, I.C., Vieira, S.A., Vilanova, E., Vos, V.A., Zagt, R.J., 2015. Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature* 519, 344–348. <https://doi.org/10.1038/nature14283>

- Espinoza, J.-C., Marengo, J.A., Schongart, J., Jimenez, J.C., 2022. The new historical flood of 2021 in the Amazon River compared to major floods of the 21st century: Atmospheric features in the context of the intensification of floods. *Weather Clim. Extrem.* 35, 100406. <https://doi.org/10.1016/j.wace.2021.100406>
- Espírito-Santo, F.D.B., Gloor, M., Keller, M., Malhi, Y., Saatchi, S., Nelson, B., Junior, R.C.O., Pereira, C., Lloyd, J., Frohking, S., Palace, M., Shimabukuro, Y.E., Duarte, V., Mendoza, A.M., López-González, G., Baker, T.R., Feldpausch, T.R., Brien, R.J.W., Asner, G.P., Boyd, D.S., Phillips, O.L., 2014. Size and frequency of natural forest disturbances and the Amazon forest carbon balance. *Nat. Commun.* 5, 1–6. <https://doi.org/10.1038/ncomms4434>
- Feng, Y., Negrón-Juárez, R.I., Romps, D.M., Chambers, J.Q., 2023. Amazon windthrow disturbances are likely to increase with storm frequency under global warming. *Nat. Commun.* 14, 101. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-35570-1>
- Jiménez-Muñoz, J.C., Mattar, C., Barichivich, J., Santamaría-Artigas, A., Takahashi, K., Malhi, Y., Sobrino, J.A., Schrier, G. van der, 2016. Record-breaking warming and extreme drought in the Amazon rainforest during the course of El Niño 2015–2016. *Sci. Rep.* 6, 33130. <https://doi.org/10.1038/srep33130>
- Lapola, D.M., Pinho, P., Barlow, J., Aragão, L.E.O.C., Berenguer, E., Carmenta, R., Liddy, H.M., Seixas, H., Silva, C.V.J., Silva-Junior, C.H.L., Alencar, A.A.C., Anderson, L.O., Armenteras, D., Brovkin, V., Calders, K., Chambers, J., Chini, L., Costa, M.H., Faria, B.L., Fearnside, P.M., Ferreira, J., Gatti, L., Gutierrez-Velez, V.H., Han, Z., Hibbard, K., Koven, C., Lawrence, P., Pongratz, J., Portela, B.T.T., Rounsevell, M., Ruane, A.C., Schaldach, R., da Silva, S.S., von Randow, C., Walker, W.S., 2023. The drivers and impacts of Amazon forest degradation. *Science* (80-.). 379. <https://doi.org/10.1126/science.abp8622>
- Lewis, S.L., Brando, P.M., Phillips, O.L., van der Heijden, G.M.F., Nepstad, D., 2011. The 2010 Amazon Drought. *Science* (80-.). 331, 554–554. <https://doi.org/10.1126/science.1200807>
- Lewis, S.L., Edwards, D.P., Galbraith, D., 2015. Increasing human dominance of tropical forests. *Science* (80-.). <https://doi.org/10.1126/science.aaa9932>

- Marengo, J.A., Espinoza, J.C., 2016. Extreme seasonal droughts and floods in Amazonia: causes, trends and impacts. *Int. J. Climatol.* 36, 1033–1050. <https://doi.org/10.1002/joc.4420>
- Matricardi, E.A.T., Skole, D.L., Costa, O.B., Pedlowski, M.A., Samek, J.H., Miguel, E.P., 2020. Long-term forest degradation surpasses deforestation in the Brazilian Amazon. *Science* (80-.). 369, 1378–1382. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.ABB3021>
- Nelson, B.W., Kapos, V., Adams, J.B., Oliveira, W.J., Oscar, P.G., 1994. Forest Disturbance by Large Blowdowns in the Brazilian Amazon. *Ecology* 75, 853–858.
- Numata, I., Cochrane, M.A., Galvão, L.S., 2011. Analyzing the impacts of frequency and severity of forest fire on the recovery of disturbed forest using *Landsat* time series and EO-1 *Hyperion* in the Southern Brazilian Amazon. *Earth Interact.* 15, 1–17. <https://doi.org/10.1175/2010EI372.1>
- Qin, Y., Xiao, X., Wigneron, J.-P., Ciais, P., Brandt, M., Fan, L., Li, X., Crowell, S., Wu, X., Doughty, R., Zhang, Y., Liu, F., Sitch, S., Moore, B., 2021. Carbon loss from forest degradation exceeds that from deforestation in the Brazilian Amazon. *Nat. Clim. Chang.* 11, 442–448. <https://doi.org/10.1038/s41558-021-01026-5>
- Shimabukuro, Y.E., Arai, E., Duarte, V., Jorge, A., Santos, E.G. dos, Gasparini, K.A.C., Dutra, A.C., 2019. Monitoring deforestation and forest degradation using multi-temporal fraction images derived from *Landsat* sensor data in the Brazilian Amazon. *Int. J. Remote Sens.* 40, 5475–5496. <https://doi.org/10.1080/01431161.2019.1579943>
- Silvério, D. V., Brando, P.M., Bustamante, M.M.C., Putz, F.E., Marra, D.M., Levick, S.R., Trumbore, S.E., 2019. Fire, fragmentation, and windstorms: A recipe for tropical forest degradation. *J. Ecol.* 107, 656–667. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13076>
- Trumbore, S., Brando, P., Hartmann, H., 2015. Forest health and global change. *Science* (80-.). 349, 814–818. <https://doi.org/10.1126/science.aac6759>
- Zscheischler, J., Martius, O., Westra, S., Bevacqua, E., Raymond, C., Horton, R.M., van den Hurk, B., AghaKouchak, A., Jézéquel, A., Mahecha, M.D., Maraun, D., Ramos, A.M., Ridder, N.N., Thiery, W., Vignotto, E., 2020. A typology of compound weather and climate events. *Nat. Rev. Earth Environ.* 1, 333–347. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0060-z>

CAPÍTULO 1 – SENSIBILIDADE DE ÍNDICES DE VEGETAÇÃO HIPERESPECTRAIS E MULTIESPECTRAIS NA DETECÇÃO DA DEGRADAÇÃO FLORESTAL ASSOCIADA A INCÊNDIOS NO SUL NA AMAZÔNIA

Esse capítulo será submetido para publicação no periódico *Remote Sensing of Environment*

Resumo: Embora diferentes níveis de degradação florestal associados a secas prolongadas, incêndios e vendavais estejam se tornando mais frequentes, generalizados e severos, seu mapeamento sobre as florestas tropicais da Amazônia continua desafiador. Aqui, usamos dados multiespectrais dos sensores *Landsat Thematic Mapper* (TM) e *Operational Land Imager* (OLI) e dados hiperespectrais do *Hyperion/Earth Observing-One* (EO-1) para quantificar a degradação florestal induzida pelo fogo de uma área queimada controlada localizada no sul da Amazônia. Ao analisar um total de 18 Índices de Vegetação (VI) - sendo cinco comuns aos dois satélites, um específico do *Landsat* e 12 específicos do *Hyperion/EO-1* -, descobrimos que os VIs baseados em *Landsat* mais sensíveis aos incêndios experimentais são a Diferença Normalizada Verde-Vermelho (GRND) e o Índice Infravermelho de Diferença Normalizada (NDII), os quais caíram 87% e 48%, respectivamente, nas parcelas queimadas. Por outro lado, usando VIs derivados do *Hyperion/EO-1*, notamos que o Índice de Refletância de Senescência Vegetal (PSRI) foi o índice mais sensível às mudanças na vegetação decorrentes dos incêndios experimentais. Em geral, os VIs derivados de *Landsat* e EO-1 detectaram grandes mudanças na vegetação após vários incêndios que ocorreram simultaneamente com secas, vendavais e na borda da floresta. O uso de VIs hiperespectrais permitiu diferenciar vários processos ocorridos na vegetação queimada, como o aumento de antocianinas e carotenoides destacados por PSRI e *Pigment Specific Simple Ratio* (PSSR), e a diminuição na fotossíntese e água da folha/dossel destacada pelo Índice de Estresse de Umidade (MSI) e Índice de Água na Folha da Vegetação (LWVI2), que não são detectados pelos sensores *Landsat*. Nossas descobertas demonstram que os VIs hiperespectrais relacionados às alterações de carotenoides/clorofilas são fundamentais para detectar o estresse e a degradação associados a incêndios florestais.

Palavras-chave: Sensoriamento remoto, imagens de satélite, resposta espectral, *Hyperion*.

CHAPTER 1 – SENSITIVITY OF HYPERSPECTRAL AND MULTISPECTRAL VEGETATION INDEX IN THE DETECTION OF FOREST DEGRADATION ASSOCIATED WITH FIRES IN THE SOUTHERN AMAZONIA

Abstract: Although different levels of forest degradation associated with prolonged droughts, fires, and windstorms are becoming more frequent, widespread, and severe, their mapping over tropical forests of the Amazon remains challenging. Here, we used multispectral data from the *Landsat* Thematic Mapper (TM) and Operational Land Imager (OLI) sensors and hyperspectral data from the *Hyperion*/Earth Observing-One (EO-1) to quantify fire-induced forest degradation from a controlled burned area located in the southern Amazon. From a total of 18 Vegetation Indices (VI), five were common to both satellites, one specific to *Landsat*, and 12 exclusive specific to *Hyperion*/EO-1. All VIs were calculated for an unburned plot Control and two experimentally burned forested areas, which were burned either every three or one year between 2004 and 2010, with exception of 2008. We found that the most sensitive *Landsat*-based VIs to the experimental fires were the Green-Red Normalized Difference (GRND) and Normalized Difference Infrared Index (NDII), which dropped by 87% and 48% in the burned plots, respectively, compared to the unburned plot Control. Using *Hyperion*/EO-1-derived VIs, we showed that the Plant Senescence Reflectance Index (PSRI) was the most sensitive index to vegetation changes resultant from the experimental fires. Overall, both *Landsat* and EO-1-derived VIs detected large vegetation changes following multiple fires that co-occurred with droughts, windstorms, and along the forest edge. The use of hyperspectral VIs permitted the differentiation of various processes that occurred in burned vegetation. Examples included the increase in anthocyanins and carotenoids highlighted by PSRI and Pigment Specific Simple Ratio (PSSR), and the decrease in photosynthesis and leaf/canopy water highlighted by Moisture Stress Index (MSI) and Leaf Water Vegetation Index (LWVI2), which were results not possible to be obtained by are not detected by the *Landsat* sensors. Our findings show that hyperspectral VIs associated with carotenoid/chlorophyll changes are the key to detect stress and degradation associated with forest fires.

Keywords: Remote sensing, satellite imagery, spectral response, *Hyperion*.

1. Introdução

A degradação florestal tem afetado áreas cada vez maiores dos trópicos devido ao avanço do desmatamento e das mudanças climáticas. No sudeste da Amazônia, incêndios florestais, a fragmentação florestal e os extremos climáticos já têm reduzido a capacidade de florestas de estocar e acumular carbono (Brando et al., 2014; Esquivel-Muelbert et al., 2018; Gatti et al., 2014; Prestes et al., 2020). Conforme o desmatamento da Amazônia e o acúmulo de gases do efeito estufa na atmosfera alteram o clima da região, estima-se um aumento na área de florestas inflamáveis. Visto que fontes de ignição são comuns no sudeste da Amazônia devido a atividades humanas (ex. agricultura e pecuária), incêndios florestais podem afetar cerca de 16% dessas florestas até 2050 (Brando et al., 2020). No entanto, o mapeamento detalhado da degradação de florestas por distúrbios múltiplos é raro, dificultando a quantificação dos seus efeitos para processos ecossistêmicos (Asner et al., 2004; Brando et al., 2019a; Coe et al., 2013; Nepstad et al., 2004).

Distúrbios florestais compostos têm diversos efeitos no funcionamento de florestas. Por exemplo, secas episódicas tendem a reduzir a produtividade de florestas ao induzir a perda de folhas, galhos e partes da copa de árvores. Em casos extremos, o estresse hídrico causado pela falta de água no solo pode levar a mortalidade de árvores dominantes. Mudanças na estrutura e dinâmica de florestas sob o estresse hídrico, por sua vez, aumentam a inflamabilidade florestal. Quando há disponibilidade de combustível na floresta e fontes de ignição humanas, incêndios florestais podem afetar áreas de florestas primárias. Na década de 2000, por exemplo, cerca de 85.000 km² de florestas primárias queimaram no sul da Amazônia.

Incêndios florestais alteram a biomassa, a estrutura e a composição de espécies nas florestas tropicais da Amazônia (Numata et al., 2011). Quando a floresta é perturbada pelo fogo, as chances de incêndios recorrentes aumentam e os danos causados no próximo evento de incêndio normalmente são maiores por causa da quantidade acumulada de combustível, temperaturas mais altas e umidade mais baixa (Brando et al., 2012; Numata et al., 2011). Na porção sul da Amazônia, a degradação por fogo concomitantemente ou de forma subsequente a eventos que causam estresse hídrico poderá se tornar ainda mais comum, visto que a interação entre incêndios e secas pode ser um mecanismo mais direto de degradação florestal abrupta (Brando et al., 2014). Além disso, a associação dos eventos de seca e do acelerado processo de desmatamento com a alta ocorrência de incêndios florestais, têm causado drásticas reduções nos estoques de carbono (C) (Brando et al., 2019a), a ponto de promover, em um futuro próximo, mudanças nas florestas tropicais de sumidouro para fonte de C

(Lewis et al., 2015; Trumbore et al., 2015). Esses incêndios florestais podem ter consequências substanciais ao ciclo global do carbono (Baccini et al., 2017; Brando et al., 2019a).

O mapeamento da degradação florestal pode ser desafiador (Shimabukuro et al., 2019). A perturbação florestal ocorre em um gradiente de severidade, desde a conversão florestal completa até várias intensidades de degradação dentro das florestas (Matricardi et al., 2020). Apesar da detecção fácil quando há mudanças drásticas na estrutura da floresta, essa tarefa se torna muito mais complexa quando mudanças na estrutura da vegetação são mais sutis. Além disso, cada tipo de floresta possui uma particularidade que aumenta a dificuldade da estimativa de áreas de degradação florestal, uma vez que um impacto maior em um tipo de floresta pode não atingir a mesma intensidade em outro tipo (Sasaki e Putz 2009). Para realizar essa tarefa, é necessário rastrear o histórico de perturbações na paisagem (Numata, Cochrane e Galvão, 2011) e o sensoriamento remoto através de imagens de satélite é uma ferramenta robusta para tal.

Os satélites da série *Landsat* oferecem imagens de resolução espacial de 30 m desde 1984, representando uma das séries temporais mais extensas e importantes no monitorando de florestas (Jarchow et al., 2017; Wilson & Norman, 2018). Todavia, o baixo período de revisita (16 dias) e a baixa resolução espectral (de 7 a 11 bandas, dependendo do período histórico) são fatores limitantes na caracterização de alguns aspectos da degradação florestal (Shimabukuro et al., 2020). Como, por exemplo, em mudanças sutis na razão de clorofila/carotenoides e antocianinas na vegetação presentes em anos iniciais da degradação florestal. Essas limitações espectrais detectam sinais de degradação que podem desaparecer rapidamente, incluindo a degradação causada por incêndios florestais. Por exemplo, Numata et al., 2011, mostraram que o sinal de degradação capturado pelo Índice de Diferença Normalizada da Vegetação (NDVI) desapareceu dentro de três anos após o distúrbio, enquanto o sinal capturado por índices multiespectrais ligados a água como o Índice de Diferença Normalizada de Água (NDWI) e o Índice de Diferença Normalizada de Infravermelhos (NDII) podem desaparecer no prazo de um a três anos após o incêndio. Portanto, índices multiespectrais podem não ser suficientemente sensíveis às variações da folhagem para permitir o monitoramento quantitativo do estresse do dossel (Asner et al., 2004) associados a distúrbios. Portanto, há uma necessidade premente de observar padrões de degradação florestal em menor escala, aumentando a resolução espacial e espectral das observações de satélite (Asner et al., 2005).

Em novembro de 2000 foi lançado pela *National Aeronautics and Space Administration* (NASA) o satélite *Earth Observing-1* (EO-1), representando um passo inovador no sensoriamento remoto de degradação florestal. Esse satélite agrega em seu sensor *Hyperion* uma nova tecnologia espacial chamada espectroscopia (Asner et al., 2005), na qual a medição da radiação solar refletida da superfície da Terra é realizada dentro de 242 bandas "hiperespectrais" contíguas, estreitas, e abrangendo a região de comprimento de onda de 400 a 2.500 nm (Asner et al., 2004; Numata et al., 2011). Assim, essa tecnologia pode fornecer acesso a estudos regionais de interações clima-vegetação e o ciclo de carbono em regiões tropicais úmidas e fornecer informações úteis para monitorar florestas degradadas, além do que é atualmente possível com os satélites da série *Landsat* e MODIS (Numata et al., 2011). Todavia, apesar das restrições da tecnologia de mais de 20 anos, o *Hyperion* ainda oferece uma oportunidade para a realização de estudos preparatórios para a nova geração de sensores hiperespectrais (Jacon et al., 2017).

Neste estudo, usamos dados multiespectrais do satélite *Landsat* e dados hiperespectrais do satélite *EO-1* para quantificar a degradação florestal causada por incêndios florestais, efeitos de borda e uma tempestade de vento na borda sul da Amazônia. Em particular, investigamos: 1) Quais as principais alterações espectrais da vegetação que estão relacionadas aos incêndios que podem ser detectadas pelos índices de vegetação (VIs); 2) Como o uso de imagens hiperespectrais pode melhorar nossa capacidade de mapeamento e compreensão da degradação florestal causada por interação entre incêndios e efeitos de borda; 3) Quais VIs melhor capturam as mudanças estruturais da floresta associada à ocorrência de incêndios e a sua recuperação nos anos seguintes a distúrbios florestais compostos (ex., estresse hídrico, incêndios, tempestades de vento)

2. Material e métodos

2.1. Área de Estudo

Nossa área de estudo está localizada no município de Querência (Estado de Mato Grosso), na porção sudeste da Bacia Amazônica (13°04'35.39" S, 52°23'08.85" W). Mais especificamente, nós estudamos uma área de experimento de fogo descrito por Balch et al. (2008), composta por três parcelas contíguas de 50 ha (500x1000 m), totalizando 150 ha, com diferentes tratamentos: um não queimado (Controle), um queimado a cada ano (B1yr) e um queimado a cada três anos (B3yr) entre 2004 e 2010 (**Figura 1**). O clima na região é Aw de

acordo com a classificação de Köppen, com períodos bem definidos de seca (maio a setembro) e chuvas (outubro a abril) (Alvares et al., 2013).

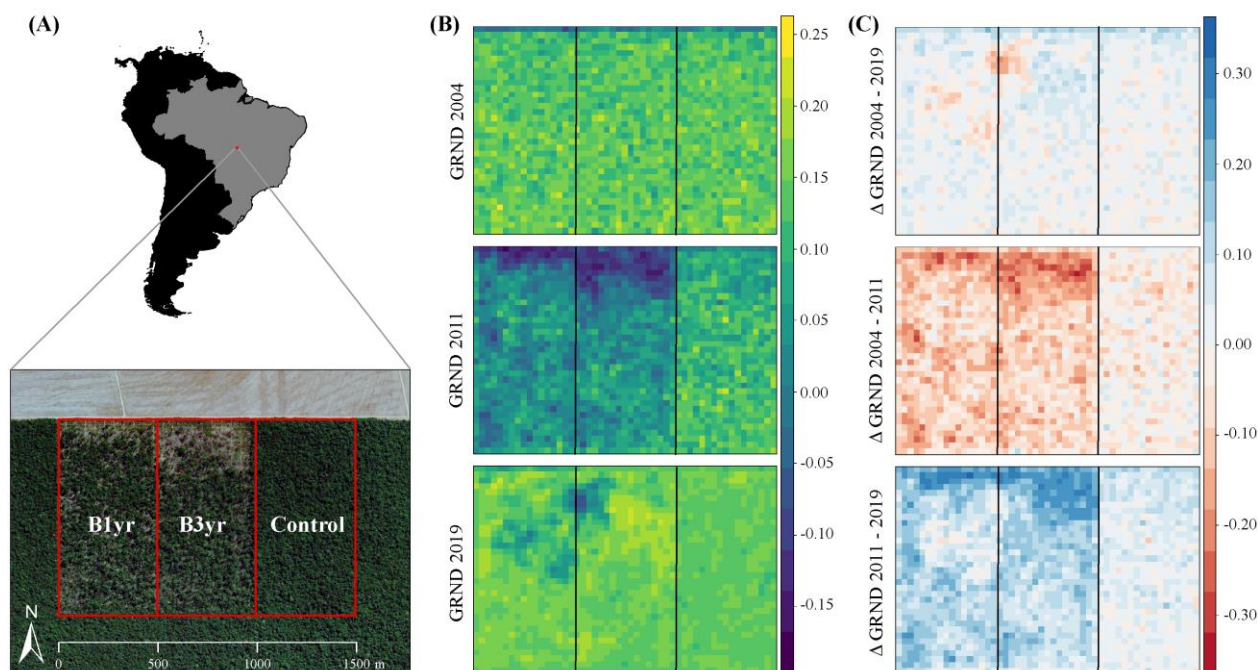


Figura 1: (A) Localização da área experimental no sul da Amazônia. Entre 2004 e 2010, os três tratamentos de 50 hectares foram queimados anualmente (B1yr), queimados trienalmente (B3yr) ou não foram queimados de forma alguma (Controle). (B) Diferença Normalizada Verde-Vermelho (GRND), sensível à faixa espectral do verde visível, mostrando a verdura da vegetação nos três principais períodos do experimento de fogo: Antes do experimento de fogo (2004), no final do experimento de fogo (2011) e após oito anos de recuperação (2019). (C) Delta GRND entre os principais períodos do experimento, indicando recuperação do VI em quase toda parcela (Δ 2011-2019), todavia com cicatrizes que são legados dos incêndios (Δ 2004-2011), não chegando à recuperação total da vegetação (Δ 2004-2019).

2.2. Serie temporal das imagens de satélite

2.2.1. Landsat e VIs

Usamos 45 imagens TM/*Landsat*-5 e 22 imagens OLI/*Landsat*-8 obtidas durante a estação seca local (junho e agosto) entre 1985 e 2019. Este trimestre foi mantido fixo para reduzir os efeitos da iluminação solar e da sazonalidade da vegetação na análise dos Índices de Vegetação mais sensíveis à degradação florestal. As imagens de reflectância da superfície do *Landsat*, pré-processadas para correções atmosférica e geométrica, foram baixadas do

United States Geological Survey (USGS). Usando os conjuntos de dados do *Landsat*, selecionamos seis VIs para representar mudanças multiespectrais com o fogo na estrutura e bioquímica da vegetação: o Índice de Vegetação Melhorado (EVI), o Índice de Diferença de Vegetação Normalizada (NDVI), a Diferença Normalizada Verde-Vermelho (GRND), o Índice de Diferença Infravermelha Normalizada (NDII), a Relação de Queima Normalizada (NBR) e a Relação de Queima Normalizada 2 (NBR2). As equações e referências dos VIs estão mostrados na **Tabela 1**.

O EVI é essencialmente um índice estrutural devido à sua grande dependência da reflexão no infravermelho próximo (NIR) (Galvão et al., 2011; Huete et al., 2002). O NDVI é o VI mais tradicional e é igualmente dependente da reflexão NIR e do vermelho visível (Rouse et al., 1973). O GRND foi selecionado na análise devido à sua sensibilidade para folhagens jovens (de Moura et al., 2017), enquanto o NDII foi escolhido para rastrear eventuais mudanças no estresse hídrico da vegetação (Hunt and Rock, 1989). Por fim, o NBR e o NBR2 são VIs geralmente usados em estudos de áreas queimadas, explorando mudanças espectrais associadas à estrutura da vegetação no NIR e à umidade da vegetação nos intervalos de infravermelho de curto comprimento de onda (SWIR-1 e SWIR-2) (García and Caselles, 1991; Van Deventer et al., 1997). Para calcular esses VIs, usamos o ambiente estatístico R (Core Team R Development, 2017) e o pacote *raster* (Hijmans et al., 2014).

Tabela 1: Índices de vegetação calculados a partir das bandas multiespectrais do TM/*Landsat*-5 e OLI/*Landsat*-8 e seus respectivas equações e referencias.

Índice de Vegetação	Equação	Referência
Estrutura		
Enhanced Vegetation Index (EVI)	$2.5 \times ((\rho_{830nm} - \rho_{660nm}) / (\rho_{830nm} + 6 \times \rho_{660nm} - 7.5 \times \rho_{485nm} + 1))$	Huete et al. (2002)
Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)	$(\rho_{830nm} - \rho_{660nm}) / (\rho_{830nm} + \rho_{660nm})$	Rouse et al. (1973)
Green-Red Normalized Difference (GRND)	$(\rho_{560nm} - \rho_{660nm}) / (\rho_{560nm} + \rho_{660nm})$	(de Moura et al., 2017)
Bioquímica		
Normalized Difference Infrared Index (NDII)	$(\rho_{830nm} - \rho_{1650nm}) / (\rho_{830nm} + \rho_{1650nm})$	Hunt and Rock (1989)
Fogo, estrutura e umidade da vegetação		
Normalized Burn Ratio (NBR)	$(\rho_{830nm} - \rho_{2215nm}) / (\rho_{830nm} + \rho_{2215nm})$	García and Caselles (1991)
Normalized Burn Ratio 2 (NBR2)	$(\rho_{1650nm} - \rho_{2215nm}) / (\rho_{1650nm} + \rho_{2215nm})$	Van Deventer et al. (1997)

2.2.2. *Hyperion*/EO-1 and VIs

Utilizamos dados de *Hyperion*/EO-1 para calcular 17 VIs de banda estreita e avaliar sua sensibilidade para detectar a degradação florestal causada pelo fogo experimental.

Baixamos os dados L1R do USGS para a estação seca local (junho-agosto) de 2004 a 2012. Esses dados não estavam disponíveis para 2007 e 2009.

O pré-processamento de imagem *Hyperion* incluiu quatro etapas principais antes do cálculo dos VIs. Primeiro, reduzimos os efeitos de tira ao substituir colunas verticais anormais pela resposta média das colunas adjacentes em uma determinada imagem de banda. No segundo passo, convertemos os dados de radiância em imagens de reflectância de superfície usando o algoritmo *Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes* (FLAASH). O FLAASH é baseado no modelo de transferência radiativa MODTRAN (Felde et al., 2003; Galvão et al., 2009). Aqui, usamos uma atmosfera tropical com um modelo de aerossol rural e estimamos a visibilidade usando o método de 2 Bandas (K-T) (Kaufman et al., 1997). Em terceiro lugar, excluimos as bandas colocadas em torno de 1400 nm e 1900 nm dos processos e análises de dados subsequentes devido à forte absorção atmosférica por vapor de água, o que limita o uso desses dados mesmo após a correção atmosférica (Galvão et al., 2005). No total, deixamos 146 bandas espectrais nos processos e análises subsequentes. Por fim, realizamos a correção geométrica das imagens *Hyperion* no software QGIS 3.2.2 (Team, 2021), usando pontos de controle em recursos correspondentes entre as imagens *Hyperion* e uma imagem ortofotografada *Landsat 5*. Adotamos o sistema de projeção UTM zona 22S, datum WGS-84.

Após o pré-processamento de imagem, calculamos os 17 VIs de banda estreita listados na **Tabela 2**. Eles foram selecionados cuidadosamente para representar a estrutura da vegetação [EVI, NDVI, Índice de Resistência Atmosférica Visível (VARI) e Índice Verde Visível (VIG)]; bioquímica [Índice de Água na Folha 2 (LWVI2), Índice de Estresse Hídrico (MSI), NDII, Índice de Diferença de Água Normalizado (NDWI), Taxa Simples de Pigmento Específico (PSSR), Índice de Reflectância de Senescência de Plantas (PSRI), Índice de Pigmento Insensível à Estrutura (SIPI), Índice de Banda de Água (WBI) e Reflexão de Vegetação no Infravermelho Próximo (NIRv)] e fisiologia [Índice de Reflectância Fotoquímica (PRI) e NDVI de Borda Vermelha (RENDVI)]. Alguns deles são sensíveis a mais de um parâmetro de vegetação (Roberts et al., 2012). Como no caso do *Landsat*, o NBR e o NBR2 são usados em estudos específicos de áreas queimadas.

Tabela 2: Índices de Vegetação calculados a partir das bandas hiperespectrais do satélite EO-1 sensor *Hyperion* e suas respectivas fórmulas.

Índice de Vegetação	Equação	Referência
Estrutura		
Enhanced Vegetation Index (EVI)	$2.5 \times ((\rho_{864nm} - \rho_{660nm}) / (\rho_{864nm} + 6 \times \rho_{660nm} - 7.5 \times \rho_{467nm} + 1))$	Huete et al. (2002)
Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)	$(\rho_{864nm} - \rho_{660nm}) / (\rho_{864nm} + \rho_{660nm})$	Rouse et al. (1973)
Visible Atmospherically Resistant Index (VARI)	$(\rho_{559nm} - \rho_{660nm}) / (\rho_{559nm} + \rho_{660nm} - \rho_{487nm})$	Gitelson et al. (2002)
Visible Index Green (VIG)	$(\rho_{559nm} - \rho_{660nm}) / (\rho_{559nm} + \rho_{660nm})$	Gitelson et al. (2002)
Bioquímica		
Leaf Water Vegetation Index 2 (LWVI2)	$(\rho_{1094nm} - \rho_{1205nm}) / (\rho_{1094nm} + \rho_{1205nm})$	Galvão et al. (2005)
Moisture Stress Index (MSI)	$(\rho_{1598nm}) / (\rho_{823nm})$	Hunt and Rock (1989)
Normalized Difference Infrared Index (NDII)	$(\rho_{823nm} - \rho_{1649nm}) / (\rho_{823nm} + \rho_{1649nm})$	Hunt and Rock (1989)
Normalized Difference Water Index (NDWI)	$(\rho_{854nm} - \rho_{1245nm}) / (\rho_{854nm} + \rho_{1245nm})$	Gao (1996)
Pigment Specific Simple Ratio (PSSR)	$\rho_{803nm} / \rho_{671nm}$	Blackburn (1998)
Plant Senescence Reflectance Index (PSRI)	$(\rho_{681nm} - \rho_{498nm}) / \rho_{752nm}$	Merzlyak et al. (1999)
Structure Insensitive Pigment Index (SIPI)	$(\rho_{803nm} - \rho_{467nm}) / (\rho_{803nm} + \rho_{681nm})$	Penuelas et al. (1995)
Water Band Index (WBI)	$\rho_{905nm} / \rho_{972nm}$	Penuelas et al. (1997)
Near-Infrared Reflectance of Vegetation (NIRv)	$P_{864nm} \times ((\rho_{864nm} - \rho_{660nm}) / (\rho_{864nm} + \rho_{660nm}))$	Badgley et al. (2017)
Fisiologia		
Photochemical Reflectance Index (PRI)	$(\rho_{529nm} - \rho_{569nm}) / (\rho_{529nm} + \rho_{569nm})$	Gamon et al. (1997)
Red Edge NDVI (RENDVI)	$(\rho_{752nm} - \rho_{701nm}) / (\rho_{752nm} + \rho_{701nm})$	Gitelson et al. (1996)
Fogo, estrutura e umidade da vegetação		
Normalized Burn Ratio (NBR)	$(\rho_{823nm} - \rho_{1245nm}) / (\rho_{823nm} + \rho_{1245nm})$	García and Caselles (1991)
Normalized Burn Ratio 2 (NBR2)	$(\rho_{1245nm} - \rho_{1649nm}) / (\rho_{1245nm} + \rho_{1649nm})$	Van Deventer et al. (1997)

2.3. Dados de campo

Inventários florestais foram realizados pré, durante e após eventos de perturbação por fogo para quantificar a mortalidade de árvores, a biodiversidade e os estoques de biomassa nesta área experimental de fogo (Balch et al., 2008). Em cada parcela do tratamento de 50 ha, todas as árvores com diâmetro à altura do peito (DBH) ≥ 40 cm foram medidas (~930 indivíduos por parcela). Para árvores e lianas com 20-40 cm de DBH, seis transectos foram alocados paralelos à borda da floresta com o campo agrícola a 10, 30, 100, 250, 500 e 750 metros da borda (500 $\times$ 20 m; 5,5 ha amostrados por parcela de tratamento; ~ 880 indivíduos por parcela). Também foi realizada uma subamostragem aninhada dentro destes transectos para medir árvores e lianas com 10-20 cm de DBH (500 $\times$ 4 m; 1,2 ha amostrados por parcela de tratamento; ~490 indivíduos por parcela). Estes inventários foram repetidos anualmente

em cada parcela de 50 ha de área (Balch et al., 2008) e serviram para calcular a biomassa acima do solo (ABG) usando a equação alométrica calibrada para florestas tropicais secas que estima a biomassa de árvores com base no DBH, densidade da madeira e altura (Chave et al., 2014).

O Índice de Área Foliar (LAI) foi medido no campo em 200 pontos diferentes por parcela de 2005 a 2017 para correlacionar este parâmetro com os VIs baseadas em satélite. Para medir o LAI, dois sensores LiCor 2000 (*LI-COR Biosciences Inc, Lincoln*) foram usados. Um instrumento foi colocado em um campo aberto adjacente para medir a radiação incidente sem influência da copa, enquanto o outro instrumento foi usado simultaneamente para realizar medidas dentro da floresta. O campo de luz de cada sensor foi reduzido a 90% usando tampas opacas. Os dois instrumentos foram intercalibrados antes de cada conjunto de medições de campo. Todas as medições foram padronizadas para 1 metro de altura do solo e para condições de luz difusa antes das 8h ou após as 17h (Brando et al., 2019b).

Como *proxy* para a produtividade florestal, a produção de serapilheira foi estimada a cada duas semanas de agosto de 2004 a agosto de 2018 em todos os três locais de incêndio, utilizando 210 cestos (70 por parcela), com dimensão de 0,5 m², colocados sistematicamente pelos tratamentos para medir a produção de serapilheira. Os cestos foram colocados a 1 m do solo florestal e os detritos lenhosos (>1 cm) foram removidos. As amostras de serapilheira foram secas em forno por 48 horas (a 70°C) para obter a massa seca usando uma balança de precisão de 0,01 g.

2.4. Análises de dados

Calculamos a diferença relativa dos tratamentos queimados em comparação com a área de Controle para (1) quantificar mudanças espectrais na vegetação capturada por VIs multiespectrais associadas à degradação por fogo e (2) avaliar como o uso de dados hiperespectrais pode melhorar o mapeamento da degradação florestal. Para cada VI, calculamos a porcentagem de mudanças dos dados do *Landsat* e do *Hyperion*. Para melhor visualizar a variabilidade dos VIs multiespectrais ao longo do tempo para cada tratamento, geramos um modelo simples de mudança temporal usando a função *geom_smooth* do pacote de R *ggplot2* (Wickham, 2016). Para os VIs hiperespectrais, geramos modelos de mudança para os VIs com as maiores diferenças relativas.

Para avaliar os efeitos das bordas, também comparamos os VIs na borda da floresta (primeiros 250 metros) com o interior da parcela experimental. Primeiro, geramos as

diferenças relativas da borda em relação ao interior da floresta. Esta análise nos permitiu testar se a degradação na borda da floresta foi maior em relação ao interior. Os resultados obtidos com as diferenças relativas também foram utilizados para analisar o período de recuperação da floresta depois do experimento.

Em seguida, comparamos os resultados dos 17 índices hiperespectrais com os 6 índices multiespectrais usando os coeficientes de correlação de *Pearson* para verificar quais índices hiperespectrais estão mais correlacionados com os índices multiespectrais com valores maiores que $|0,9|$. Também testamos a correlação entre os índices hiperespectrais e multiespectrais mais sensíveis ao fogo.

Para identificar padrões de mudanças na vegetação que ocorreram ao longo do período do experimento de incêndio, realizamos uma Análise de Componentes Principais (PCA) para o conjunto de toda a série hiperespectral (2004 a 2012), usando todos os pixels dos tratamentos. Também realizamos uma PCA para cada ano, a fim de identificar padrões de mudanças na vegetação em cada momento do experimento e compreender as mudanças que ocorreram com o avanço e acumulação de incêndios florestais subsequentes. A partir das PCAs para cada ano, analisamos os períodos pré-experimento (2004) e pós-experimento (2012). Para todas as análises, usamos os dois primeiros componentes principais com os maiores autovalores que foram projetados em gráficos de dispersão. A contribuição de cada VI para explicar cada componente foi determinada a partir dos autovetores. Desta forma, selecionamos os VIs que melhor explicam a degradação associada a incêndios, usando os autovetores maiores para o componente que melhor explica a variância de toda a série temporal.

Finalmente, para avaliar a eficiência dos VIs hiperespectrais e multiespectrais para detectar mudanças florestais em termos de estrutura da vegetação, estoques de biomassa e produtividade, geramos um modelo de mudança temporal dos dados coletados em campo (biomassa, liteira e LAI) e do VI hiperespectral e multiespectral mais sensível às mudanças associadas ao fogo. Aplicamos os resultados das diferenças entre os tratamentos queimados e controle para estimar o tempo de recuperação da vegetação a partir de cada VI quando comparado aos valores do VI do período pré-experimento de incêndio.

3. Resultados

3.1. Mudanças espectrais da vegetação detectadas pelos VIs multispectrais

Como ilustrado nas **Figuras 1b** e **1c** para o GRND, nossos VIs baseadas em *Landsat* mostraram variações temporais que são provavelmente associadas à degradação por fogo. Os múltiplos VIs mostraram uma diminuição na fotossíntese da copa florestal, uma alteração na pigmentação da folha e da estrutura da floresta (**Figura 2**). No período anterior às queimas prescritas (1985-2004), observamos valores de VIs comparáveis entre os três tratamentos, apesar de existirem variações interanuais no GRND. Após a passagem dos primeiros fogos experimentais, houve uma pequena queda dos VIs entre 2004 e 2005, variando entre 3-9% para B1yr e 3-11% para B3yr. As diferenças entre as parcelas queimadas e o Controle aumentaram à medida que as parcelas foram queimadas de forma repetida. A maioria das reduções dos VIs durante o período de queimas foi verificada entre 2007-2008 e 2010-2011, dois períodos de seca mais extrema. Em suma, após o término dos fogos experimentais em 2010, a diferença entre os tratamentos queimadas e não queimados diminuiu ao longo do tempo para todos os VIs, os quais atingiram valores semelhantes ao do Controle entre 2017 e 2019.

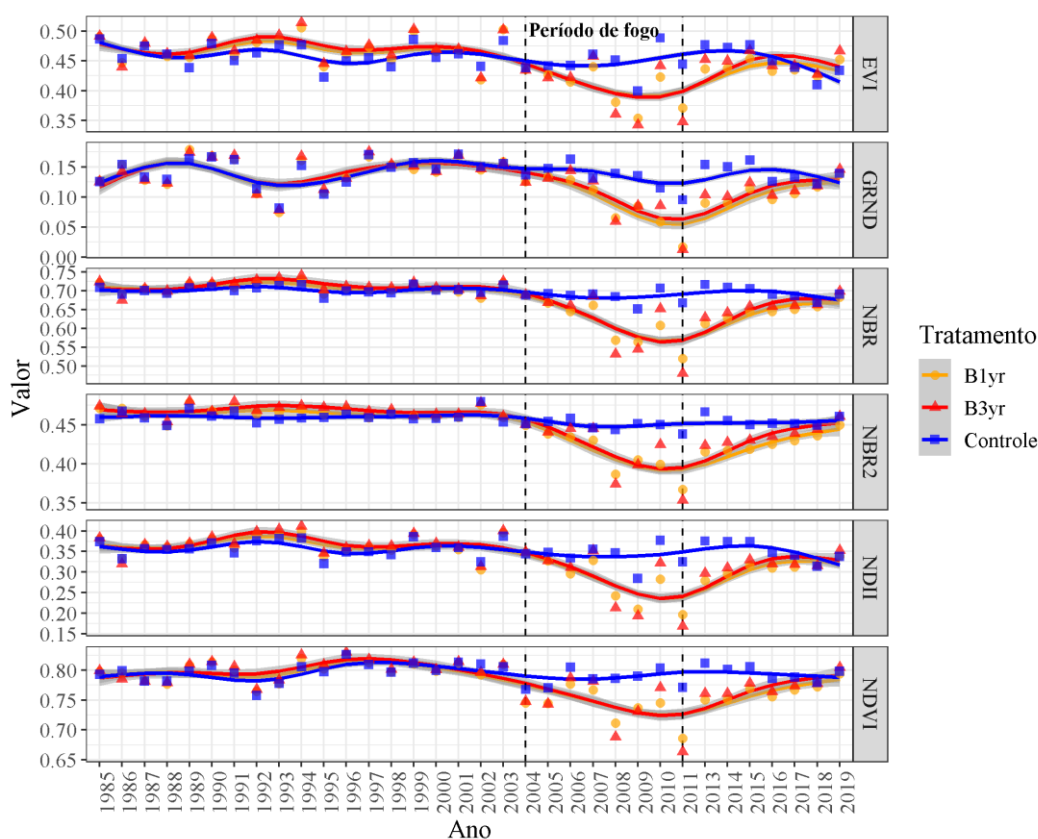


Figura 2: Padrões temporais dos índices de vegetação multiespectrais EVI, GRND, NBR, NBR2, NDII e NDVI. Os pontos indicando valores médios dos índices de vegetação para os três diferentes tratamentos de fogo (Controle, B3yr e B1yr). As linhas tracejadas indicam os anos em que os incêndios experimentais foram conduzidos (2004 a 2010).

Todos os VIs estudados foram sensíveis aos efeitos dos incêndios florestais sobre a vegetação, apresentando padrões de mudança semelhantes após as queimas prescritas. Porém, apesar de possuírem padrões semelhantes, houve uma diferença na magnitude de diferença entre o Controle e as parcelas queimadas. Os VIs que apresentaram maior diferença em relação ao Controle foram o GRND (87%) e NDII (48%), seguidos por NBR e EVI (22%), NBR2 (19%) e NDVI (14%) (**Figura 3**).

A diferença das parcelas queimadas e o Controle foi maior ao longo da borda em comparação com interior da floresta para todos os VIs do *Landsat*. Ao longo da borda, o GRND foi 200% menor na parcela B3yr em relação ao Controle, seguido pelos VIs NDII (102%) e NBR (62%) (**Material Suplementar 1**). No interior da B3yr, essas diferenças foram de 57% (GRND), 31% (NDII) e 17% (NBR). No interior da floresta, a B1yr foi quem apresentou maiores diferenças com um GRND 66% menor que a do Controle, seguido pelo NDII (32%) e NBR (18%) (**Material Suplementar 2**). Apesar da borda da vegetação apresentar uma magnitude de degradação muito maior em relação ao interior, o padrão de sensibilidade entre os VIs continuou o mesmo, com o EVI, NBR2 e NDVI capturando menores diferenças em ambas as condições de borda e interior.

Após o término do período de queima, o EVI foi o VI que mais rapidamente atingiu valores similares ao do Controle, dentro de quatro anos. Outros índices também atingiram valores similares do Controle, mas dentro de cinco (NDII e NDVI), seis (NBR2) e sete anos (GRND e NBR). Na borda da vegetação a recuperação dos valores dos VIs levou mais tempo para acontecer, com os VIs EVI e NDVI levando seis anos para recuperar os valores próximos aos dos anos anteriores ao experimento, seguido pelo NBR e NDII (sete anos) e NBR2 e GRND (oito anos) (**Material suplementar 1**). Note-se também que houve uma recuperação de VIs entre as queimadas experimentais. Por exemplo, na B3yr, todos os VIs voltaram a valores muito próximos aos iniciais dois anos após a passagem do fogo experimental de 2004 (**Figura 3**).

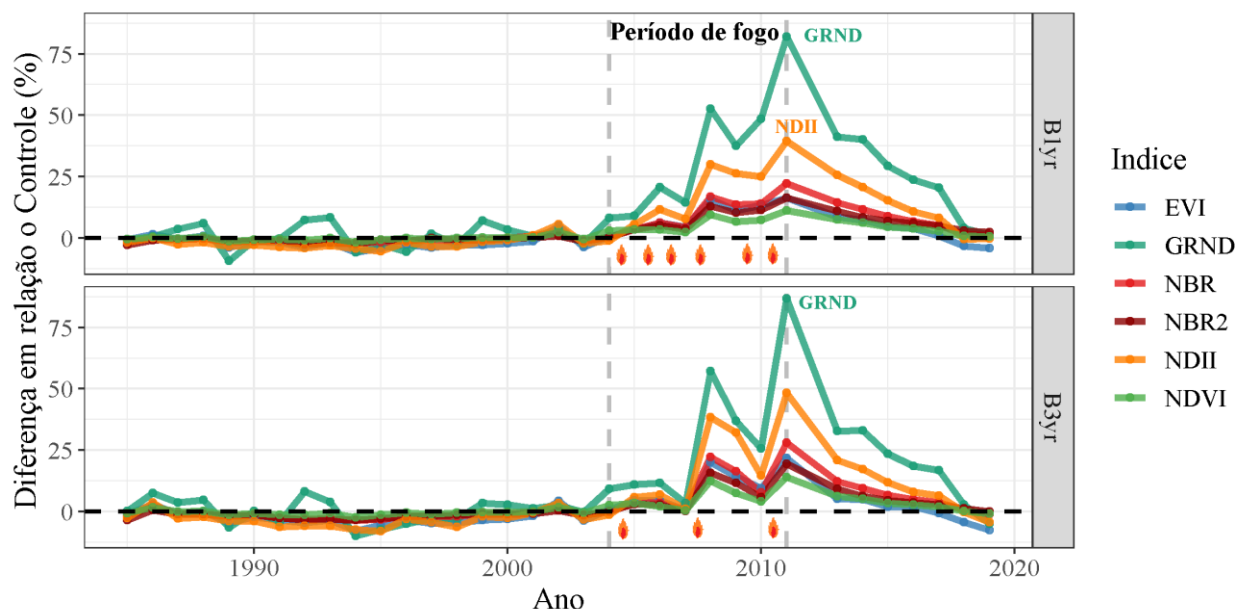


Figura 3: Diferença relativa das médias dos índices de vegetação multiespectrais entre os tratamentos queimados a cada três anos (B3yr), queimado anualmente (B1yr) e o tratamento Controle. Os valores indicam a porcentagem de diferença em relação ao tratamento Controle. As linhas tracejadas indicam os anos em que os incêndios experimentais foram conduzidos (2004 a 2010).

3.2. Contribuição das imagens hiperespectrais para detecção da degradação florestal

Assim como os dados do *Landsat*, os VIs derivados do sensor *Hyperion* identificaram de forma clara as mudanças estruturais da floresta nas áreas atingidas por incêndios florestais. As maiores diferenças entre essas áreas e o Controle foram observadas a partir de 2007 (**Figura 4 e Material suplementar 3**). Dos 17 VIs avaliados, os que mais diferiram entre as parcelas queimadas e o Controle foram o PSRI (94%), VIG (68%), VARI (64%), MSI (56%) e PSSR (54%)—índices associados à pigmentação da vegetação e bastante sensíveis ao estresse hídrico. Os VIs menos sensíveis a degradação foram o SIPI (15%) e o WBI (3%) (**Figura 4**).

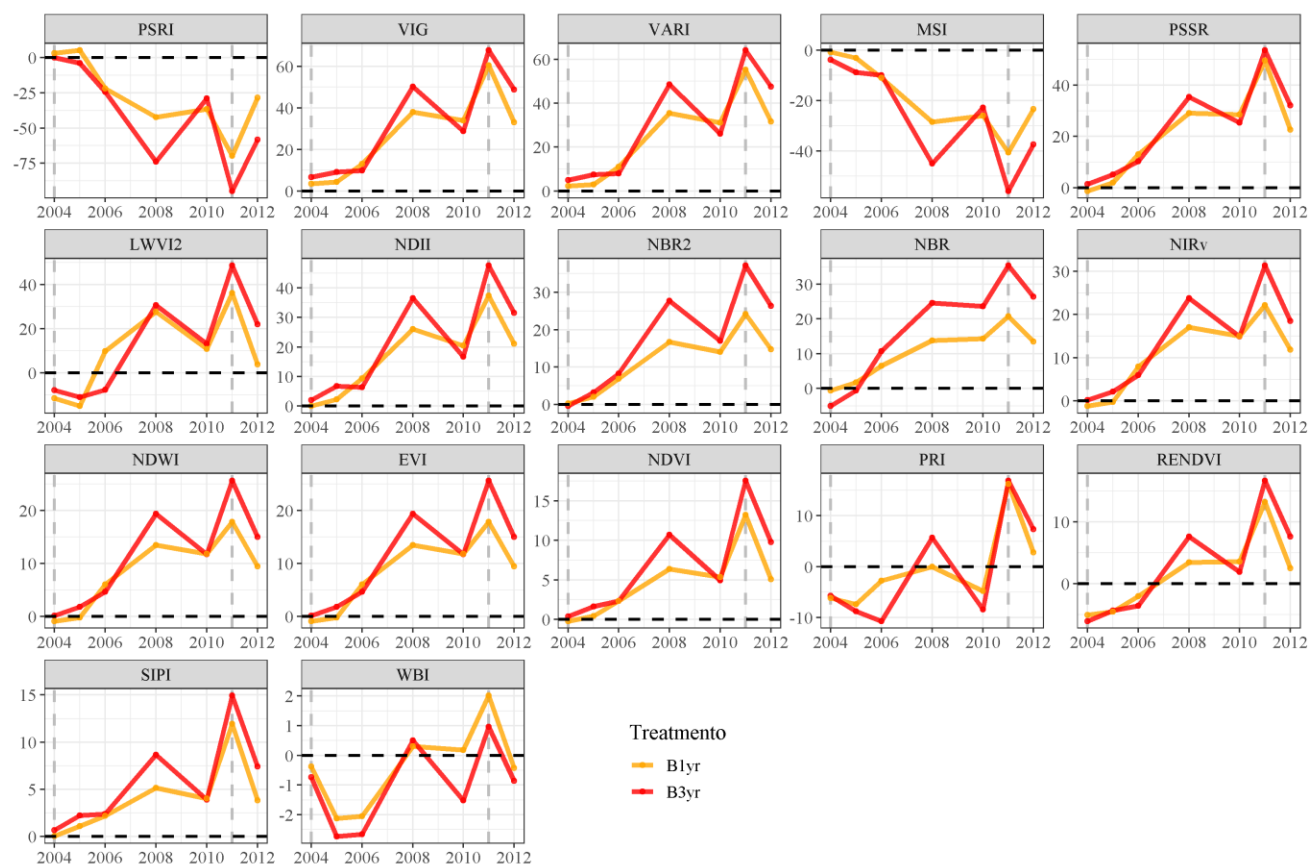


Figura 4: Diferença relativa das médias dos índices de vegetação entre os tratamentos queimados a cada três anos (B3yr), queimado anualmente (B1yr) e o tratamento Controle. Os valores indicam a porcentagem de diferença em relação ao tratamento Controle e estão ordenados de forma decrescente dos índices de vegetação que mais diferiram para os que menos diferiram do tratamento Controle.

A diferença das parcelas queimadas e o Controle foi maior ao longo da borda em comparação com interior da floresta para todos os VIs do *Hyperion* (**Figura 5**). Nosso modelo de mudança para os VIs que mais diferiram do tratamento Controle, mostra que as diferenças entre as parcelas queimadas e o Controle aumentaram conforme as parcelas foram queimadas repetidamente. Assim como detectado pelos VIs multiespectrais, as principais reduções dos VIs hiperespectrais foram observadas entre 2007-2008 e entre 2010-2011 (**Figura 5**).

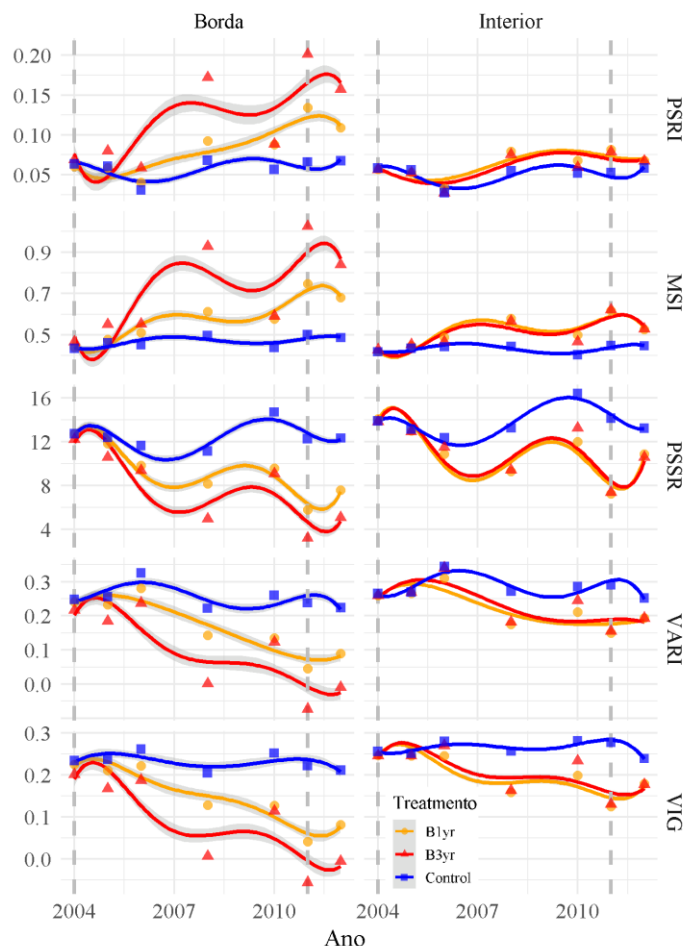


Figura 5: Padrões temporais dos índices de vegetação hiperespectrais mais sensíveis às mudanças causadas pelo fogo na borda e no interior da floresta. Os pontos indicando valores médios dos índices de vegetação para os três diferentes tratamentos de fogo (Controle, B3yr e B1yr). As linhas tracejadas indicam os anos em que os incêndios experimentais foram conduzidos (2004 a 2010).

3.2.1. Principais mudanças da vegetação detectadas pelos índices de vegetação hiperespectrais

A maioria dos nossos VIs hiperespectrais capturaram informações semelhantes entre si, devido a sua gama de índices que são associados aos mesmos fatores (**Material suplementar 4**). Com a PCA conseguimos entender melhor quais VIs são mais redundantes e quais capturam informações em eixos ortogonais. O que possibilitou detectar padrões de respostas e agrupamento de VIs (**Figura 6**).

Com a extração dos autovetores da PCA para toda a serie temporal, detectamos os VIs mais importantes para cada eixo ortogonal, permitindo diminuir a dimensionalidade dos

resultados (**Figura 6A**). Assim, encontramos dois agrupamentos de VIs, um que representa dossel mais fechado e pequenas alterações bioquímicas, liderados pelos maiores autovetores do NDVI (0,97) e NDII (0,96). O outro grupo foi representado por VIs que capturam as mudanças nas bordas das parcelas queimadas, liderados pelo PSRI (-0,90), ligado à pigmentação e senescência da vegetação, e pelo MSI (-0,97), ligado ao estresse hídrico (**Material suplementar 5**). Esses VIs melhor explicam as diferenças entre os tratamentos para todo o período do experimento. Todavia, os resultados das PCAs para os diferentes períodos do estudo mostram diferentes padrões de respostas e agrupamento de VIs refletidos pelas diferentes condições das parcelas, distância da borda e avanço da degradação florestal.

Nossos resultados de PCA pré-fogo, ilustrados pela projeção dos primeiros dois eixos, mostram os tratamentos com características semelhantes entre si (**Figura 6B**). Isso era esperado, considerando que as florestas tinham características semelhantes antes do início do experimento de fogo. No entanto, nossos resultados também mostram um nível de separação entre as bordas dos tratamentos mesmo antes das queimas prescritas, provavelmente devido a diferenças estruturais no dossel da floresta, conforme indicado pelo agrupamento dos VIs EVI e NIRv e ligados a diferentes níveis de estresse hídrico da vegetação, conforme indicado por agrupamento dos VIs MSI e PSRI.

Nossos resultados da PCA durante o período de fogo, ilustrados pela projeção dos primeiros dois eixos, mostram os tratamentos começando a se diferenciar a partir de 2005 e o início do agrupamento de alguns índices (**Figura 6C**). Esses resultados são apoiados pelas PCAs por ano, que mostram que à medida que a floresta foi queimada repetidamente, a diferença entre os tratamentos fica cada vez mais evidente (**Material suplementar 6**). A separação dos tratamentos queimados em relação ao Controle foi associada principalmente com o primeiro componente da PCA, onde os tratamentos queimados estão concentrados à esquerda do eixo, detectados por MSI (-0,97) e PSRI (-0,90), rastreando o aumento do estresse hídrico intensificado nas bordas dos tratamentos provocado por secas prolongadas, principalmente a partir de 2008 (**Figura 5, 6 e 8D**). Enquanto o tratamento Controle está concentrado à direita do eixo, detectado pelo NDVI (0,97) e NDII (0,97) rastreando um dossel mais fechado e menos estressado.

A separação clara entre os tratamentos durante o período de fogo pode ser dividida em duas etapas: antes e depois de 2007 (**Figura 6C e 6D**), onde mudanças associadas ao estresse hídrico e na fotossíntese da vegetação persistem até o período após o final do experimento, representado na PCA para 2012 (**Material suplementar 6**).

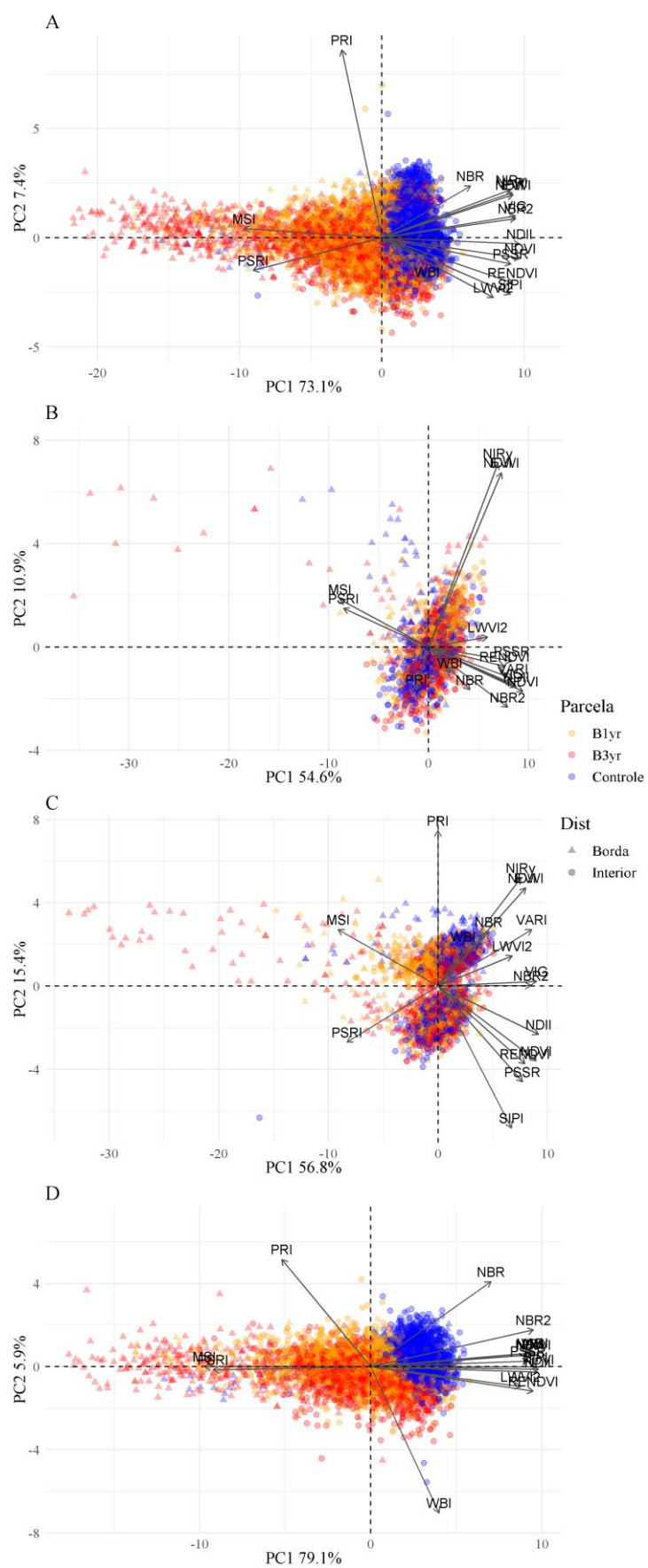


Figura 6: Projeção dos dois primeiros componentes da análise de componente principal (PCA) aplicada aos valores dos 17 VIs calculados através do *Hyperion*, **(A)** para o período toda série temporal (2004-2012), **(B)** para o período pré-experimento fogo, **(C)** para os primeiros três anos de experimento (2004-2006) e **(D)** para o período pós tempestade de fogo de 2007 (2008-2011). Ambos discriminados pelos tratamentos Controle, queimado trienal (B3yr) e queimado anual (B1yr) e pela distância (Dist) da borda do experimento (< 250 metros).

3.2.2. Correlação entre os VIs hiperespectrais e multiespectrais

Dos 17 VIs hiperespectrais avaliados, sete tiveram alta correlação ($r > 0.8$) com os multiespectrais (**Figura 7**). Como esperado, os VIs comuns entre os dois sensores também foram aqueles mais correlacionados entre si. Esses VIs são sensíveis principalmente à capacidade fotossintética e quantidade de água no dossel, compartilhando das faixas espectrais do vermelho e dos infravermelhos próximos e de ondas curtas (VIG, NDWI, NDVI, NDII, NBR2, MSI, NIRv e EVI). Em contrapartida, os VIs hiperespectrais que tiveram baixa correlação com o multiespectral foram os WBI ligado a presença de água e PRI ligado aos processos fotoquímicos.

Entre os VIs compartilhados em ambos os sensores temos uma baixa correlação no NBR do *Hyperion* e *Landsat* que são resultados da formula aplicada para os diferentes sensores usando diferentes comprimentos do infravermelho de ondas curtas (**Tabela 1 e 2**).

O GRND (VI multiespectral mais sensível ao fogo) teve uma alta correlação com VARI (0.91) e VIG (0.91) do *Hyperion*, ambos VIs associados a mudanças na pigmentação da vegetação, sendo o VIG o índice hiperespectral equivalente ao GRND do *Landsat*. O GRND também teve uma alta correlação com o PSRI, NIRv, NDWI, NDII, MSI e EVI (> 0.85).

Adicionalmente a maior correlação do PSRI com os VIs multiespectrais foi com o GRND (0.85). Ambos foram os VIs do *Hyperion* e do *Landsat* que apresentaram maior sensibilidade à mudanças ocasionadas pelos incêndios nos tratamentos queimados em relação ao Controle e são VIs associados à pigmentação da vegetação, sendo o PSRI sensível ao balanço de clorofilas/carotenoides e o GRND sensível à pigmentação verde de folhas jovens.

Hyperion	WBI	0.48	0.35	0.46	0.43	0.47	0.56
	VIG	0.89	0.91	0.95	0.96	0.93	0.91
	VARI	0.75	0.91	0.86	0.90	0.81	0.90
	SIPI	0.80	0.57	0.80	0.72	0.84	0.58
	RENDVI	0.75	0.55	0.74	0.66	0.77	0.64
	PSSR	0.94	0.74	0.93	0.88	0.96	0.78
	PSRI	-0.62	-0.85	-0.74	-0.80	-0.68	-0.83
	PRI	-0.41	0.03	-0.30	-0.16	-0.38	-0.11
	NIRv	0.84	0.85	0.88	0.90	0.86	0.85
	NDWI	0.85	0.85	0.89	0.91	0.88	0.85
	NDVI	0.91	0.80	0.94	0.90	0.96	0.80
	NDII	0.88	0.87	0.96	0.94	0.96	0.80
	NBR2	0.91	0.79	0.91	0.89	0.91	0.85
	NBR	0.75	0.52	0.65	0.64	0.65	0.74
	MSI	-0.92	-0.86	-0.97	-0.95	-0.97	-0.82
	LWVI2	0.80	0.51	0.73	0.65	0.78	0.67
	EVI	0.85	0.85	0.89	0.90	0.87	0.85
		EVI	GRND	NBR	NBR2	NDII	NDVI
		Landsat					

Figura 7: Correlação de *Pearson* entre os índices de vegetação calculados através do EO-1 (*Hyperion*) e *Landsat*, para verificar quais índices hiperespectrais são altamente correlacionado com os multiespectrais e para testar a correlação entre os índices mais sensíveis aos incêndios.

3.3. Mudanças estruturais da floresta associadas aos incêndios

Ao longo do tempo no experimento de fogo, a produção de serrapilheira, o índice de área foliar (LAI) e a biomassa acima do solo mudaram substancialmente. Antes dos incêndios não observamos diferenças claras entre as parcelas experimentais para essas variáveis, tanto para os ambientes de borda quanto para o interior da floresta (**Figura 8**). Após a ocorrência dos primeiros incêndios prescritos, entretanto, houve importantes reduções na biomassa, na produção de serrapilheira e no LAI em relação ao Controle (**Figura 8**). Em relação à serrapilheira e LAI, as maiores diferenças entre as áreas queimadas e área Controle foram observadas para o ano de 2011, quando para os ambientes de borda a produção de serrapilheira (-46%) e o LAI (-69%) foram muito menores nas parcelas queimadas em relação ao Controle. Para a biomassa acima do solo da floresta, observamos as maiores

diferenças entre as áreas queimadas e o Controle no ano de 2014, quando a biomassa da borda das parcelas queimadas foram 91% menor em relação ao Controle (**Figura 8**).

Dois anos após o final das queimas prescritas, observamos um processo de recuperação da serrapilheira e do LAI. No entanto, para o LAI, a recuperação não alcança os valores observados no tratamento Controle até o último ano de observação (2017) (**Figura 8**). A biomassa da vegetação continuou caindo em ambos os tratamentos queimados até o ano 2014, quando a biomassa na borda da B3yr chegou a 11.9 Mg ha⁻¹, 91% menor que a registrada em 2004 (130 Mg ha⁻¹), o mesmo valor encontrado em comparação com a biomassa do tratamento Controle para 2014.

A maior parte dos VIs avaliados seguiram os padrões de serrapilheira ao longo do experimento. Durante o período de recuperação dos incêndios (2011-2017), o aumento da produção de serrapilheira nas áreas queimadas coincidiu com a recuperação dos VIs, principalmente no interior da floresta, principalmente o GRND e NBR. Todavia, os dados de LAI e biomassa não se recuperaram até o final da nossa série temporal, divergindo em alguns momentos dos resultados encontrados pelos VIs (**Figura 8**). Assim, tanto o GRND quanto o NBR acompanharam a recuperação da serrapilheira, mas em relação às mudanças no LAI, observamos fraca relação com todos os VIs e nenhuma relação com os dados de biomassa (**Figura 8**).

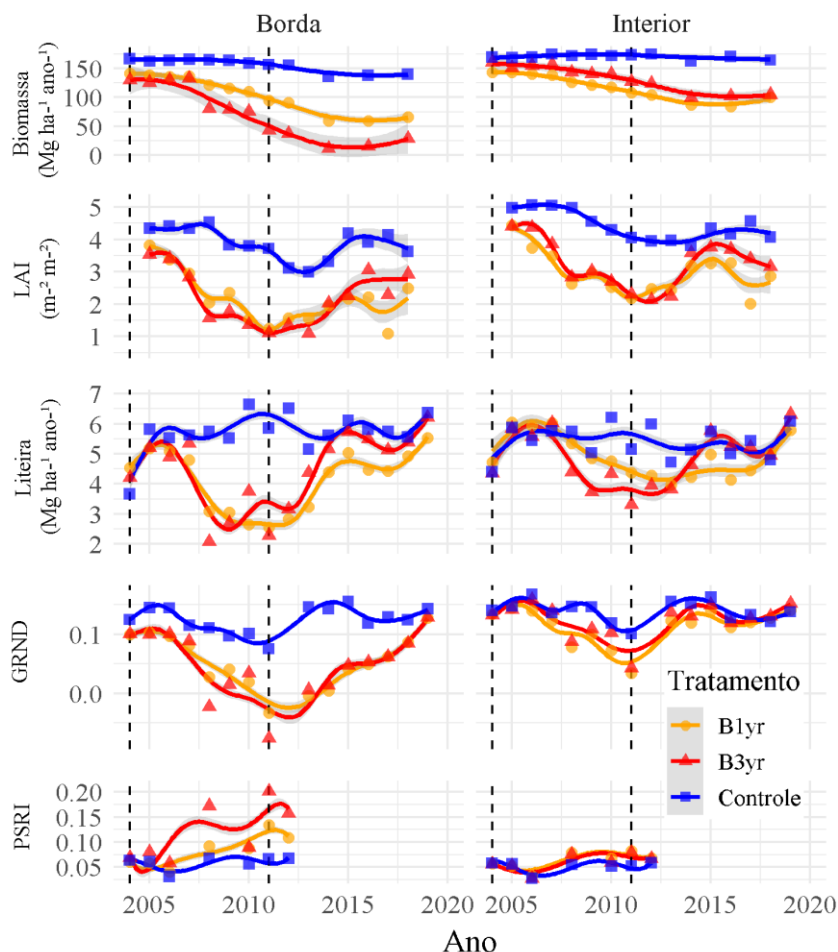


Figura 8: Padrões temporais de variáveis ambientais (Biomassa, LAI e Serrapilheira) e dos índices de vegetação GRND e PSRI medidos ao longo da borda e no interior da floresta dos três tratamentos experimentais (Controle, B3yr e B1yr). As linhas tracejadas indicam os anos em que os fogos experimentais foram conduzidos (2004 a 2010).

4. Discussão

Este estudo avaliou a capacidade de detecção de VIs hiperespectrais e multiespectrais a mudanças estruturais, bioquímicas e fisiológicas de uma floresta queimada experimentalmente e sob efeitos de borda. Os VIs multiespectrais avaliados apresentaram uma elevada capacidade de detecção de distúrbios causados por eventos de fogo, principalmente o GRND (ligado a pigmentação da vegetação) e o NDII (sensível a quantidade de água na vegetação). Diversos VIs hiperespectrais também detectaram mudanças em refletância das parcelas queimadas. Desses VIs os que mais se destacam são os NDVI, NDII, PSRI e MSI, sendo o PSRI o VI mais sensível a degradação ocorrida nos tratamentos queimados. Esse índice é calculado com a banda do vermelho de borda no

comprimento de onda de 752 nm; portanto, ele não pode ser calculado com o sensor multiespectral do *Landsat*.

4.1. Principais mudanças espectrais da vegetação detectadas pelo *Landsat* no mapeamento de degradação florestal associada a incêndios

Apesar da baixa resolução espectral, os dados *Landsat* possuem a vantagem de uma longa série temporal (Jarchow et al., 2017; Wilson & Norman, 2018). Com isso, foi possível acompanhar as mudanças ocorridas na vegetação ao longo de 34 anos de dados. Ao longo desse período, ficou evidente padrões distintos de antes, durante e após os fogos experimentais. Nos 29 anos do período que antecederam os fogos experimentais, todos os VIs mostraram pouca variação entre tratamentos. A única exceção foi a alta variação do GRND, um VI bastante sensível à reflectância do verde e do vermelho visível, portanto à mudanças que deixam a vegetação mais seca (Motohka et al., 2010).

De acordo com nossa série temporal, as condições da borda da vegetação do tratamento B3yr, já apresentava uma pequena diferença antes do experimento iniciar, confirmado pela PCA onde isolamos os efeitos de borda dos tratamentos queimados. Os efeitos de borda ocorridos no contato da vegetação do experimento com a agricultura presente na área de estudo é um fator importante para a interpretação dos resultados obtidos pelos VIs. Por exemplo, o NDII que através da diferença dos infravermelhos próximos e de ondas curtas, que podem ser conectados a presença de água na vegetação (de Almeida et al., 2019), detecta na borda uma vegetação mais seca. O que consequentemente se conecta a uma vegetação menos verde refletida pelo GRND (de Moura et al., 2017). Essa diferença fica cada vez mais evidente durante os anos de incêndio, onde as diferenças entre os tratamentos ficaram cada vez maiores, mostrando os efeitos consecutivos dos incêndios na borda da vegetação. Podemos associar as quedas de valores de todos o VIs com uma completa mudança estrutural da vegetação que tem seu ápice em 2010. Assim como detectado em campo por Balch et al. (2011), Brando et al. (2014) e Massad et al. (2013), que mostram que os incêndios consecutivos causam mudanças catastróficas na estrutura e composição da vegetação do experimento.

4.2. Ampliando a capacidade de mapeamento e entendimento da degradação florestal através do uso de imagens de alta resolução espectral

Apesar da curta série temporal, os resultados obtidos com os 17 VIs calculados através do *Hyperion* proporcionam uma amplitude de informações de mudanças químicas no dossel da vegetação maior que a dos índices calculados a partir dos sensores multiespectrais. Destacaram-se os VIs associados à razão de clorofila/carotenoides e antocianinas na vegetação como o PSRI e PSSR. Todavia, VIs derivados de ambos sensores (hiperespectrais e multiespectrais) conseguiram detectar mudanças e anomalias na fotossíntese e na pigmentação da vegetação, fatores essenciais para detectar estresse hídrico e alteração na senescência da vegetação estressada (Pérez-Priego et al., 2005).

Com o EO-1 não é possível calcular uma longa série temporal devido sua curta vida útil (Galvão et al., 2020), o que limitou em nosso estudo a investigação da regeneração da vegetação por sensores hiperespectrais. Porém, apesar das restrições, o *Hyperion* oferece uma importante oportunidade para a parametrização de detecção da degradação florestal (Jacon et al., 2017). Tendo em vista toda uma geração de satélites com sensores hiperespectrais lançados recentemente (ex. DESIS, PRISMA, GF5-AHSI e ZY1-AHSI) e que serão lançados nos próximos anos (ex. EnMAP, CHIME, SBG) (Zhang et al., 2021).

A maioria dos VIs hiperespectrais capturaram informações semelhantes representando dois grupos principais. O primeiro grupo detectou em um dossel mais fechado pequenas alterações bioquímicas ligadas positivamente à fotossíntese e pigmentação (ex. NDVI, RENDVI, VARI e VIG) e à quantidade de água no dossel (ex. NDWI, NDII, WBI e LWVI2). O segundo grupo de VIs representou mudanças nas bordas das parcelas queimadas, sendo composto pelo PSRI e MSI. Esses dois índices são diretamente associados ao estresse da vegetação (Galvão et al., 2020). Todavia, alguns desses VIs se destacaram na detecção de mudanças de importantes características bioquímicas da vegetação.

Os resultados de nossas PCAs mostram que o NDVI, NDII, PSRI e MSI foram os VIs mais importantes do *Hyperion* na detecção dos diferentes níveis de degradação da vegetação ao longo do experimento. O NDVI é um dos VIs mais comuns utilizados em estudos da vegetação por sensoriamento remoto, por ser relacionado com a quantidade de clorofila da vegetação através da diferença entre a refletância do infravermelho próximo e do vermelho (Hatfield et al., 1984; Rouse et al., 1973). O NDII é ligado positivamente ao conteúdo de água no dossel através da diferença normalizada da refletância dos infravermelhos próximo e de ondas curtas (820 e 1600 nm) (Hardisky et al., 1983). Já o MSI é ligado negativamente ao

conteúdo de água no dossel através da simples divisão do infravermelho de ondas curtas pelo infravermelho próximo (Hunt & Rock, 1989). Finalmente, o PSRI é sensível a mudanças na pigmentação da vegetação através da razão clorofilas/carotenoides na folhagem, que pode ser associada à senescência e ao estresse do dossel (Galvão et al., 2009; Merzlyak et al., 1999). O NDVI, NDII e MSI podem ser calculados pelo *Landsat* e outros sensores multiespectrais. Todavia, não é possível calcular o PSRI com imagens do *Landsat* 5 e 8, devido aos sensores TM e OLI não contemplarem a faixa espectral do vermelho de borda (~752 nm).

Em geral, os valores dos VIs para o período pré-fogo mostraram o interior dos tratamentos muito semelhantes entre si, dado que ambos os tratamentos estavam em condições semelhantes de preservação antes do início do experimento de fogo (Balch et al., 2008). Esses VIs também revelam um alto poder de detecção de degradação causada pelo efeito de borda. Nesse contexto, as alterações de reflectância do PSRI e MSI revelam que houve mudanças detectáveis na borda da floresta, indicando uma vegetação mais estressada. Isso sugere que os efeitos do fogo foram mais severos na borda porque essa vegetação já estava estressada por efeitos de borda como relacionados a altas temperaturas e velocidade do vento.

Após os primeiros fogos experimentais, os índices PSRI e MSI detectaram grandes mudanças na borda das florestas nos tratamentos B1yr e B3yr. Apesar dos índices também terem se modificado no interior das florestas queimadas em relação ao Controle, essas mudanças foram menos drásticas. Apesar de dois anos consecutivos de incêndio, os VIs LWVI2 e RENDVI detectaram mudanças no interior do experimento que não foram possíveis com os VIs multiespectrais. O RENDVI é calculado com as bandas do espectro do vermelho de borda, sendo assim sensíveis a pequenas variações no conteúdo da folhagem do dossel, na fração de abertura do dossel e na senescência (Gitelson et al., 1996). Dessa maneira, essas variações de reflectância do RENDVI e PSRI indicam que os VIs que usam a faixa espectral do vermelho de borda (~752 nm) podem ser mais sensíveis à degradação causada pelas primeiras queimadas ou por fogos de baixa intensidade. No entanto, o LWVI2 usa bandas nos espectros 1094 nm e 1205 nm, respectivamente, que são sensíveis à quantidade de água na folha (Galvão et al., 2005) e, reforçada pelas diferenças capturadas pelo MSI, indicam que os primeiros efeitos da degradação são revelados pelo aumento do estresse hídrico da vegetação.

As diferenças entre as parcelas queimadas e o Controle aumentaram para todos os VIs após os incêndios de maior intensidade, evidenciando sensibilidade dos índices de vegetação avaliados aos impactos imediatos causados pelo fogo. Em 2008, o tratamento B1yr já tinha sido queimado quatro vezes e a B3yr queimado duas vezes (Balch et al., 2011). Em ambos os

tratamentos, a intensidade do fogo foi maior devido ao aumento do combustível e à menor umidade no sub-bosque da floresta, sobretudo no tratamento B3yr, onde houve mais tempo entre queimadas experimentais, o que causou um maior acúmulo de combustível. Esse acúmulo de combustível, somado à seca de 2007 e ao forte efeito de borda dos tratamentos, resultou na tempestade de fogo daquele ano (Brando et al. 2012).

Dessa forma, até 2007, nem todos os VIs capturaram mudanças na estrutura e bioquímica da floresta, apesar de dados de campo mostrarem uma queda perceptível do LAI. Por exemplo, os VIs hiperespectrais PSRI, PSSR, MSI, NDII, NBR, LWVI2, VARI e VIG e os multiespectrais GRND e NDII chegaram a ter uma variação maior que 10% em relação a floresta intacta antes de 2007, enquanto todos os demais VIs não conseguiram capturar diferenças significativas. No entanto, após os fogos de alta intensidade de 2007, houve grandes reduções em LAI, serrapilheira e uma queda cada vez mais acentuada da biomassa. Todos os VIs foram capazes de identificar as consequências dessas alterações na dinâmica do dossel, sobretudo aqueles que estão sujeitos ao estresse hídrico e às mudanças na pigmentação da vegetação, como, por exemplo, o GRND e o NDII do *Landsat* e os PSRI, VIG, VARI, MSI e PSSR do *Hyperion*. Isso indica que os VIs que estão ligados às mudanças na pigmentação (GRND, PSRI, VIG, VARI, PSSR) e que usam as bandas de infravermelho próximo e de ondas curtas (NDII e MSI), podem ser os mais sensíveis e indicados para detecção de degradação associada a incêndios em anos iniciais e tardios.

4.3. Regeneração e mudanças estruturais da floresta associadas aos incêndios

Nossos resultados mostram que o poder de detecção de VIs após a passagem do fogo desaparecerem em poucos anos, mesmo quando a vegetação sofre queimadas recorrentes. Como pode ser observado nas **figuras 1, 2, 3 e 4** a diferença entre o Controle e as parcelas queimadas diminuiu durante o período de recuperação pós-fogo. Em geral, todos os VIs nas parcelas queimadas atingiram valores similares ao do Controle dentro de oito anos.

A recuperação dos VIs multiespectrais refletem a floresta recuperando a sua capacidade fotossintética como indicado pelos índices EVI, NDVI e pelo GRND através do aumento da reflectância da pigmentação verde de folhas jovens da vegetação (de Moura et al., 2017). E também recuperando a estabilidade hídrica, expresso pelo NDII. O que pode ser interpretado como um sistema com menos estresse hídrico comparado com os de anos anteriores em que a floresta ainda sofria com os incêndios. De fato, o estudo de Brando et al. (2019) sugere que a vegetação nos tratamentos queimados recuperou rapidamente os fluxos

de CO₂ e H₂O e que os efeitos do fogo podem ter se estendido por 3,5 anos do período de recuperação, o que podemos associar a recuperação dos valores de EVI, NDVI e NDII. Essa regeneração é reforçada com a recuperação dos VIs NBR e NBR2 que evidenciam as cicatrizes de fogo desaparecendo da paisagem após o final do experimento.

Todavia, a recuperação dos ciclos hidrológico e de carbono identificados em campo e refletidos pelos VIs pode induzir a interpretação equivocada sobre a recuperação florestal. Nossos resultados mostram que os VIs conseguem refletir as mudanças na dinâmica de produção de folhas no dossel da vegetação, mas não são sensíveis à recuperação de biomassa florestal, indicando que essa recuperação da produtividade do dossel não foi grande o suficiente para compensar as perdas de biomassa associadas ao aumento da mortalidade de árvores grandes, um processo que pode levar várias décadas para ocorrer (Silva et al., 2018).

O processo de degradação florestal associado aos incêndios não termina com o último evento de fogo, outros distúrbios subsequentes podem amplificar a degradação das florestas. As tempestades de vento é um exemplo de distúrbio que pode amplificar a degradação de florestas queimadas atrasando a recuperação da biomassa, sendo as cicatrizes deixadas pelo fogo um fator chave que fragiliza os troncos que se tornam mais vulneráveis aos ventos fortes (Silvério et al., 2019). O estudo de Silvério et al., 2019 corrobora a estes resultados, uma vez que também registraram maior mortalidade de árvores nas florestas anteriormente afetadas pelos fogos (tratamentos B3yr e B1yr) em comparação a floresta controle. Dessa forma, a recuperação dos valores dos VIs não representam a recuperação da biomassa, nem o retorno da floresta ao estado ecológico pré-experimento, mas sim o início da sucessão ecológica conduzido por espécies pioneiras onde a vegetação foi degradada (Prestes et al., 2020). Na borda das florestas queimadas, a invasão provavelmente teve um impacto importante nos VIs.

De fato, ocorreu o aumento da invasão de gramíneas e de recrutamento de pioneiras durante o período de regeneração em nossa área experimental (Brando et al., 2019b, 2012; Silvério et al., 2019, 2013). Espécies pioneiras investem em crescimento rápido, portanto fazem muita fotossíntese e troca de água com a atmosfera (Nogueira et al., 2004). O que acaba por ser refletido por VIs ligados a fotossíntese, água e verdor como recuperação florestal. Todavia, apesar desses VIs não terem a capacidade de fornecer informações acuradas sobre a recuperação estrutural da floresta, eles fornecem importantes informações sobre a capacidade de recuperação de florestas de importantes serviços ecossistêmicos ligados ao ciclo do carbono e ciclo hidrológico (Bonan, 2008).

5. Considerações finais

Os dados dos satélites *Landsat* e EO-1 se mostraram eficientes para detectar degradação florestal associada a incêndios. No entanto, uma vez que os VIs hiperespectrais apresentam uma maior variedade de informações sobre a degradação e têm uma sensibilidade maior à degradação através do índice PSRI, que não pode ser calculado com o sensor multiespectral do *Landsat*, concluímos que o hiperespectral traz elementos importantes e aumenta nossa capacidade de detecção de distúrbios.

O índice PSRI, que, através dos comprimentos de ondas do azul e do vermelho visível e do vermelho de borda, representa processos de mudanças na senescência da vegetação, foi o VI mais sensível ao efeito de borda e às mudanças de reflectância das áreas queimadas em nosso estudo.

Índices de vegetação hiperespectrais, com maior sensibilidade às mudanças de carotenoide/clorofila, e multiespectrais ligados à pigmentação, como o GRND, são os primeiros a detectar estresse hídrico e degradação da vegetação associada a incêndios florestais em anos iniciais por meio de imagens de satélite. A exploração de índices capazes de detectar mudanças nessas variáveis pode trazer avanços na detecção de risco de fogo.

Apesar da recuperação dos valores dos VIs multiespectrais e da produção de serrapilheira durante o período de recuperação, existem legados importantes do fogo na biomassa, estrutura e composição da vegetação que são mascarados pelo crescimento rápido de pioneiras e invasão de gramíneas, o que reflete no aumento dos valores dos VIs.

6. Referências bibliográficas

- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., De Moraes Gonçalves, J.L., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Zeitschrift* 22, 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Asner, G.P., Knapp, D.E., Broadbent, E.N., Oliveira, P.J.C., Keller, M., Silva, J.N., 2005. Ecology: Selective logging in the Brazilian Amazon. *Science* (80-.). 310, 480–482. <https://doi.org/10.1126/science.1118051>
- Asner, G.P., Nepstad, D., Cardinot, G., Ray, D., 2004. Drought stress and carbon uptake in an Amazon forest measured with spaceborne imaging spectroscopy. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 101, 6039–6044. <https://doi.org/10.1073/pnas.0400168101>
- Baccini, A., Walker, W., Carvalho, L., Farina, M., Sulla-Menashe, D., Houghton, R.A., 2017. Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain

- and loss. *Science* (80-.). 358, 230–234. <https://doi.org/10.1126/science.aam5962>
- Badgley, G., Field, C.B., Berry, J.A., 2017. Canopy near-infrared reflectance and terrestrial photosynthesis. *Sci. Adv.* 3, 1–6. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1602244>
- Balch, J.K., Nepstad, D.C., Curran, L.M., Brando, P.M., Portela, O., Guilherme, P., Reuning-Scherer, J.D., de Carvalho, O., 2011. Size, species, and fire behavior predict tree and liana mortality from experimental burns in the Brazilian Amazon. *For. Ecol. Manage.* 261, 68–77. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.09.029>
- Balch, J.R.K., Nepstad, D.C., Brando, P.M., Curran, L.M., Portela, O., de Carvalho, O., Lefebvre, P., 2008. Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. *Glob. Chang. Biol.* 14, 2276–2287. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01655.x>
- Blackburn, G.A., 1998. Quantifying chlorophylls and carotenoids at leaf and canopy scales: An evaluation of some hyperspectral approaches. *Remote Sens. Environ.* 66, 273–285. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(98\)00059-5](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(98)00059-5)
- Bonan, G.B., 2008. Forests and Climate Change: Forcings, Feedbacks, and the Climate Benefits of Forests. *Science* (80-.). 320, 1444–1449. <https://doi.org/10.1126/science.1155121>
- Brando, P., Macedo, M., Silvério, D., Rattis, L., Paolucci, L., Alencar, A., Coe, M., Amorim, C., 2020. Amazon wildfires: Scenes from a foreseeable disaster. *Flora Morphol. Distrib. Funct. Ecol. Plants* 268, 151609. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151609>
- Brando, P.M., Balch, J.K., Nepstad, D.C., Morton, D.C., Putz, F.E., Coe, M.T., Silvério, D., Macedo, M.N., Davidson, E.A., Nóbrega, C.C., Alencar, A., Soares-Filho, B.S., 2014. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 111, 6347–6352. <https://doi.org/10.1073/pnas.1305499111>
- Brando, P.M., Nepstad, D.C., Balch, J.K., Bolker, B., Christman, M.C., Coe, M., Putz, F.E., 2012. Fire-induced tree mortality in a neotropical forest: The roles of bark traits, tree size, wood density and fire behavior. *Glob. Chang. Biol.* 18, 630–641. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02533.x>
- Brando, P.M., Paolucci, L., Ummenhofer, C.C., Ordway, E.M., Hartmann, H., Cattau, M.E., Rattis, L., Medjibe, V., Coe, M.T., Balch, J., 2019a. Droughts, Wildfires, and Forest Carbon Cycling: A Pantropical Synthesis. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.* 47, 555–581. <https://doi.org/10.1146/annurev-earth-082517-010235>
- Brando, P.M., Silvério, D., Maracahipes-Santos, L., Oliveira-Santos, C., Levick, S.R., Coe, M.T., Migliavacca, M., Balch, J.K., Macedo, M.N., Nepstad, D.C., Maracahipes, L.,

- Davidson, E., Asner, G., Kolle, O., Trumbore, S., 2019b. Prolonged tropical forest degradation due to compounding disturbances: Implications for CO₂ and H₂O fluxes. *Glob. Chang. Biol.* 1–14. <https://doi.org/10.1111/gcb.14659>
- Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M.S., Delitti, W.B.C., Duque, A., Eid, T., Fearnside, P.M., Goodman, R.C., Henry, M., Martínez-Yrizar, A., Mugasha, W.A., Muller-Landau, H.C., Mencuccini, M., Nelson, B.W., Ngomanda, A., Nogueira, E.M., Ortiz-Malavassi, E., Péliissier, R., Ploton, P., Ryan, C.M., Saldarriaga, J.G., Vieilledent, G., 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Glob. Chang. Biol.* 20, 3177–3190. <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>
- Coe, M.T., Marthews, T.R., Costa, M.H., Galbraith, D.R., Greenglass, N.L., Imbuzeiro, H.M.A., Levine, N.M., Malhi, Y., Moorcroft, P.R., Muza, M.N., Powell, T.L., Saleska, S.R., Solorzano, L.A., Wang, J., 2013. Deforestation and climate feedbacks threaten the ecological integrity of south-southeastern Amazonia. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 368. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0155>
- Core Team R Development, 2017. R: A language and environment for statistical computing. [WWW Document]. R Found. Stat. Comput. URL <http://www.r-project.org/>.
- de Almeida, C.T., Galvão, L.S., Aragão, L.E. de O.C. e., Ometto, J.P.H.B., Jacon, A.D., Pereira, F.R. de S., Sato, L.Y., Lopes, A.P., Graça, P.M.L. de A., Silva, C.V. de J., Ferreira-Ferreira, J., Longo, M., 2019. Combining LiDAR and hyperspectral data for aboveground biomass modeling in the Brazilian Amazon using different regression algorithms. *Remote Sens. Environ.* 232. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111323>
- de Moura, Y.M., Galvão, L.S., Hilker, T., Wu, J., Saleska, S., do Amaral, C.H., Nelson, B.W., Lopes, A.P., Wiedeman, K.K., Prohaska, N., de Oliveira, R.C., Machado, C.B., Aragão, L.E.O.C., 2017. Spectral analysis of amazon canopy phenology during the dry season using a tower hyperspectral camera and modis observations. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* 131, 52–64. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.07.006>
- Esquivel-Muelbert, A., Baker, T.R., Dexter, K.G., Lewis, S.L., Brien, R.J.W., Feldpausch, T.R., Lloyd, J., Monteagudo-Mendoza, A., Arroyo, L., Álvarez-Dávila, E., Higuchi, N., Marimon, B.S., Marimon-Junior, B.H., Silveira, M., Vilanova, E., Gloor, E., Malhi, Y., Chave, J., Barlow, J., Bonal, D., Davila Cardozo, N., Erwin, T., Fauset, S., Hérault, B., Laurance, S., Poorter, L., Qie, L., Stahl, C., Sullivan, M.J.P., ter Steege, H., Vos, V.A., Zuidema, P.A., Almeida, E., Almeida de Oliveira, E., Andrade, A., Vieira, S.A., Aragão, L., Araujo-Murakami, A., Arets, E., Aymard C, G.A., Baraloto, C., Camargo, P.B.,

- Barroso, J.G., Bongers, F., Boot, R., Camargo, J.L., Castro, W., Chama Moscoso, V., Comiskey, J., Cornejo Valverde, F., Lola da Costa, A.C., del Aguila Pasquel, J., Di Fiore, A., Fernanda Duque, L., Elias, F., Engel, J., Flores Llampazo, G., Galbraith, D., Herrera Fernández, R., Honorio Coronado, E., Hubau, W., Jimenez-Rojas, E., Lima, A.J.N., Umetsu, R.K., Laurance, W., Lopez-Gonzalez, G., Lovejoy, T., Aurelio Melo Cruz, O., Morandi, P.S., Neill, D., Núñez Vargas, P., Pallqui Camacho, N.C., Parada Gutierrez, A., Pardo, G., Peacock, J., Peña-Claros, M., Peñuela-Mora, M.C., Petronelli, P., Pickavance, G.C., Pitman, N., Prieto, A., Quesada, C., Ramírez-Angulo, H., Réjou-Méchain, M., Restrepo Correa, Z., Roopsind, A., Rudas, A., Salomão, R., Silva, N., Silva Espejo, J., Singh, J., Stropp, J., Terborgh, J., Thomas, R., Toledo, M., Torres-Lezama, A., Valenzuela Gamarra, L., van de Meer, P.J., van der Heijden, G., van der Hout, P., Vasquez Martinez, R., Vela, C., Vieira, I.C.G., Phillips, O.L., 2018. Compositional response of Amazon forests to climate change. *Glob. Chang. Biol.* 25, 39–56. <https://doi.org/10.1111/gcb.14413>
- Felde, G.W., Anderson, G.P., Cooley, T.W., Matthew, M.W., Adler-Golden, S.M., Berk, A., Lee, J., n.d. Analysis of *Hyperion* data with the FLAASH atmospheric correction algorithm, in: IGARSS 2003. 2003 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium. Proceedings (IEEE Cat. No.03CH37477). IEEE, pp. 90–92. <https://doi.org/10.1109/IGARSS.2003.1293688>
- Galvão, L.S., Almeida de Souza, A., Breunig, F.M., 2020. A hyperspectral experiment over tropical forests based on the EO-1 orbit change and PROSAIL simulation. *GIScience Remote Sens.* 57, 74–90. <https://doi.org/10.1080/15481603.2019.1668595>
- Galvão, L.S., dos Santos, J.R., Roberts, D.A., Breunig, F.M., Toomey, M., de Moura, Y.M., 2011. On intra-annual EVI variability in the dry season of tropical forest: A case study with MODIS and hyperspectral data. *Remote Sens. Environ.* 115, 2350–2359. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.04.035>
- Galvão, L.S., Formaggio, A.R., Tisot, D.A., 2005. Discrimination of sugarcane varieties in Southeastern Brazil with EO-1 *Hyperion* data. *Remote Sens. Environ.* 94, 523–534. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.11.012>
- Galvão, L.S., Roberts, D.A., Formaggio, A.R., Numata, I., Breunig, F.M., 2009. View angle effects on the discrimination of soybean varieties and on the relationships between vegetation indices and yield using off-nadir *Hyperion* data. *Remote Sens. Environ.* 113, 846–856. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.12.010>
- Gamon, J.A., Serrano, L., Surfus, J.S., 1997. The photochemical reflectance index: an optical

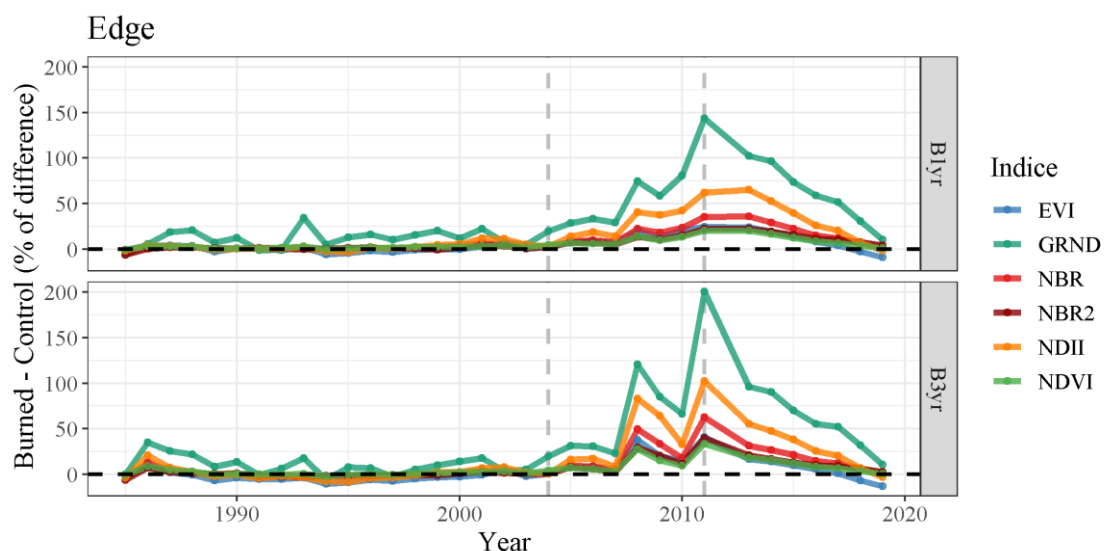
- indicator of photosynthetic radiation use efficiency across species, functional types, and nutrient levels. *Oecologia* 112, 492–501. <https://doi.org/10.1007/s004420050337>
- Gao, B., 1996. NDWI—A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sens. Environ.* 58, 257–266. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00067-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00067-3)
- García, M.J.L., Caselles, V., 1991. Mapping burns and natural reforestation using thematic Mapper data. *Geocarto Int.* 6, 31–37. <https://doi.org/10.1080/10106049109354290>
- Gatti, L. V., Gloor, M., Miller, J.B., Doughty, C.E., Malhi, Y., Domingues, L.G., Basso, L.S., Martinewski, A., Correia, C.S.C., Borges, V.F., Freitas, S., Braz, R., Anderson, L.O., Rocha, H., Grace, J., Phillips, O.L., Lloyd, J., 2014. Drought sensitivity of Amazonian carbon balance revealed by atmospheric measurements. *Nature* 506, 76–80. <https://doi.org/10.1038/nature12957>
- Gitelson, A.A., Kaufman, Y.J., Stark, R., Rundquist, D., 2002. Novel algorithms for remote estimation of vegetation fraction. *Remote Sens. Environ.* 80, 76–87. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00289-9](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00289-9)
- Gitelson, A.A., Merzlyak, M.N., Lichtenthaler, H.K., 1996. Detection of red edge position and chlorophyll content by reflectance measurements near 700 nm. *J. Plant Physiol.* 148, 501–508. [https://doi.org/10.1016/S0176-1617\(96\)80285-9](https://doi.org/10.1016/S0176-1617(96)80285-9)
- Hardisky, M.A., Klemas, V., Smart, R.M., 1983. The influence of soil salinity, growth form, and leaf moisture on the spectral radiance of *Spartina alterniflora* canopies. *Photogramm. Eng. Remote Sens.* 49, 77–83.
- Hatfield, J.L., Asrar, G., Kanemasu, E.T., 1984. Intercepted photosynthetically active radiation estimated by spectral reflectance. *Remote Sens. Environ.* 14, 65–75. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(84\)90008-7](https://doi.org/10.1016/0034-4257(84)90008-7)
- Hijmans, R.J., van Etten, J., Etten, J. van, Mattiuzzi, M., Sumner, M., Greenberg, J.A., Lamigueiro, O.P., Bevan, A., Racine, E.B., Shortridge, A., 2014. raster: Geographic analysis and modeling with raster data.
- Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E., Gao, X., Ferreira, L., 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sens. Environ.* 83, 195–213. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00096-2](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00096-2)
- Hunt, E., Rock, B., 1989. Detection of changes in leaf water content using Near- and Middle-Infrared reflectances☆. *Remote Sens. Environ.* 30, 43–54. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(89\)90046-1](https://doi.org/10.1016/0034-4257(89)90046-1)

- Jacon, A.D., Galvão, L.S., Santos, J.R. Dos, Sano, E.E., 2017. Seasonal characterization and discrimination of savannah physiognomies in Brazil using hyperspectral metrics from *Hyperion*/EO-1. *Int. J. Remote Sens.* 38, 4494–4516.
<https://doi.org/10.1080/01431161.2017.1320443>
- Jarchow, C.J., Nagler, P.L., Glenn, E.P., 2017. Greenup and evapotranspiration following the Minute 319 pulse flow to Mexico: An analysis using *Landsat* 8 Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) data. *Ecol. Eng.* 106, 776–783.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.08.007>
- Kaufman, Y.J., Tanré, D., Remer, L.A., Vermote, E.F., Chu, A., Holben, B.N., 1997. Operational remote sensing of tropospheric aerosol over land from EOS moderate resolution imaging spectroradiometer. *J. Geophys. Res. Atmos.* 102, 17051–17067.
<https://doi.org/10.1029/96JD03988>
- Lewis, S.L., Edwards, D.P., Galbraith, D., 2015. Increasing human dominance of tropical forests. *Science* (80-.). <https://doi.org/10.1126/science.aaa9932>
- Massad, T.J., Balch, J.K., Davidson, E.A., Brando, P.M., Mews, C.L., Porto, P., Quintino, R.M., Vieira, S.A., Junior, B.H.M., Trumbore, S.E., 2013. Interactions between repeated fire, nutrients, and insect herbivores affect the recovery of diversity in the southern Amazon. *Oecologia* 172, 219–229. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2482-x>
- Matricardi, E.A.T., Skole, D.L., Costa, O.B., Pedlowski, M.A., Samek, J.H., Miguel, E.P., 2020. Long-term forest degradation surpasses deforestation in the Brazilian Amazon. *Science* (80-.). 369, 1378–1382. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.ABB3021>
- Merzlyak, M.N., Gitelson, A.A., Chivkunova, O.B., Rakitin, V.Y., 1999. Non-destructive optical detection of pigment changes during leaf senescence and fruit ripening. *Physiol. Plant.* 106, 135–141. <https://doi.org/10.1034/j.1399-3054.1999.106119.x>
- Motohka, T., Nasahara, K.N., Oguma, H., Tsuchida, S., 2010. Applicability of Green-Red Vegetation Index for Remote Sensing of Vegetation Phenology. *Remote Sens.* 2, 2369–2387. <https://doi.org/10.3390/rs2102369>
- Nepstad, D., Lefebvre, P., Da Silva, U.L., Tomasella, J., Schlesinger, P., Solórzano, L., Moutinho, P., Ray, D., Benito, J.G., 2004. Amazon drought and its implications for forest flammability and tree growth: A basin-wide analysis. *Glob. Chang. Biol.* 10, 704–717. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00772.x>
- Nogueira, A., Martinez, C.A., Ferreira, L.L., Prado, C.H.B.A., 2004. Photosynthesis and Water Use Efficiency in Twenty Tropical Tree Species of Differing Succession Status in a Brazilian Reforestation. *Photosynthetica* 42, 351–356.

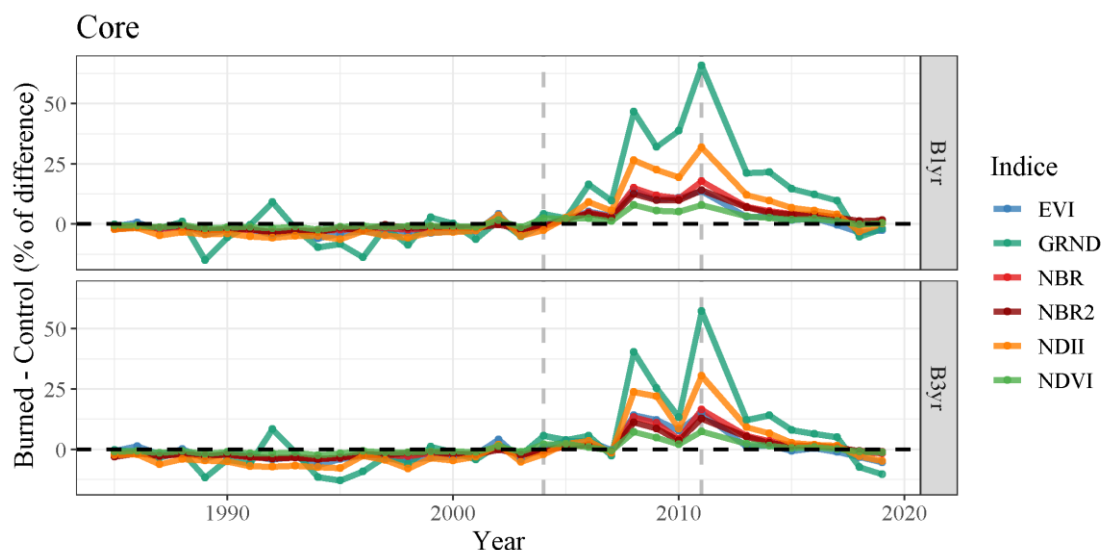
- <https://doi.org/10.1023/B:PHOT.0000046152.05364.77>
- Numata, I., Cochrane, M.A., Galvão, L.S., 2011. Analyzing the impacts of frequency and severity of forest fire on the recovery of disturbed forest using *Landsat* time series and EO-1 *Hyperion* in the Southern Brazilian Amazon. *Earth Interact.* 15, 1–17.
<https://doi.org/10.1175/2010EI372.1>
- Penuelas, J., Baret, F., Filella, I., 1995. Semi-empirical indices to assess carotenoids/chlorophyll a ratio from leaf spectral reflectance. *Photosynthetica* 31, 221–230.
- Penuelas, J., Pinol, J., Ogaya, R., Filella, I., 1997. Estimation of plant water concentration by the reflectance Water Index WI (R900/R970). *Int. J. Remote Sens.* 18, 2869–2875.
<https://doi.org/10.1080/014311697217396>
- Pérez-Priego, O., Zarco-Tejada, P.J., Miller, J.R., Sepulcre-Cantó, G., Fereres, E., 2005. Detection of water stress in orchard trees with a high-resolution spectrometer through chlorophyll fluorescence In-Filling of the O2-A band. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* 43, 2860–2868. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2005.857906>
- Prestes, N.C.C. dos S., Massi, K.G., Silva, E.A., Nogueira, D.S., de Oliveira, E.A., Freitag, R., Marimon, B.S., Marimon-Junior, B.H., Keller, M., Feldpausch, T.R., 2020. Fire Effects on Understory Forest Regeneration in Southern Amazonia. *Front. For. Glob. Chang.* 3, 1–15. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.00010>
- Roberts, D. A., K. L. Roth, and R.L.P., 2012. Hyperspectral Vegetation Indices, in: P. S. Thenkabail, J. G. Lyon, and A.H. (Ed.), *Hyperspectral Remote Sensing of Vegetation*. FL: CRC Press, Taylor and Francis Group, pp. 309–327.
- Rouse, J.W., Haas, R.H., Schell, J.A., Deering, D.W., 1973. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS, in: *Proc. Third ERTS-1 Symp.* NASA, Washington, DC, pp. 309–317.
- Sasaki, N., Putz, F.E., 2009. Critical need for new definitions of “forest” and “forest degradation” in global climate change agreements. *Conserv. Lett.* 2, 226–232.
<https://doi.org/10.1111/j.1755-263x.2009.00067.x>
- Shimabukuro, Y.E., Arai, E., Duarte, V., Jorge, A., Santos, E.G. dos, Gasparini, K.A.C., Dutra, A.C., 2019. Monitoring deforestation and forest degradation using multi-temporal fraction images derived from *Landsat* sensor data in the Brazilian Amazon. *Int. J. Remote Sens.* 40, 5475–5496. <https://doi.org/10.1080/01431161.2019.1579943>
- Shimabukuro, Y.E., Dutra, A.C., Arai, E., Duarte, V., Cassol, H.L.G., Pereira, G., Cardozo, F. da S., 2020. Mapping burned areas of mato grosso state brazilian amazon using

- multisensor datasets. *Remote Sens.* 12, 1–23. <https://doi.org/10.3390/rs12223827>
- Silva, C.V.J., Aragão, L.E.O.C., Barlow, J., Espirito-Santo, F., Young, P.J., Anderson, L.O., Berenguer, E., Brasil, I., Foster Brown, I., Castro, B., Farias, R., Ferreira, J., França, F., Graça, P.M.L.A., Kirsten, L., Lopes, A.P., Salimon, C., Scaranello, M.A., Seixas, M., Souza, F.C., Xaud, H.A.M., 2018. Drought-induced Amazonian wildfires instigate a decadal-scale disruption of forest carbon dynamics. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 373, 20180043. <https://doi.org/10.1098/rstb.2018.0043>
- Silvério, D. V., Brando, P.M., Balch, J.K., Putz, F.E., Nepstad, D.C., Oliveira-Santos, C., Bustamante, M.M.C., 2013. Testing the Amazon savannization hypothesis: fire effects on invasion of a neotropical forest by native cerrado and exotic pasture grasses. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 368, 20120427. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0427>
- Silvério, D. V., Brando, P.M., Bustamante, M.M.C., Putz, F.E., Marra, D.M., Levick, S.R., Trumbore, S.E., 2019. Fire, fragmentation, and windstorms: A recipe for tropical forest degradation. *J. Ecol.* 107, 656–667. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13076>
- Team, Q.D., 2021. QGIS Geographic Information System.
- Trumbore, S., Brando, P., Hartmann, H., 2015. Forest health and global change. *Science* (80-.). 349, 814–818. <https://doi.org/10.1126/science.aac6759>
- Van Deventer, A.P., Ward, A.D., Gowda, P.M., Lyon, J.G., 1997. Using thematic mapper data to identify contrasting soil plains and tillage practices. *Photogramm. Eng. Remote Sensing* 63, 87–93.
- Wickham, H., 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.
- Wilson, N.R., Norman, L.M., 2018. Analysis of vegetation recovery surrounding a restored wetland using the normalized difference infrared index (NDII) and normalized difference vegetation index (NDVI). *Int. J. Remote Sens.* 39, 3243–3274. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1437297>
- Zhang, Y., Migliavacca, M., Penuelas, J., Ju, W., 2021. Advances in hyperspectral remote sensing of vegetation traits and functions. *Remote Sens. Environ.* 252, 112121. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112121>

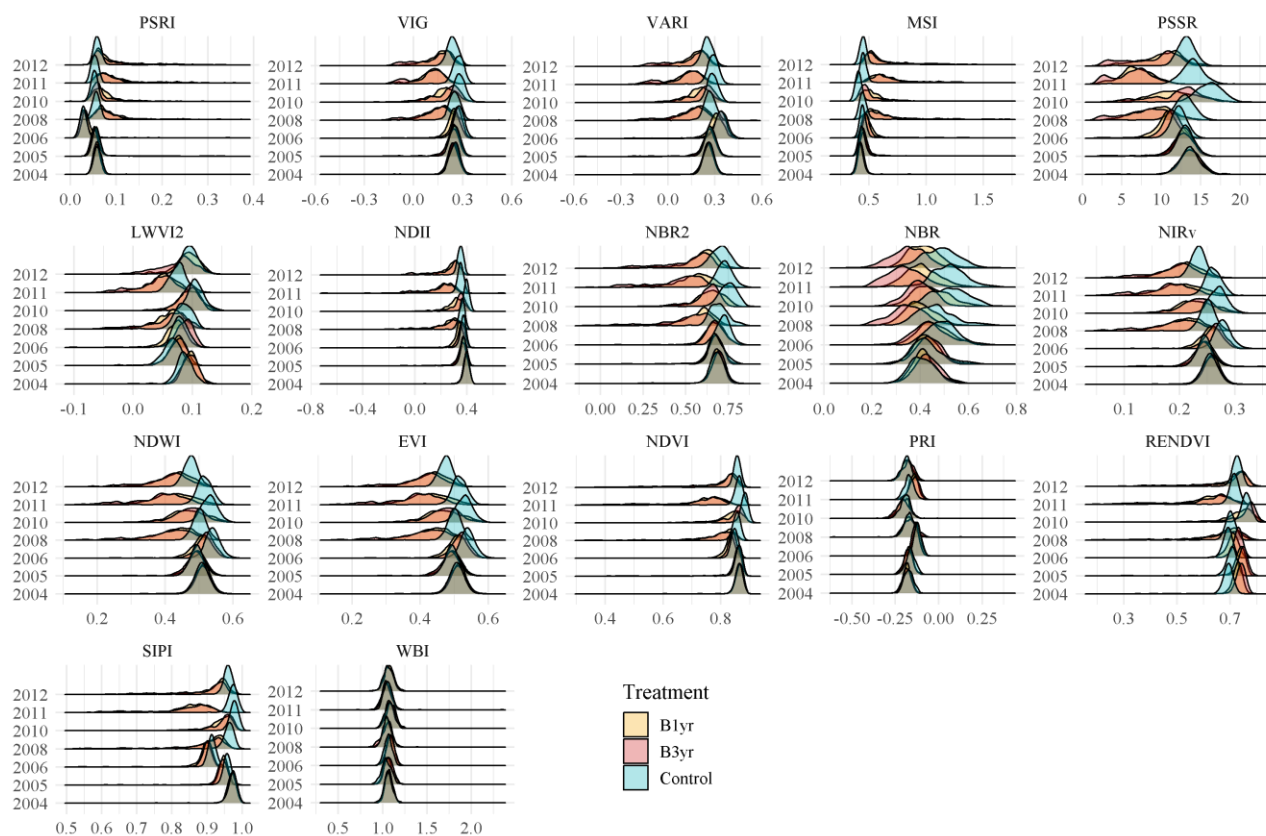
7. Material suplementar



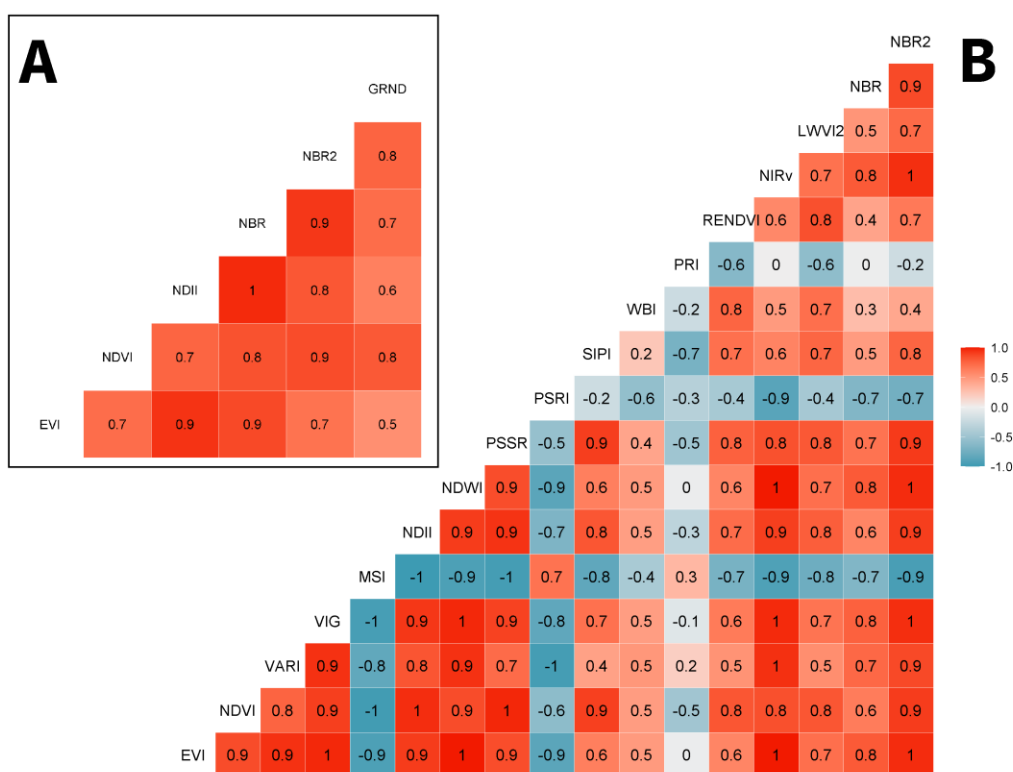
Material suplementar 1: Diferença relativa das médias dos índices de vegetação multiespectrais entre as bordas (<250 metros) do tratamentos queimados a cada três anos (B3yr), queimado anualmente (B1yr) e a borda do tratamento controle. Os valores indicam a porcentagem de diferença em relação ao tratamento controle. As linhas tracejadas indicam os anos em que os fogos experimentais foram conduzidos (2004 a 2010).



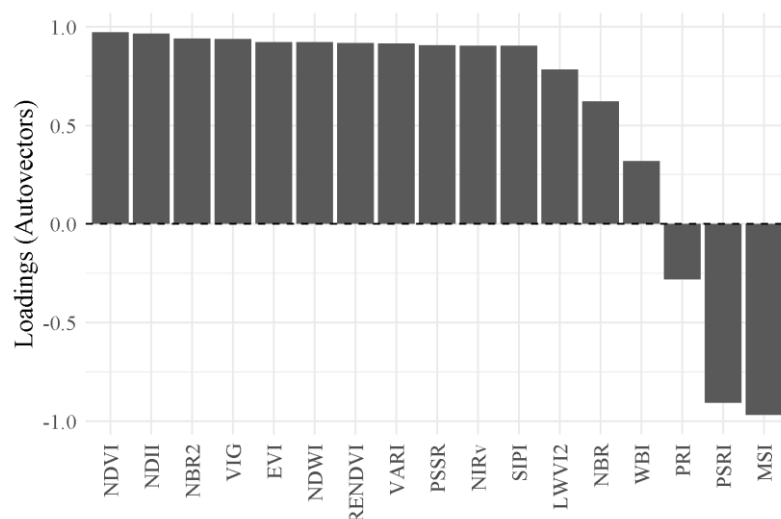
Material suplementar 2: Diferença relativa das médias dos índices de vegetação multiespectrais entre o interior (>250 metros) do tratamentos queimados a cada três anos (B3yr), queimado anualmente (B1yr) e o interior do tratamento controle. Os valores indicam a porcentagem de diferença em relação ao tratamento controle. As linhas tracejadas indicam os anos em que os fogos experimentais foram conduzidos (2004 a 2010).



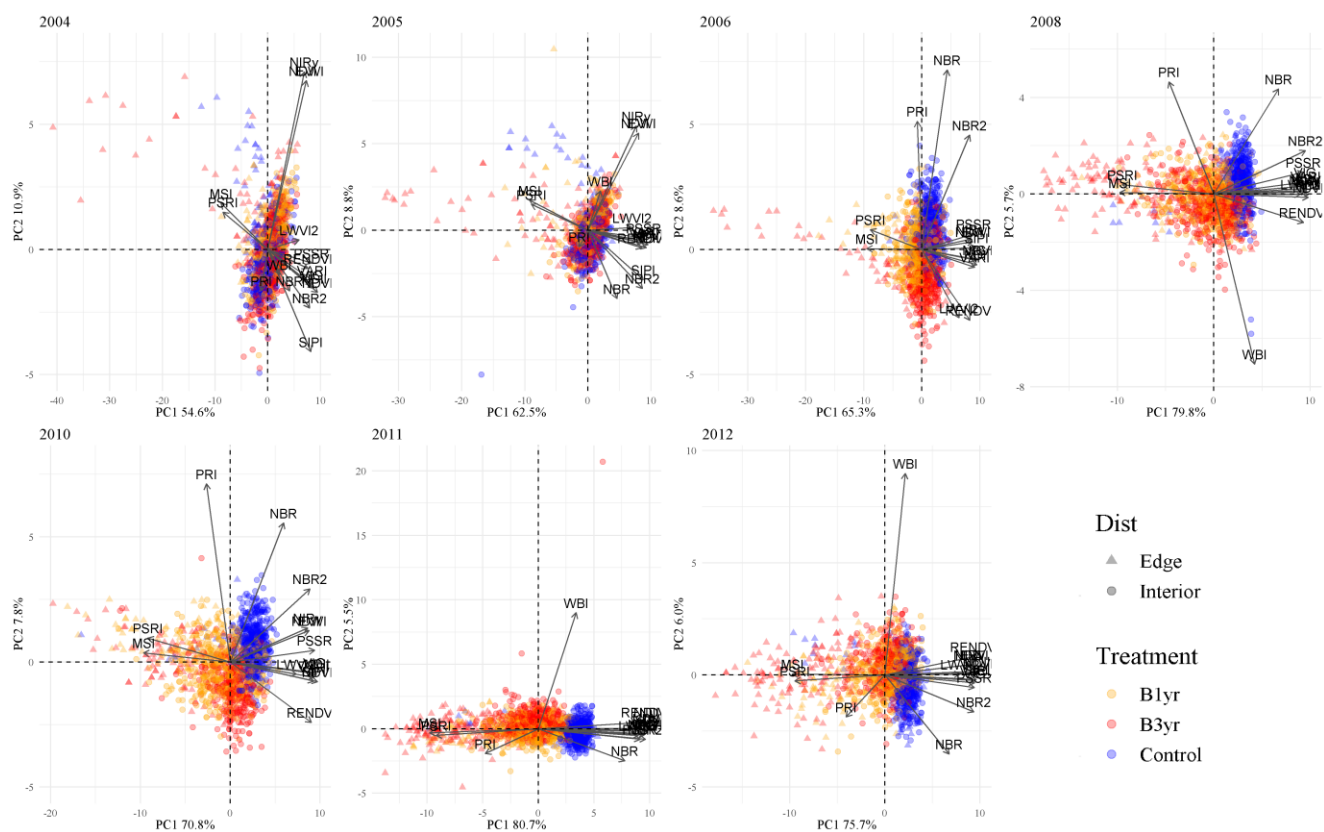
Material suplementar 3: Distribuição dos valores dos índices de vegetação hiperespectrais ao longo do experimento de fogo. Os resultados estão ordenados de forma decrescente dos índices de vegetação que mais diferiram para os que menos diferiram em relação ao tratamento controle.



Material suplementar 4: (A) Matriz de correlação de *Pearson* entre os índices de vegetação calculados através do *Landsat*. (B) Matriz de correlação de *Pearson* entre os índices de vegetação calculados através do EO-1 (*Hyperion*).



Material suplementar 5: Valores da matriz de componentes (autovetores) para o primeiro componente principal (PC1). PC1 foi impulsionado principalmente por variações no nível de estresse hídrico e de pigmentação da vegetação dos tratamentos queimados.



Material suplementar 6: Projeção dos dois primeiros componentes da análise de componente principal (PCA) aplicada aos valores dos 17 VIs calculados através do *Hyperion*, para todos os anos da série temporal. Ambos discriminados pelos tratamentos controle, queimado trienal (B3yr) e queimando anual (B1yr) e pela distância (Dist) da borda.

CAPÍTULO 2 – CARACTERIZANDO OS EXTREMOS CLIMÁTICOS COMPOSTOS DE VENTO E PRECIPITAÇÃO E SUAS IMPLICAÇÕES PARA AS FLORESTAS DO SUL DA AMAZÔNIA

Resumo: Na América do Sul, os eventos climáticos extremos têm sido cada vez mais intensos e frequentes. Diversos fatores contribuem para isso, dentre eles as tempestades de vento são as mais comuns na Amazônia e em outras florestas tropicais e têm um enorme potencial para causar danos a vegetação arbórea devido à sua frequência e intensidade. Neste estudo, abordamos como os eventos extremos de vento estão relacionados às grandes tempestades e como elas afetam a estrutura das florestas no sul da Amazônia. Em primeiro lugar, avaliamos como os extremos de vento se relacionam com extremos de precipitação, e em segundo lugar, como tais extremos de vento se relacionam com a elevação do terreno e a vegetação florestal. Através do teste de dependência de cauda assintótica, descobrimos que tempestades com velocidades extremas de vento têm maior probabilidade de ocorrer no sul da Bacia do Xingu, cujo clima se assemelha ao do Bioma Cerrado e que estes ventos extremos costumam ser deslocados espacial ou temporalmente das chuvas extremas, assim tendo pouca chance de ocorrer no mesmo local e ao mesmo tempo. Adicionalmente, identificamos que as áreas de terreno mais elevado no Xingu são as que têm a maior frequência de ventos extremos ($R = 0.77$), e que a frequência de extremos de vento é um fator determinante para a altura das florestas amazônicas do Xingu. Frente às mudanças climáticas que podem intensificar os extremos climáticos, é essencial incluir esses distúrbios climáticos causados pelo vento em estudos sobre degradação florestal. Para isso, é fundamental a integração de dados de campo, de sensoriamento remoto e de reanálise do ERA5 para se entender os padrões climáticos regionais.

Palavras-chave: Tempestades tropicais, Rajadas de vento, ERA5, GEDI, Sensoriamento remoto.

CHAPTER 2 – CHARACTERIZING THE WIND AND PRECIPITATION EXTREMES AND THEIR IMPLICATIONS FOR SOUTHERN AMAZON FORESTS

Abstract: In South America, extreme climatic events have been becoming increasingly intense and frequent. Several factors contribute to this, among them wind storms are the most common in tropical forests and have a huge potential to cause damage to tree vegetation due to their frequency and intensity. In this study, we address how extreme wind events are related to large storms and how they affect the structure of forests in southern Amazonia. First, we evaluate how extreme winds are related to extreme precipitation, and second, how such extreme winds are related to terrain elevation and forest vegetation. Through the tail dependence analysis, we found that storms with extreme wind speeds have higher probability to occur in southern Xingu Basin, whose climate is similar to the Cerrado Biome and that these extreme winds tend to be spatially or temporally displaced from extreme rainfall, thus having small chance of occurring in the same place and at the same time. Additionally, we identified that the higher terrain areas in Xingu are the ones with the highest frequency of extreme winds ($R = 0.77$), and that the frequency of extreme winds is a determining factor for the height of the Amazonian forests of Xingu. Facing the climate changes that may intensify extreme climatic events, it is essential to include these climatic disturbances caused by the wind in studies on forest degradation. For this, it is essential to integrate field data, remote sensing and ERA5 reanalysis to understand the regional climate patterns.

Keywords: Wind Storms, Wind Gust, ERA5, GEDI, Remote sensing.

1. Introdução

As mudanças climáticas desempenham um papel importante no processo de degradação florestal por aumentar a frequência de extremos do clima. O relatório do Painel Intergovernamental sobre Mudanças do Clima (IPCC, 2022, 2021) indica que em função do aquecimento global, haverá intensificação na frequência de eventos extremos de ventos e de grandes eventos de precipitação. O aumento na frequência e na intensidade desses eventos pode ocasionar nas florestas tropicais degradação generalizada e permanente (Brando et al., 2019a).

Na América do sul, os extremos climáticos estão se tornando cada vez mais frequentes. Alguns dos principais exemplos são secas extremas (Lewis et al., 2011), precipitações torrenciais (Espinoza et al., 2022; Marengo and Espinoza, 2016), e tempestades com ventos fortes (Negron-Juarez et al., 2023). Ao causar o aumento da mortalidade de árvores, as tempestades de vento afetam a estrutura, a composição e o funcionamento das florestas tropicais (Feng et al., 2023; Lapola et al., 2023; Silvério et al., 2019; Trumbore et al., 2015), podendo causar alterações na biodiversidade (Barlow et al. 2016 e Marra et al. 2014), além de efeitos sociais e econômicos (Lapola et al., 2023).

Eventos climáticos extremos podem ser causados por mais de um fator climático envolvido. Nestes casos, eles são chamados de eventos compostos (Zscheischler and Seneviratne, 2017). A definição de eventos compostos consiste na ocorrência de impactos extremos que depende de múltiplas variáveis ou preditores estatisticamente relacionados (Leonard et al., 2014). Os extremos climáticos, que surgem da combinação de duas ou mais variáveis climáticas correlacionadas (por exemplo, chuva e vento), podem ser mais intensos do que eventos que acontecem de forma isolada. Outro exemplo é a seca acompanhada de temperaturas altas que para a vegetação e agricultura podem ser mais devastadoras do que a seca sem a presença de temperaturas altas (Ribeiro et al., 2020). Da mesma maneira, extremos de precipitação e vento, quando combinados, podem ter um grande impacto no meio ambiente natural e nos sistemas humanos, que muitas vezes ultrapassa o impacto causado por um único extremo (Martius et al., 2016; Zscheischler et al., 2021).

Os grandes eventos de precipitação geralmente ocorrem associados à ventos extremos, por isso a variabilidade espacial e temporal na ligação entre estes fatores climáticos pode ajudar a entender a degradação florestal por fatores naturais. As tempestades de vento, que geralmente danifica as árvores por meio da quebra do tronco ou tombamento pelas raízes são os distúrbios florestais mais comuns na Amazônia (Espírito-Santo et al., 2014; Marra et al., 2014; Negrón-Juárez et al., 2011; Silvério et al., 2019) e em outras florestas tropicais em todo

o mundo (ver Hall et al., 2020), onde a frequência e intensidade de tempestades de vento na Amazônia têm o potencial de maiores taxas de mortalidade de árvores (Negrón-Juárez et al., 2018). Distúrbios prévios como o fogo tornam a floresta mais suscetível a perturbações causadas pelos vendavais. Silvério et al. (2019) mostraram que uma tempestade de vento teve mais impacto em ambientes que sofreram incêndios anteriores, sendo que as árvores que sofreram algum dano associado a passagem do fogo tinham troncos e raízes mais vulneráveis à ação do vento. Além do fogo, a associação entre extremos de vento e precipitação vêm sendo investigado em escala global (Martius et al., 2016), assim como na Europa (De Luca et al., 2020; Zscheischler et al., 2021) e no Mediterrâneo (Bevacqua et al., 2019; Zheng et al., 2013). Ainda são incipientes os estudos que investigam eventos compostos entre extremos de vento e grandes tempestades na região da Amazônia (Feng et al., 2023; Negrón-Juárez et al., 2018). Feng et al. (2023) salientam que é necessário incluir conjuntos de dados de observação de campo das ventanias e das chuvas extremas na região amazônica, uma vez que tais observações melhorariam o entendimento da dinâmica e do impacto desses eventos extremos sobre a floresta.

Diante da importância de se compreender a dinâmica dos extremos climáticos compostos e da crescente evidência de alterações climáticas a nível global (IPCC, 2021), torna-se primordial compreender a ligação entre os eventos extremos de vento provocados por tempestades intensas e o impacto destes fenômenos nas florestas da Amazônia. A compreensão destes eventos é fundamental para a avaliação de riscos atuais e potenciais em função das mudanças climáticas no Brasil e no mundo.

O nosso objetivo com este estudo foi analisar como os ventos extremos estão ligados a grandes tempestades, a variabilidade espacial e temporal dessa associação, e qual o impacto desse evento conjunto para a estrutura das florestas do sul da Amazônia. Especificamente nossos objetivos foram: a) Entender como os eventos de precipitação e vento estão correlacionados ao longo do gradiente de intensidade e a variabilidade desta relação em função do espaço e tempo; b) Gerar modelos probabilísticos regionais de extremos compostos de vento e precipitação; e c) Avaliar se a estrutura vertical das florestas do sul da Amazônia está correlacionada com os eventos compostos extremos ou com a frequência de ventos e tempestades separadas.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo

Efetuamos o estudo na Bacia Hidrográfica do Alto Rio Xingu (Xingu), dentro do domínio do estado de Mato Grosso, Brasil e em um experimento de fogo localizado na porção sudeste do Xingu, na transição Amazônia-Cerrado (Marques et al., 2019) (**Figura 1**). O Xingu é uma área importante para a preservação da biodiversidade e regulação do microclima (Silvério et al., 2015), devido à existência do Parque Indígena do Xingu e ao nível de preservação em contraste com as áreas da vizinhança não protegidas.

Na área de experimento de fogo, os incêndios foram conduzidos de 2004 a 2010 (ver Balch et al., 2008), e desde 2004 têm sido realizados inventários florísticos, levantamento de biomassa vegetal e coleta de diversos outros dados em campo (serapilheira, índice de área foliar) (Brando et al., 2019b). Além disso, também foram coletados inventários de quebra e mortalidade de árvores causadas por tempestades de vento em 2012 (Silvério et al. 2019) e 2019, descrevendo dois eventos extremos específicos que resultaram na queda e danos de várias árvores. O evento de 2012 foi previamente estudado por Silvério et al. (2019) e mostrou estar associado a uma forte tempestade ocorrida na área de estudo. No entanto, os dados de 2019 ainda não foram analisados, e uma preocupação particular é se os mecanismos que levam a esses eventos extremos de mortalidade de árvores estão aumentando em frequência e intensidade com as mudanças climáticas. Assim, os eventos de mortalidade de árvores em 2012 e 2019 no Xingu fornecem uma oportunidade importante para entender os fatores que contribuem para a mortalidade de árvores em florestas previamente degradadas.

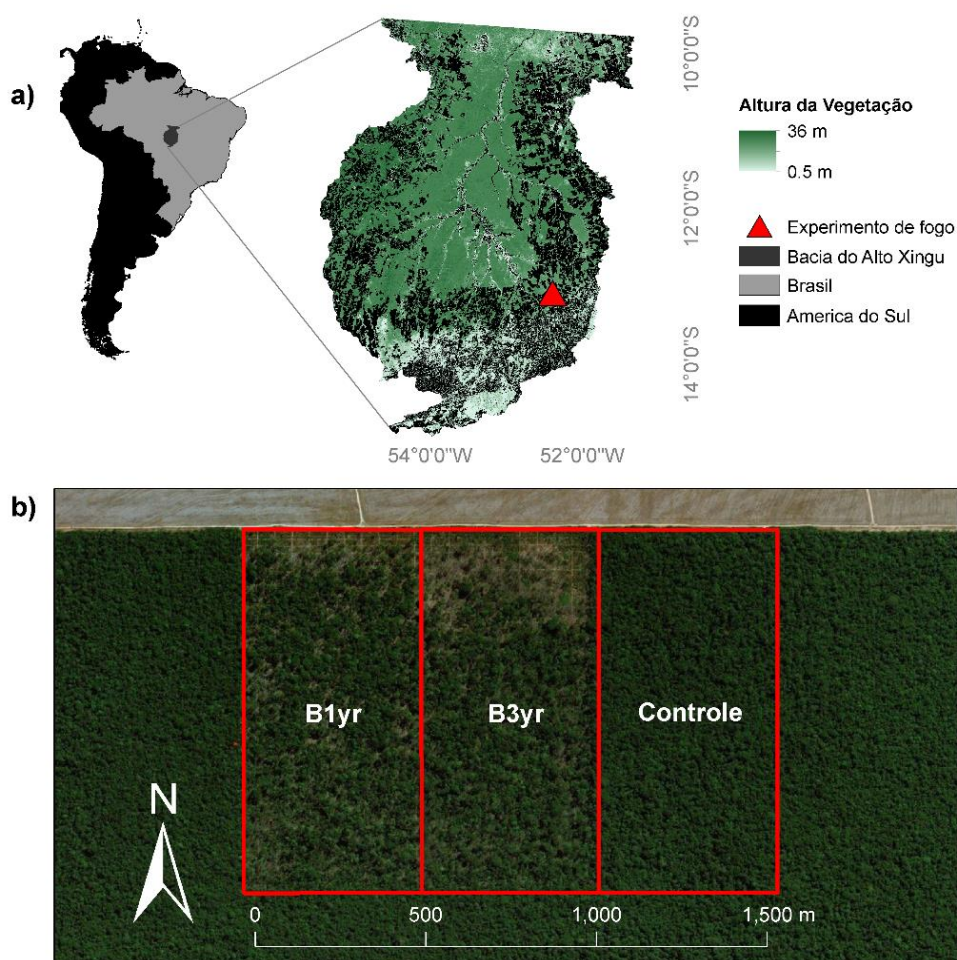


Figura 1: a) Localização da Bacia do Alto Rio Xingu dentro dos limites do estado de Mato Grosso. Dados de altura da vegetação obtida pelo produto *Global Forest Canopy Height* do *Global Ecosystem Dynamics Investigation* (GEDI). As áreas sem vegetação nativa estão representadas em preto e o triângulo vermelho representa a localização do experimento de fogo. b) Experimento de fogo com diferentes tratamentos: Área não queimada (Controle), queimada uma vez por ano (B1yr, de 2004 a 2010, com exceção de 2008) e queimada a cada três anos (B3yr, 2004, 2007 e 2010).

2.2. Dados de precipitação e velocidade vento

Os dados meteorológicos coletados em campo (*in situ*) consistem na velocidade do vento e na precipitação registrada pela estação meteorológica localizada próxima ao experimento de fogo (Estação Darro) em uma frequência de coleta de 30 minutos a cada medição e com uma série temporal de 10 anos (2010-2020). Também obtivemos dados de velocidade máxima do vento, coletado dentro do experimento de fogo pelo anemômetro sônico da torre *eddyflux* localizada no tratamento de controle do experimento (Torre

Controle) em uma frequência de 30 minutos cada medição e com uma série temporal de seis anos (2014-2020).

Em termos de dados de reanálise, utilizamos o produto *Wind Gust* (WG) do *ERA5* e o produto *Total Precipitation* (TP) do *ERA5-Land* (Hersbach et al., 2020). Ambos calculados a 10m da superfície em uma frequência de 60 minutos para cada medição e com uma série temporal de 41 anos (1979-2020). Recalculamos o TP para precipitação horária para considerar períodos curtos de precipitação intensa que podem estar associados a tempestades de vento.

2.3. Dados de elevação do terreno e de Altura da vegetação florestal

Os dados digitais do modelo de elevação do terreno foram obtidos através do *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) (Farr et al., 2007). Os dados da missão SRTM possuem uma resolução espacial de 900 m² por *pixel* e uma cobertura global. Para associarmos os dados de elevação do terreno com os de reanálise, recortamos os dados SRTM para o quadrado envolvente da Bacia do Alto Rio Xingu e, posteriormente recalculamos os valores de elevação para a resolução espacial de 0,25°.

Para os dados de altura da vegetação florestal utilizamos o produto *Global Forest Canopy Height* do *Global Ecosystem Dynamics Investigation* (GEDI) (Potapov et al., 2021). Os dados do GEDI possuem uma resolução espacial de 900 m² por *pixel* obtidos em uma escala global, através de um sensor do tipo *LiDAR*. Este sensor opera a bordo da Estação Espacial Internacional fornecendo medições da estrutura da vegetação, incluindo a altura do dossel da floresta. Para associarmos os dados de altura da floresta com os de reanálise, recortamos os dados GEDI para o quadrado envolvente da Bacia do Alto Rio Xingu e recalculamos os valores de altura da vegetação para o mesmo tamanho do *pixel* do ERA5, através da extração da média dos valores de altura da floresta dos *pixels* dentro do *grid* de 0,25°.

2.4. Métodos estatísticos

2.4.1. Calculando a probabilidade de extremos de vento associados a tempestades

Para avaliarmos a relação entre os eventos meteorológicos extremos de precipitação e a velocidade do vento e gerar modelos probabilísticos regionais desses extremos compostos, empregamos o conceito de dependência de cauda assintótica de uma distribuição bivariada,

seguindo Martius et al. (2016), Vignotto et al. (2021) e Zscheischler et al. (2021). O conceito de dependência de cauda é muito importante para o estudo da dependência existente nos valores extremos de duas ou mais variáveis. Neste estudo focamos na dependência caudal na cauda superior (extremos superiores direitos da distribuição multivariada) para analisar a relação entre extremos de vento e precipitação elevados. O valor do coeficiente de dependência caudal (χ) e do coeficiente de dependência caudal residual Chibar ($-\chi$) resumem a dependência existente nos valores extremos da distribuição bivariada e foram aqui estimados com base no pacote *extRemes* (Gilleland & Katz, 2016) da linguagem R versão 3.6.2 (Core Team R Development, 2017). Estimamos o valor de χ nos quantis de $q = 0,5$ a $q = 1$ e avaliamos o erro padrão com base em *bootstrap*, embaralhando a ordem temporal dos pares de vento e precipitação usando o pacote *boot* (Canty & Ripley, 2022). Antes de medir a dependência da cauda, consideramos várias janelas temporais e espaciais da abordagem bloco máximo, conforme será explicado a seguir.

2.4.2. Caracterizando a janela espaço-temporal ótima

Os extremos de vento e de precipitação que causam danos à vegetação podem ser associados a eventos de tempestades em localidades vizinhas com vários dias de atraso. Para levar esse aspecto dos eventos climáticos em consideração, aplicamos o χ em uma abordagem de blocos máximos seguindo o método já utilizado em Zscheischler et al. (2021), onde: Primeiro, calculamos os máximos diários de precipitação e velocidade do vento para vários tamanhos de bloco variando de $0,25^\circ$ (aproximadamente 20–30 km) a $1,75^\circ$ (o máximo de três *pixels* em qualquer direção, ou 100–200 km) e até 5 dias (máximo de 2 dias antes e depois do dia de interesse), totalizando quatro combinações de janelas espaciais ($0,25^\circ$, $0,75^\circ$, $1,25^\circ$, $1,75^\circ$) e três combinações de janelas temporais (1, 3 e 5 dias).

Aqui também queremos introduzir o conceito de janela espaço-temporal ótima com base na combinação de janela espacial ($0,25^\circ$, $0,75^\circ$, $1,25^\circ$, $1,75^\circ$) e janela temporal (1, 3 e 5 dias) com a maior probabilidade de eventos compostos resultantes do coeficiente χ . Selecionando as maiores probabilidades de 41 anos de dados (1979-2020) em 12 combinações possíveis de janela espaço-temporal, selecionamos e caracterizamos a estrutura histórica dos extremos compostos de vento e precipitação para cada pixel da Bacia do Rio Xingu.

2.4.3. Calculando a relação da frequência de extremos de vento com a estrutura florestal

Depois de caracterizar a relação entre extremos de vento e precipitação, analisamos como extremos de vento se relacionam com a estrutura florestal em termos de elevação do terreno e vegetação florestal. Primeiro avaliamos se a frequência de ventos extremos está ligada a elevação do terreno, utilizando uma correlação de *Pearson*. Para acompanhar o limiar de mudança de frequência de vento extremo com o aumento da elevação do terreno, utilizamos uma regressão baseada nos fatores quadráticos ordinários para calcular os coeficientes.

Para avaliar a relação da frequência de ventos extremos com a estrutura da floresta, também utilizamos a correlação de *Pearson* e geramos modelos lineares para acompanhar o limiar de mudança entre frequência de ventos extremos e a altura média da vegetação florestal. Também segmentamos a correlação para as florestas da Amazônia e do Cerrado.

Fizemos todos os processos e análises deste estudo usando a linguagem R versão 3.6.2 (Core Team R Development, 2017) e todos os passos necessários para obtenção de nossos resultados estão resumidos na **Figura 2**.

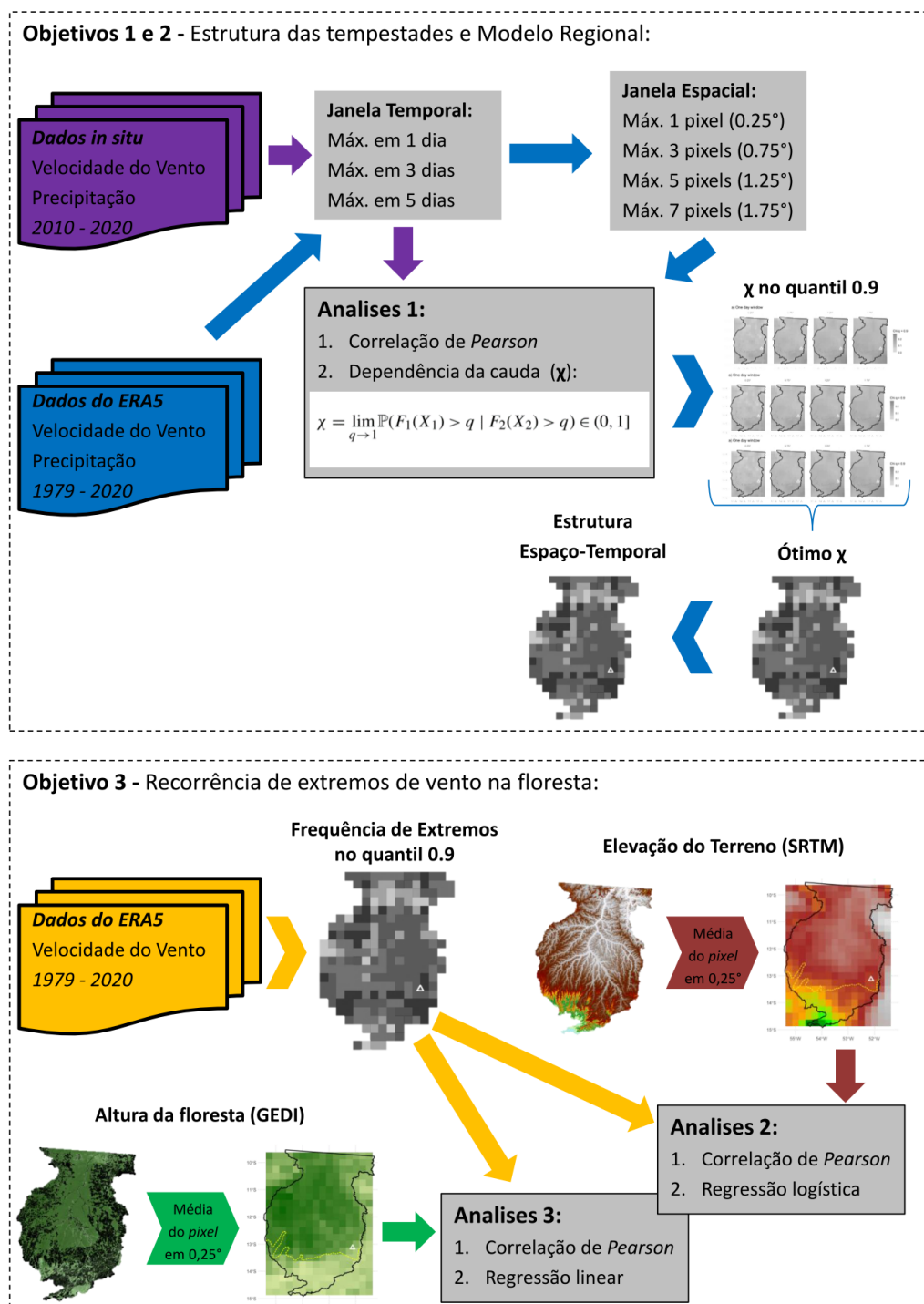


Figura 2: Processos e análises necessárias para obtenção dos resultados. As diferentes cores representam o caminho seguido por cada banco de dados até o momento das análises. Dados de precipitação e velocidade do vento coletados em campo (Roxo), dados especializados de precipitação e velocidade do vento de reanálise (Azul), frequência de extremos de velocidade de vento de reanálise (Amarelo), dados de elevação do terreno do SRTM (Marrom) e dados de altura da vegetação florestal do *Global Ecosystem Dynamics Investigation* (Verde).

3. Resultados

3.1. Observações em campo e com dados de reanálise de extremos compostos de vento e precipitação em escala local

Em escala local, observamos baixa correlação entre os ventos e a precipitação. Registramos baixo coeficiente de correlação ($r < 0.2$; **Figura 3b**) entre a precipitação (registrada na estação Darro) e a velocidade do vento da mesma estação (com anemômetro simples). Mesmo quando consideramos a relação entre a precipitação e a velocidade máxima de vento coletada utilizando um anemômetro sônico, a correlação também foi consideravelmente baixa ($r < 0.3$; **Figura 3b**), mesmo considerando diferentes janelas temporais (1, 3 e 5 dias). Os dados de precipitação da Estação Darro apresentam valores que podem chegar a > 50 mm de chuva em um intervalo de 30 minutos. A velocidade máxima do vento registrada com anemômetro simples na mesma estação foi de 7,97 m/s (**Figura 3a**). A velocidade máxima do vento da Torre de Controle foi de 33,51 m/s indicando maior capacidade de captura dos valores máximos de vento pelo sônico anemômetro (**Figura 3b**). Estes resultados indicam os eventos extremos de precipitação e de vento estão pouco correlacionados para o local aqui avaliado, mesmo quando consideramos os sensores de alta precisão para medir a velocidade do vento.

Estes resultados são reforçados também pela análise da dependência caudal que mostra redução na ligação entre a precipitação e ventos conforme a intensidade de cada variável aumenta (**Figura 3c e 3d**). Os resultados da análise da dependência caudal indicam maior dependência entre precipitação e velocidade do vento para valores menos intensos, mas uma tendência de redução na probabilidade (χ) de dependência em direção aos quantis mais altos (**Figura 3c e 3d**). Em escala local, os limiares de χ mostram maiores probabilidades de extremos compostos assintóticos em dados combinados no mesmo dia. Estes resultados reforçam a baixa relação entre os extremos de precipitação e o vento, mesmo considerando a variação temporal da relação em até 5 dias.

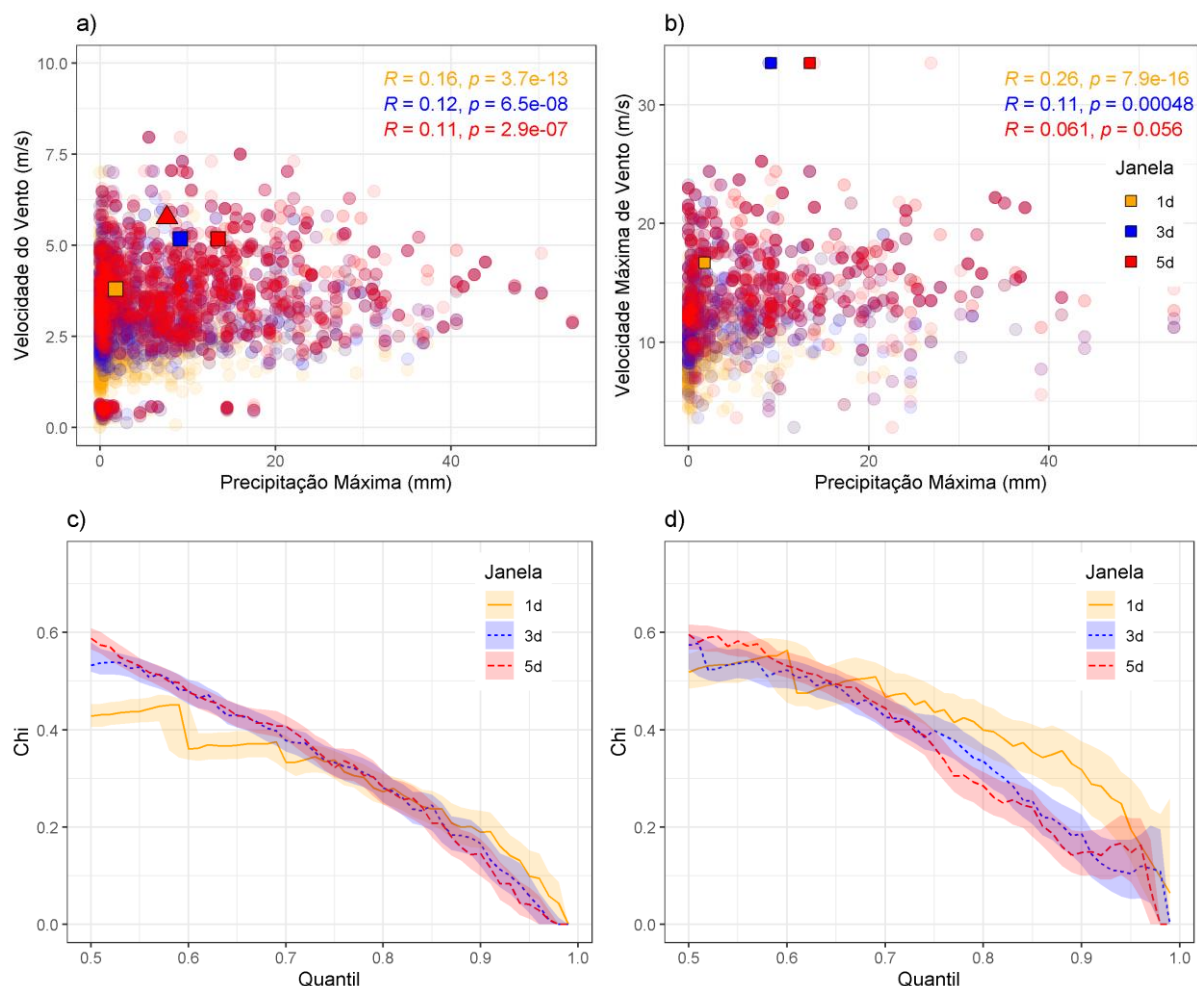


Figura 3: a, b) Blocos máximos de precipitação e velocidade do vento em diferentes janelas temporais (1, 3 e 5 dias) registrados pela Estação Darro e Torre Controle. **c,d)** Probabilidade de eventos compostos de vento e precipitação, representado pelo Coeficiente de dependência da cauda bivariado (χ) para múltiplos quantis. O sombreamento destaca os intervalos de confiança de 95%.

Os resultados em escala regional, para a bacia do Rio Xingu, utilizando dados de reanálise nos permitiram avaliar a relação entre precipitação e velocidade de vento para diferentes escalas espaciais e temporais para melhor entender a estrutura das relações. Nossos resultados com a distribuição bivariada de blocos máximos de precipitação e rajadas de vento em diferentes janelas temporais (1, 3 e 5 dias) e espaciais (0.25° , 0.75° , 1.25° e 1.75°) para o pixel que sobrepõem o experimento de queimadas controladas, mostra que o aumento das janelas temporal e espacial aumenta o número de valores extremos no quadrante superior direito do gráfico de dispersão (**Figura 4**). Em adicional, a combinação dos valores de vento

e precipitação de reanálise observados mostram que a tempestade de 2012 apresentou maiores valores de vento e precipitação que a tempestade de 2019 (**Figura 4**).

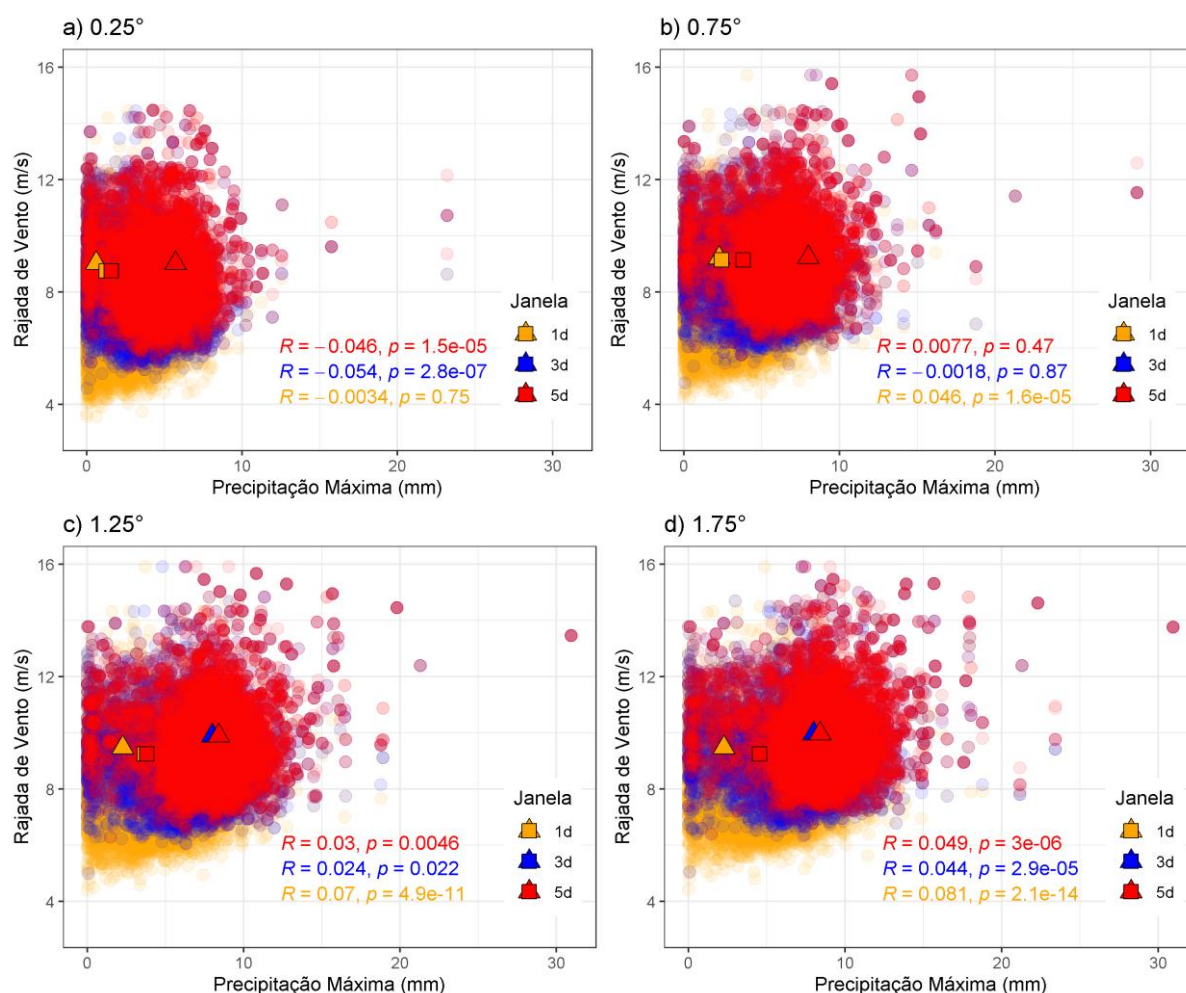


Figura 4: Blocos máximos de distribuição bivariada de precipitação e rajadas de vento em diferentes janelas temporais (1, 3 e 5 dias) e espaciais (0,25°, 0,75°, 1,25°, 1,75°) para o pixel de reanálise sobreposto ao experimento de fogo. O aumento das janelas temporal e espacial aumenta o número de valores extremos no canto superior direito do gráfico de dispersão.

Os resultados do χ mostram probabilidades semelhantes para todas as janelas temporais e tendem a aumentar a probabilidade de extremos compostos em tempestades deslocadas espacialmente a partir de quantis superiores a 0,9 (**Figura 5**). Em geral nossos resultados mostraram baixa correlação quando usados dados locais. Quando utilizamos dados de sensoriamento remoto (ERA5), esse resultado se confirma, tendo em vista que os resultados ao nível local (0,25°) são semelhantes com os dados coletados *in situ*, no experimento de fogo pela Estação Darro e pela Torre.

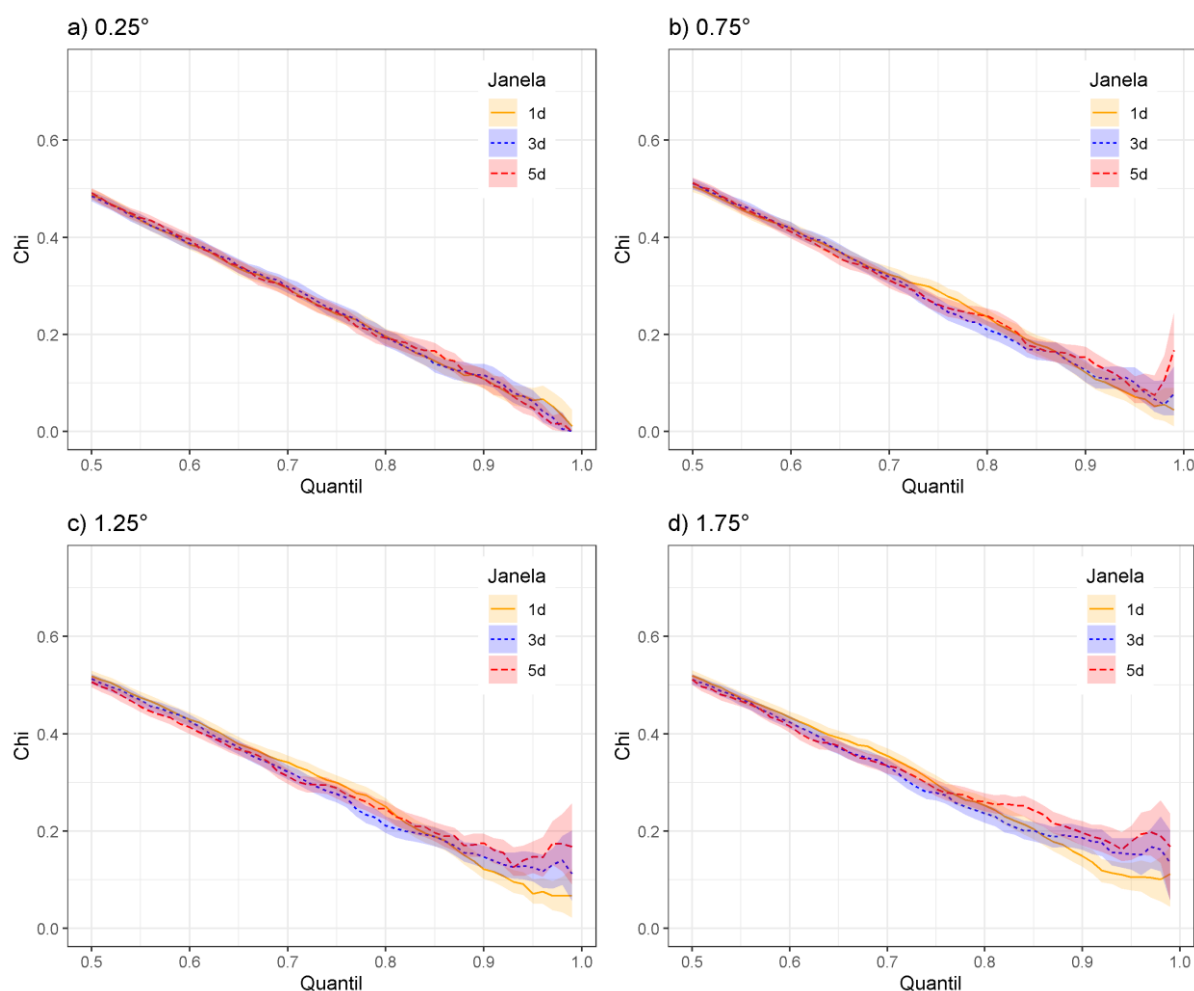


Figura 5: Probabilidade de eventos compostos de vento e precipitação, representado pelo Coeficiente de dependência da cauda bivariado (χ) para diferentes quantis e diferentes janelas espaço-temporais para o pixel ERA5 sobreposto ao experimento de fogo. O sombreamento destaca os intervalos de confiança de 95%.

3.2. Estrutura regional de extremos compostos de precipitação e rajadas de vento

Os resultados em nível regional para a bacia do Rio Xingu, indicaram que maiores probabilidades de ocorrência de extremos compostos para a região sul da bacia e menores para região norte (**Figura 6**). A figura 6 ilustra os resultados da análise de dependência da cauda (coeficiente χ no quantil 0.9) dos extremos compostos de vento e precipitação para o período entre 1979 e 2020, com as combinações espaço temporais representadas nos diferentes mapas. Filtrando os resultados das diferentes combinações pelo maior valor de χ de

cada pixel, obtivemos o coeficiente ótimo de χ , que resume as maiores probabilidades de extremos de vento/precipitação em um único mapa (**Figura 7a**).

Todos os mapas mostram que as maiores probabilidades de ocorrência de extremos de vento e precipitação na região sudeste da Bacia do Rio Xingu, dentro do domínio do bioma Cerrado. Além disso, os mapas mostram a tendência de aumentar a probabilidade de extremos em direção à maior área circundante (0.25° a 1.75°) e maiores janelas temporais (1 a 5 dias), para a maioria dos pixels (**Figura 6**). Especificamente os menores valores de χ estão localizados na região nordeste do Xingu (4% de probabilidade), na combinação da menor janela espaço-temporal (1 dia e $0,25^\circ$ de distância de deslocamento) (**Figura 6a**). Já os maiores valores de χ estão localizados na região sudeste do Xingu (28% de probabilidade), na combinação de cinco dias e $1,75^\circ$ de distância de deslocamento (**Figura 6c**).

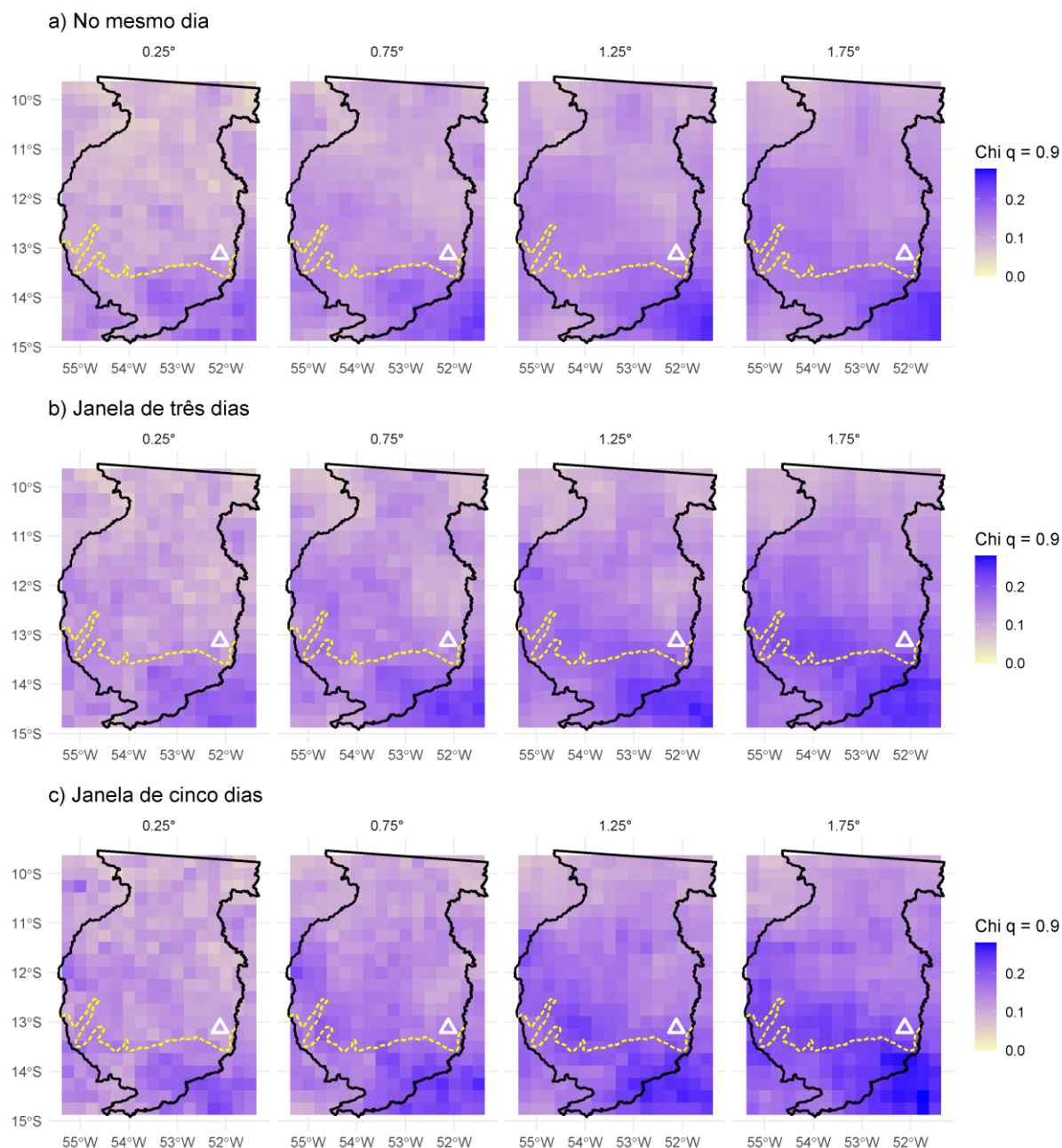


Figura 6: Mapa regional de probabilidades de extremos compostos de vento e precipitação (χ), para as 12 combinações espaço-temporais. Combinações espaciais de extremos de vento deslocados em até um pixel (0,25°), três pixels (0,75°), cinco pixels (1,25°) e sete pixels (1,75°) de distância em relação ao extremo de precipitação. Combinações temporais de extremos de vento deslocados em: **a)** um dia, **b)** três dias e **c)** cinco dias em relação ao extremo de precipitação. A localização da área experimental do fogo é representada pelo triângulo branco e a linha tracejada amarela representa os limites dos Biomas Amazônia-Cerrado.

A estrutura dos extremos de vento e precipitação concorrentes na Bacia do Rio Xingu, obtida com o χ ótimo (**Figura 7b**), mostra que a maior correlação de extremos de vento e precipitação ocorre deslocada temporalmente dentro da janela de cinco dias (84%). O maior coeficiente de χ para 13% dos pixels estudados ocorre deslocados em três dias, e apenas 3% ocorrem no mesmo dia de observação para as duas variáveis (**Figura 7c**). Espacialmente, a maioria dos extremos de vento estão deslocados em até $1,75^\circ$ dos eventos de precipitação (73%), seguidos por $1,25^\circ$ (17%), $0,75^\circ$ (7%) e $0,25^\circ$ (3%) (**Figura 7c**). Além disso, verificamos que todos os extremos de vento e precipitação que ocorrem no mesmo dia estão concentrados na região norte/noroeste do Xingu (**Figura 7b**), que a maioria dos extremos compostos registrados até três dias estão deslocados em $1,75^\circ$ e os extremos que ocorrem em uma janela espaço-temporal máxima (5 dias/ $1,75^\circ$) representam 63% da estrutura das tempestades na Bacia do Rio Xingu.

Os resultados das combinações espaço-temporais revelam que as maiores probabilidades de ventos extremos estarem ligados à precipitação extrema está no sudeste da Bacia do Rio Xingu (**Figura 7a**). Além disso, também revelam que ventos extremos possuem maiores probabilidades de estarem deslocados temporalmente e espacialmente dos eventos extremos de precipitação que caracterizam as tempestades de vento (**Figura 7b**).

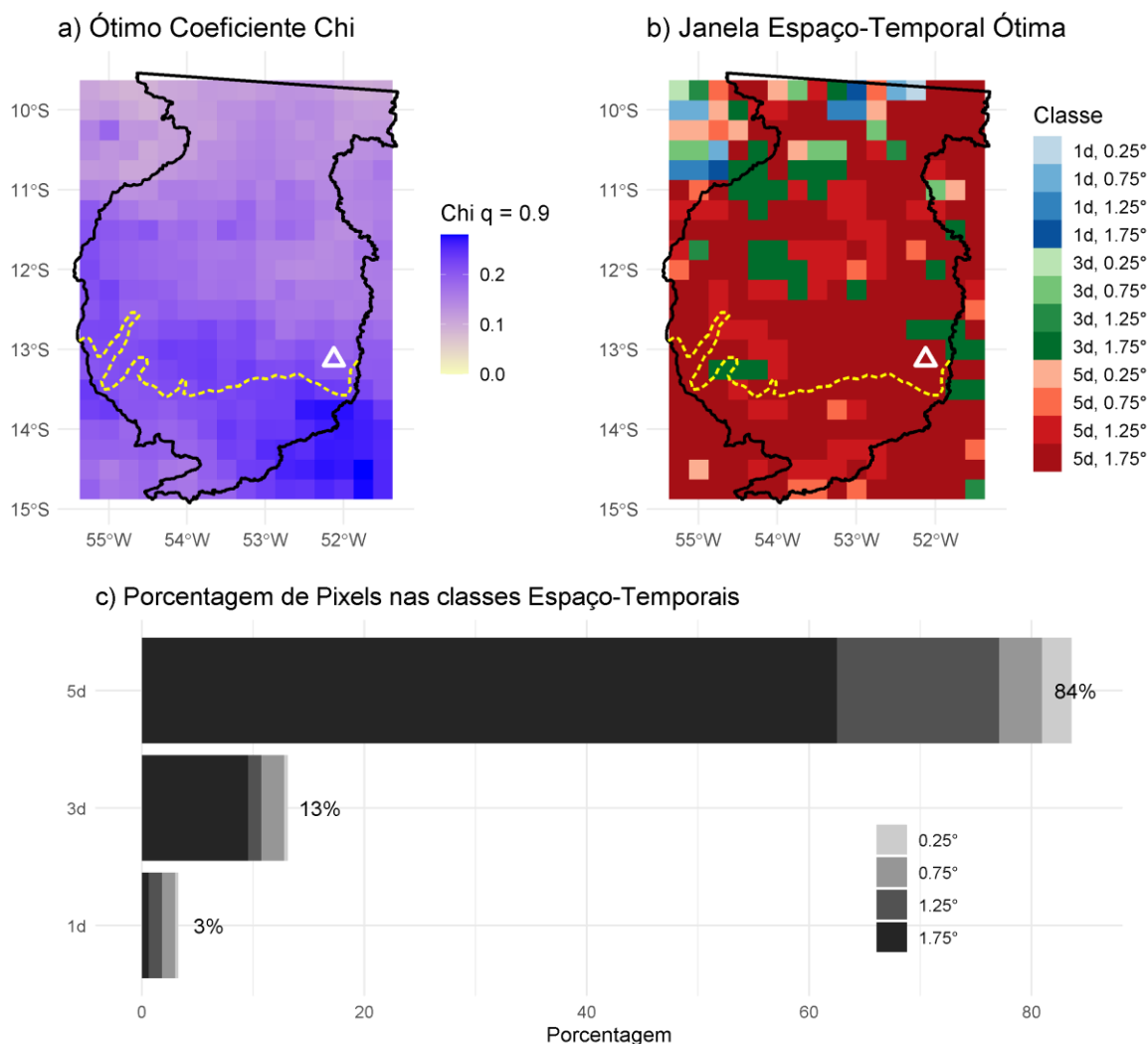


Figura 7: **a)** Ótimo coeficiente χ , maior valor filtrado de χ com base no quantil 0,9 para cada combinação de janela espaço/temporal e para cada pixel da Bacia do Alto Rio Xingu. As maiores probabilidades de extremos estão concentradas na região sudeste do Xingu. **b)** Estrutura dos extremos de vento/precipitação na Bacia do Alto Rio Xingu, obtida com o ótimo coeficiente χ . A localização da área experimental do fogo é representada pelo triângulo branco e a linha tracejada amarela representa os limites dos Biomas Amazônia-Cerrado. **c)** Fração de pixels de cada classe temporal e espacial dentro do quadrado envolvente dos limites da Bacia do Alto Rio Xingu.

3.3. Frequência de extremos univariados de vento e seus efeitos na estrutura florestal

O limite de velocidade de vento extremo foi de 10.17 m/s, considerando o quantil 0,9 da série histórica de 1979 a 2020 (**Figura 8a**). Se considerarmos os eventos que ultrapassam este limite durante o ano, temos que as áreas com mais ventos extremos são as regiões norte e

sudoeste do Xingu (**Figura 8b**). Estas regiões com mais extremos se sobrepõem às regiões de maior elevação do terreno que definem os limites hidrográficos da Bacia do Alto Xingu (**Figura 8d**). Considerando a elevação do terreno com a frequência de extremos de vento, temos uma forte relação positiva ($r=0.77$), o que indica que as áreas mais altas da bacia hidrográfica do Alto Xingu são as mais sujeitas a ventos extremos (**Figura 8c e 8d**).

A ligação da frequência de ventos extremos com a altura da vegetação para todo Alto Xingu indica uma associação negativa entre vendavais e a estrutura da vegetação ($r=-0.45$). A análise individual das frações de cada bioma na bacia do Xingu revelou que, para o Bioma Cerrado, essa associação é negativa ($r=-0.18$), mas não é significativa para a estrutura florestal dentro de seu domínio ($p=0.059$). Em contrapartida, para as florestas dentro do Bioma Amazônia, a influência dos extremos de vento sobre estrutura da vegetação é negativa ($r=-0.31$) e significativa (**Figura 8e e 8f**). Esses resultados indicam uma maior vulnerabilidade de florestas amazônicas aos distúrbios causados por ventos extremos. Embora a área de Cerrado no Xingu tenha uma maior frequência de ventos extremos (mais de 14 eventos extremos por ano), a altura de sua vegetação florestal é fracamente associada à frequência de ventos extremos (**Figura 8b**).

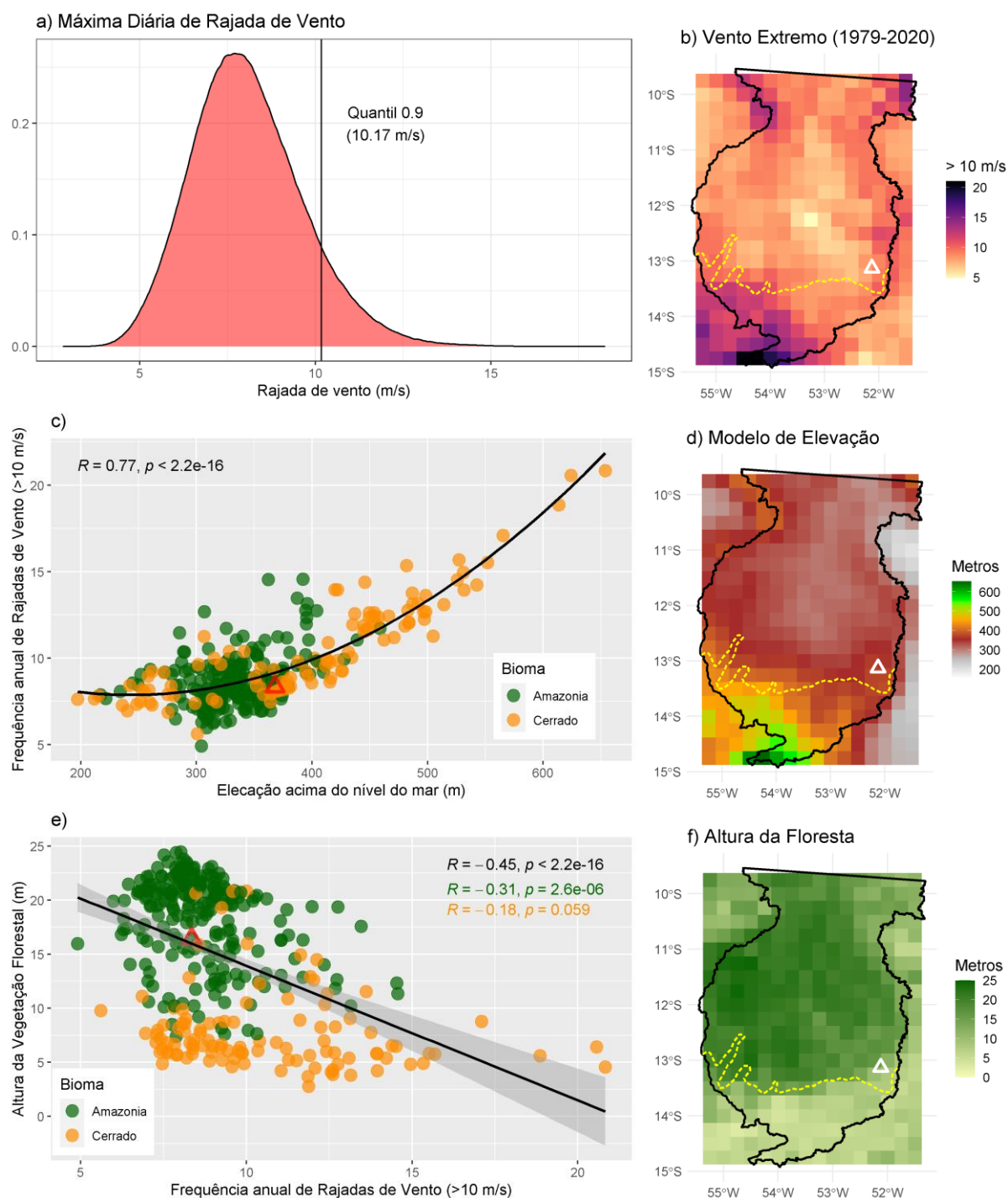


Figura 8: **a)** Histograma da distribuição da velocidade do vento para a Bacia do Alto Rio Xingu de 1979 a 2020, a linha representa o quantil 0.9, onde a velocidade do vento é de 10.17 m/s. **b)** Mapa de frequência anual de extremos de velocidade do vento > 10 m/s. As regiões sudoeste e norte do Xingu são as áreas onde os ventos extremos são mais frequentes. **c)** Correlação de Pearson e regressão logística mostrando associação positiva entre a frequência anual de ventos extremos e a elevação do terreno. **d)** Mapa de elevação média do terreno para a Bacia do Alto Rio Xingu. Assim como no Mapa de frequência de extremos as regiões

sudoeste e norte do Xingu são as áreas onde os ventos extremos são mais frequentes. **e)** Correlação de Pearson mostrando associação negativa entre a altura da vegetação florestal e a frequência anual de ventos extremos. Para o Cerrado, essa associação não é significativa e para a Amazônia a influência dos extremos de vento na estrutura da vegetação é significativamente negativa. **f)** Mapa da altura média da copa das árvores para a cobertura de vegetação florestal para a Bacia do Alto Rio Xingu. Nos gráficos de regressão o triângulo vermelho representa os dados da área experimental do fogo. Nos mapas a localização da área experimental do fogo é representada pelo triângulo branco e a linha tracejada amarela representa os limites dos Biomas Amazônia-Cerrado.

4. Discussão

Nosso estudo avaliou como os eventos extremos de vento estão associados a grandes tempestades e qual o impacto dessas tempestades para a estrutura das florestas do sul da Amazônia. Encontramos baixa probabilidade de ocorrência de eventos compostos na Bacia do Xingu em escalas temporais e espaciais finas. Mas quando deslocados no espaço ($1,75^\circ$) e no tempo (5 dias), encontramos associações significativas e relevantes entre ventos extremos e precipitações extremas para a região sudeste da Bacia do Alto Xingu. Já as maiores frequências de eventos univariados de vento extremos ocorrem em áreas de maiores elevação do terreno e influenciam negativamente a altura da floresta e consequentemente a biomassa das florestas do sul da Amazônia.

4.1. Probabilidade e estrutura dos extremos climáticos bivariados de precipitação e velocidade do vento

As relações positivas entre a precipitação e a velocidade do vento são comuns em diferentes lugares do planeta (Martius et al., 2016). Em nosso estudo, de fato, identificamos uma correlação entre a precipitação e a velocidade do vento, que ocorre concentrada no período chuvoso. Todavia, a ligação entre a precipitação e a velocidade do vento é menor nas escalas espaço-temporais mais finas (mesmo dia e pixel) e perde força conforme esses dados se aproximam de valores mais elevados para cada uma das variáveis. Os nossos resultados mostram uma queda nessa relação com a curva descendente das probabilidades dos eventos compostos em direção a eventos bivariados mais extremos. Outros estudos encontraram relações semelhantes, como Vignotto et al. (2021), que encontraram um padrão semelhante

para os extremos compostos de vento e precipitação nas ilhas da Irlanda e na Grã-Bretanha. No entanto, as probabilidades de extremos compostos aumentam à medida que consideramos maiores deslocamentos espaciais e temporais entre os eventos extremos de vento e precipitação, que caracterizam as tempestades associadas a ventos extremos.

Os resultados indicam que há uma relação da probabilidade de extremos compostos com o clima predominante dos Biomas Amazônia e Cerrado. Todos os modelos gerados pelas janelas espaço-temporais mostram maior ocorrência de eventos extremos de vento e precipitação na região sudeste do Xingu, onde de acordo com a classificação de Köppen, o clima é do tipo AW com estações de seca e chuva bem definida (Alvares et al., 2013). Sendo assim, é menos semelhante ao clima Amazônico do tipo AM e mais semelhante ao clima predominante no Bioma Cerrado. No entanto, com a ampliação das janelas espaço-temporais, há um aumento desses eventos compostos no sudeste e oeste do Xingu, que está ligado a uma mudança climática que acompanha a transição Amazônia-Cerrado, com maiores probabilidades de extremos bivariados nas regiões sob influência da zona climática AW e eventos mais raros em direção à zona climática AM.

Os eventos extremos compostos (vento e precipitação) na Bacia do Alto Rio Xingu estão ligados às maiores janelas espaço-temporais. Ao aumentar a janela espacial, indica-se que fatores extremos de vento e precipitação ocorrem na mesma região, mas com deslocamento geográfico. Por outro lado, quando a janela temporal é aumentada, isto significa que os dois fatores estão presentes, mas em momentos diferentes, como é o caso dos ciclones tropicais, que geralmente começam com ventos fortes, seguidos por chuvas intensas (Martius et al., 2016). Portanto, ao aumentar a janela espaço-temporal, as chances de capturar ocorrências de eventos compostos são maiores. Esta abordagem das janelas espaço-temporais são comuns neste tipo de estudo e permite relacionar extremos de vento e precipitação que surgem do mesmo processo atmosférico, mas que possam ocorrer a alguma distância um do outro no tempo ou no espaço (Zscheischler et al., 2021). Esses movimentos espaço-temporais de vento e precipitação estão ligados a ciclones tropicais e extratropicais (Martius et al., 2016) que podem provocar processos atmosféricos do tipo *Squall lines* e *Downburst*, que são dois mecanismos comuns nas áreas de florestas amazônicas (Garstang et al., 1998; Rifai et al., 2016).

Os squall lines, também conhecidos como linhas de instabilidade, são a forma mais frequente de organização convectiva de grande escala. Geralmente, esses fenômenos surgem na costa norte da Amazônia, de acordo com a circulação de ventos marítimos, e podem se espalhar pela Amazônia central, dissipando-se durante a noite e reativando-se no dia seguinte

devido ao aquecimento diurno (Garstang et al., 1998; Machado et al., 2018). Em situações mais específicas, esse fenômeno pode ser provocado por outros mecanismos, como as convecções associadas a uma frente fria, como ocorreu em 2005 na região central da Amazônia e que resultou em danos consideráveis para as florestas (Araujo et al., 2017 e Negrón-Juárez et al., 2010). Dessa forma, em termos regionais, as altas velocidades de vento que antecedem a chuva, caracterizam um descolamento temporal que pode durar dias.

Os *downbursts* são fenômenos que estão associados a sistemas convectivos que produzem rajadas de ventos que, por sua vez, são um dos principais responsáveis pelas derrubadas florestais (Garstang et al., 1998; Negrón-Juárez et al., 2018), podendo causar danos que vão desde efeitos em algumas copas de árvores até derrubadas de milhares de hectares de florestas (Garstang et al., 1998; Silvério et al., 2019). Esse tipo de processo atmosférico é causado por descargas de nuvens do tipo *cumulonimbus*, que, após atingirem o solo e durante a fase de espalhamento, aumentam a velocidade do vento ao redor do ponto de onde ocorreu o *downburst*, enquanto no ponto de ocorrência ocorre um severo aumento da precipitação em um curto período (Fujita, 1990, 1981). Assim, as altas velocidades de vento adjacentes ao ponto de ocorrência, onde ocorre o aumento da velocidade de vento, mas não ocorre a precipitação, caracterizam um descolamento espacial dentro de período curto, usualmente no mesmo dia.

As relações bi-variadas de vento e precipitação encontradas podem estar associadas a *squall lines* ou *blowdowns*, devido ao deslocamento espaço-temporal significativo entre os eventos, mas a falta de dados de qualidade impede a relação entre eventos climáticos, tornando-os difíceis de serem comparados. Por essa razão, é importante a obtenção de dados de qualidade para estabelecer relações entre eventos climáticos, especialmente aqueles relacionados a *squall lines* ou *blowdowns*. Acreditamos que mesmo com as baixas correlações para o Xingu, esses dois processos atmosféricos são fundamentais para a determinação da duração e intensidade das tempestades na Bacia do Alto Rio Xingu. Ao utilizarmos janelas espaço-temporais, consideramos os efeitos destes processos atmosféricos no clima local, obtendo assim, uma melhor caracterização das tempestades na borda sul da Amazônia.

4.2. Frequência de extremos univariados de velocidade de vento

Apesar da baixa probabilidade de eventos extremos compostos no Alto Xingu, encontramos alta probabilidade de ocorrência de eventos extremos univariados de vento.

Esses eventos são comuns desde o noroeste chuvoso até o sudeste seco da Amazônia (Negrón-Juarez et al., 2023). A recorrência de ventos extremos independente da precipitação, além de ser maior que o bivariado, ainda está distribuído de maneira diferente das probabilidades de eventos bivariados. Isso porque a frequência de ventos extremos não está ligada a extremos compostos e sim a características da elevação do terreno. A elevação do terreno pode influenciar negativamente a precipitação na Amazônia (Espinoza Villar et al., 2009). Por outro lado, nossos resultados indicam que a frequência de ventos em alta velocidade aumenta com a elevação do terreno, principalmente a partir de 300 metros acima do nível do mar. Dessa forma, o fato de extremos de velocidade de vento serem associados a maiores elevações, mas de não serem associados com a precipitação, explica por que os eventos bivariados extremos não são correlacionados com a frequência de tempestades de ventos e, conseqüentemente, não são associados com a estrutura da vegetação.

4.3. Implicações ecológicas de distúrbios causados por tempestades de vento

Nosso estudo demonstra que os extremos compostos de vento e chuva são mais frequentes em regiões de menor altitude e que os ventos fortes não são tão frequentes. Todavia, mesmo em frequências menores, esses distúrbios causam mudanças significativas na estrutura da vegetação, sendo um importante *driver* da mortalidade de árvores e afetando os padrões de biomassa, altura e composição funcional das florestas amazônicas (Magnabosco Marra et al., 2018). Por exemplo, para o Xingu, o *blowdown* de 2012 no experimento de fogo reduziu a biomassa florestal acima do solo em 15% a 31%, além de diminuir a altura da copa da vegetação em 12 a 20% (Silvério et al., 2019). Em outro estudo conduzido por Negrón-Juárez et al. 2018, constatou-se uma redução de biomassa de 29,6% em Iquitos no Peru e de 41,9% em Manaus no Brasil, após eventos de tempestades de vento. Estudos como este corroboram os nossos resultados, os quais mostram que uma maior frequência de ventos extremos está ligada a possíveis reduções na altura das florestas e, conseqüentemente, a uma redução dos estoques de carbono.

Os impactos dos ventos extremos podem ser mais graves para as florestas em condições de degradação anterior, como estresse hídrico, incêndios florestais, entre outros. Esses eventos, juntos, caracterizam a degradação composta. Incêndios modificam a estrutura da floresta e filtram algumas características que aumentam a vulnerabilidade das árvores aos danos causados pelo vento. Geralmente, matam árvores com baixa densidade de madeira e com casca fina (Brando et al., 2012), o que as deixa mais vulneráveis aos danos causados

pelo vento. De fato, Silvério et al. (2019) encontraram que, para o experimento de fogo, a presença de incêndios anteriores aumentou a mortalidade de árvores de grande porte expostas a vendavais. Reis et al. (2022) também encontraram que, na Transição Amazônia-Cerrado, a maior mortalidade foi observada em florestas que estavam mais sujeitas às estações secas mais intensas, enquanto árvores com copa mais exposta à luz eram mais vulneráveis à morte por danos mecânicos. A borda sul da Amazônia apresenta uma grande mortalidade de árvores em comparação com outras áreas do bioma, logo, um aumento no número de eventos de vento extremos pode ser um ponto de inflexão para essas florestas.

As mudanças climáticas podem aumentar a frequência de ventos extremos na Amazônia, o que pode ter um grande impacto na composição florística regional (Negrón-Juárez et al., 2018). De acordo com Brando et al. (2019a), a interação entre a seca, os incêndios, a queda de árvores por vento e a fragmentação florestal, combinados com um clima em mudança, serão os principais responsáveis pela variabilidade dos estoques de carbono nas florestas tropicais remanescentes no futuro próximo. Além do possível aumento da frequência de ventos extremos, a alta mortalidade de árvores devido ao vento leva a um longo período de recuperação. Por exemplo, as florestas da Amazônia noroeste levam cerca de 20 anos para se recuperarem a 90% da biomassa pré-distúrbio, enquanto as florestas da Amazônia central levam cerca de 40 anos (Feng et al., 2023; Magnabosco Marra et al., 2018). Em suma, as mudanças climáticas estão aumentando a frequência de ventos extremos na Amazônia e sua fronteira sul pode ser uma das primeiras a ser afetada de acordo com os resultados de simulações feitas por Feng et al. (2023), o que pode ter um profundo impacto na composição florística regional e devido ao longo período de recuperação, pode levar a mudanças significativas nos estoques de carbono das florestas tropicais remanescentes.

5. Conclusões

O nosso estudo permitiu o entendimento dos padrões meteorológicos que provocam tempestades tropicais com ventos de grande intensidade e suas ligações com as florestas no sul da Amazônia. A associação entre ventos extremos e grandes tempestades é mais comum quando se considera uma variação espacial ou temporal dos dois fenômenos, com menos chances de ocorrência síncrona. Além disso, as tempestades com ventos fortes são mais comuns no sul da Bacia do Xingu. Também identificamos que as áreas de maior altitude no Xingu são aquelas com mais frequência de ventos extremos, o que pode ser um fator determinante para a altura das florestas amazônicas.

A mudança climática pode intensificar os extremos climáticos, sendo imprescindível incluir os distúrbios climáticos causados pelo vento em estudos sobre degradação florestal. Assim, é importante integrar dados de campo e sensoriamento remoto para compreender os padrões regionais de clima, as possíveis tendências de mudanças na ocorrência de extremos compostos, e suas consequências para a resiliência das florestas da Amazônia.

6. Referencias bibliográficas

- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., De Moraes Gonçalves, J.L., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Zeitschrift* 22, 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Araujo, R.F., Nelson, B.W., Celes, C.H.S., Chambers, J.Q., 2017. Regional distribution of large blowdown patches across Amazonia in 2005 caused by a single convective squall line. *Geophys. Res. Lett.* 44, 7793–7798. <https://doi.org/10.1002/2017GL073564>
- Balch, J.R.K., Nepstad, D.C., Brando, P.M., Curran, L.M., Portela, O., de Carvalho, O., Lefebvre, P., 2008. Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. *Glob. Chang. Biol.* 14, 2276–2287. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01655.x>
- Barlow, J., Lennox, G.D., Ferreira, J., Berenguer, E., Lees, A.C., Nally, R. Mac, Thomson, J.R., Ferraz, S.F. de B., Louzada, J., Oliveira, V.H.F., Parry, L., Ribeiro de Castro Solar, R., Vieira, I.C.G., Aragão, L.E.O.C., Begotti, R.A., Braga, R.F., Cardoso, T.M., de Oliveira, R.C., Souza Jr, C.M., Moura, N.G., Nunes, S.S., Siqueira, J.V., Pardini, R., Silveira, J.M., Vaz-de-Mello, F.Z., Veiga, R.C.S., Venturieri, A., Gardner, T.A., 2016. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature* 535, 144–147. <https://doi.org/10.1038/nature18326>
- Bevacqua, E., Maraun, D., Voudoukas, M.I., Voukouvalas, E., Vrac, M., Mentaschi, L., Widmann, M., 2019. Higher probability of compound flooding from precipitation and storm surge in Europe under anthropogenic climate change. *Sci. Adv.* 5, 1–8. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaw5531>
- Brando, P.M., Nepstad, D.C., Balch, J.K., Bolker, B., Christman, M.C., Coe, M., Putz, F.E., 2012. Fire-induced tree mortality in a neotropical forest: The roles of bark traits, tree size, wood density and fire behavior. *Glob. Chang. Biol.* 18, 630–641. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02533.x>
- Brando, P.M., Paolucci, L., Ummenhofer, C.C., Ordway, E.M., Hartmann, H., Cattau, M.E.,

- Rattis, L., Medjibe, V., Coe, M.T., Balch, J., 2019a. Droughts, Wildfires, and Forest Carbon Cycling: A Pantropical Synthesis. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.* 47, 555–581. <https://doi.org/10.1146/annurev-earth-082517-010235>
- Brando, P.M., Silvério, D., Maracahipes-Santos, L., Oliveira-Santos, C., Levick, S.R., Coe, M.T., Migliavacca, M., Balch, J.K., Macedo, M.N., Nepstad, D.C., Maracahipes, L., Davidson, E., Asner, G., Kolle, O., Trumbore, S., 2019b. Prolonged tropical forest degradation due to compounding disturbances: Implications for CO₂ and H₂O fluxes. *Glob. Chang. Biol.* 1–14. <https://doi.org/10.1111/gcb.14659>
- Brienen, R.J.W., Phillips, O.L., Feldpausch, T.R., Gloor, E., Baker, T.R., Lloyd, J., Lopez-Gonzalez, G., Monteagudo-Mendoza, A., Malhi, Y., Lewis, S.L., Vásquez Martinez, R., Alexiades, M., Álvarez Dávila, E., Alvarez-Loayza, P., Andrade, A., Aragão, L.E.O.C., Araujo-Murakami, A., Arets, E.J.M.M., Arroyo, L., Aymard C., G.A., Bánki, O.S., Baraloto, C., Barroso, J., Bonal, D., Boot, R.G.A., Camargo, J.L.C., Castilho, C. V., Chama, V., Chao, K.J., Chave, J., Comiskey, J.A., Cornejo Valverde, F., da Costa, L., de Oliveira, E.A., Di Fiore, A., Erwin, T.L., Fauset, S., Forsthofer, M., Galbraith, D.R., Grahame, E.S., Groot, N., Hérault, B., Higuchi, N., Honorio Coronado, E.N., Keeling, H., Killeen, T.J., Laurance, W.F., Laurance, S., Licona, J., Magnussen, W.E., Marimon, B.S., Marimon-Junior, B.H., Mendoza, C., Neill, D.A., Nogueira, E.M., Núñez, P., Pallqui Camacho, N.C., Parada, A., Pardo-Molina, G., Peacock, J., Peña-Claros, M., Pickavance, G.C., Pitman, N.C.A., Poorter, L., Prieto, A., Quesada, C.A., Ramírez, F., Ramírez-Angulo, H., Restrepo, Z., Roopsind, A., Rudas, A., Salomão, R.P., Schwarz, M., Silva, N., Silva-Espejo, J.E., Silveira, M., Stropp, J., Talbot, J., ter Steege, H., Teran-Aguilar, J., Terborgh, J., Thomas-Caesar, R., Toledo, M., Torello-Raventos, M., Umetsu, R.K., van der Heijden, G.M.F., van der Hout, P., Guimarães Vieira, I.C., Vieira, S.A., Vilanova, E., Vos, V.A., Zagt, R.J., 2015. Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature* 519, 344–348. <https://doi.org/10.1038/nature14283>
- Canty, A., Ripley, B.D., 2022. boot: Bootstrap R (S-Plus) Functions.
- Cohen J, Cavalcanti IF, Braga RH, N.L., 2009. Squall lines along the north-northeast coast of South America, in: *Weather and Climate in Brazil*. pp. 75–93.
- Core Team R Development, 2017. R: A language and environment for statistical computing. [WWW Document]. R Found. Stat. Comput. URL <http://www.r-project.org/>.
- De Luca, P., Messori, G., Pons, F.M.E., Faranda, D., 2020. Dynamical systems theory sheds new light on compound climate extremes in Europe and Eastern North America. *Q. J. R. Meteorol. Soc.* 146, 1636–1650. <https://doi.org/10.1002/qj.3757>

- Espinoza, J.-C., Marengo, J.A., Schongart, J., Jimenez, J.C., 2022. The new historical flood of 2021 in the Amazon River compared to major floods of the 21st century: Atmospheric features in the context of the intensification of floods. *Weather Clim. Extrem.* 35, 100406. <https://doi.org/10.1016/j.wace.2021.100406>
- Espinoza Villar, J.C., Ronchail, J., Guyot, J.L., Cochonneau, G., Naziano, F., Lavado, W., De Oliveira, E., Pombosa, R., Vauchel, P., 2009. Spatio-temporal rainfall variability in the Amazon basin countries (Brazil, Peru, Bolivia, Colombia, and Ecuador). *Int. J. Climatol.* 29, 1574–1594. <https://doi.org/10.1002/joc.1791>
- Espírito-Santo, F.D.B., Gloor, M., Keller, M., Malhi, Y., Saatchi, S., Nelson, B., Junior, R.C.O., Pereira, C., Lloyd, J., Frolking, S., Palace, M., Shimabukuro, Y.E., Duarte, V., Mendoza, A.M., López-González, G., Baker, T.R., Feldpausch, T.R., Brien, R.J.W., Asner, G.P., Boyd, D.S., Phillips, O.L., 2014. Size and frequency of natural forest disturbances and the Amazon forest carbon balance. *Nat. Commun.* 5, 1–6. <https://doi.org/10.1038/ncomms4434>
- Farr, T.G., Rosen, P.A., Caro, E., Crippen, R., Duren, R., Hensley, S., Kobrick, M., Paller, M., Rodriguez, E., Roth, L., Seal, D., Shaffer, S., Shimada, J., Umland, J., Werner, M., Oskin, M., Burbank, D., Alsdorf, D., 2007. The Shuttle Radar Topography Mission. *Rev. Geophys.* 45, RG2004. <https://doi.org/10.1029/2005RG000183>
- Feng, Y., Negrón-Juárez, R.I., Romps, D.M., Chambers, J.Q., 2023. Amazon windthrow disturbances are likely to increase with storm frequency under global warming. *Nat. Commun.* 14, 101. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-35570-1>
- Fujita, T.T., 1990. DOWNBURSTS: Meteorological Features and Wind Field Characteristics. *J. Wind Eng. Ind. Aerodyn.* 36, 75–86.
- Fujita, T.T., 1981. Tornadoes and downbursts in the context of generalized planetary scales. *J. Atmos. Sci.* [https://doi.org/10.1175/1520-0469\(1981\)038<1511:TADITC>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0469(1981)038<1511:TADITC>2.0.CO;2)
- Garstang, M., White, S., Shugart, H.H., Halverson, J., 1998. Convective cloud downdrafts as the cause of large blowdowns in the Amazon rainforest. *Meteorol. Atmos. Phys.* 67, 199–212. <https://doi.org/10.1007/BF01277510>
- Gilleland, E., Katz, R.W., 2016. extRemes 2.0: An Extreme Value Analysis Package in R. *J. Stat. Softw.* 72. <https://doi.org/10.18637/jss.v072.i08>
- Hall, J., Muscarella, R., Quebbeman, A., Arellano, G., Thompson, J., Zimmerman, J.K., Uriarte, M., 2020. Hurricane-Induced Rainfall is a Stronger Predictor of Tropical Forest Damage in Puerto Rico Than Maximum Wind Speeds. *Sci. Rep.* 10, 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-61164-2>

- Hersbach, H., Bell, B., Berrisford, P., Hirahara, S., Horányi, A., Muñoz-Sabater, J., Nicolas, J., Peubey, C., Radu, R., Schepers, D., Simmons, A., Soci, C., Abdalla, S., Abellan, X., Balsamo, G., Bechtold, P., Biavati, G., Bidlot, J., Bonavita, M., Chiara, G., Dahlgren, P., Dee, D., Diamantakis, M., Dragani, R., Flemming, J., Forbes, R., Fuentes, M., Geer, A., Haimberger, L., Healy, S., Hogan, R.J., Hólm, E., Janisková, M., Keeley, S., Laloyaux, P., Lopez, P., Lupu, C., Radnoti, G., Rosnay, P., Rozum, I., Vamborg, F., Villaume, S., Thépaut, J., 2020. The ERA5 global reanalysis. *Q. J. R. Meteorol. Soc.* 146, 1999–2049. <https://doi.org/10.1002/qj.3803>
- IPCC, 2022. Central and South America In: IPCC, Ipcc. <https://doi.org/10.1017/9781009325844>
- IPCC, 2021. Climate Change 2021: The Physical Science Basis - Summary for the Policymakers (Working Group I), Climate Change 2021: The Physical Science Basis. <https://doi.org/10.1017/9781009157896>
- Lapola, D.M., Pinho, P., Barlow, J., Aragão, L.E.O.C., Berenguer, E., Carmenta, R., Liddy, H.M., Seixas, H., Silva, C.V.J., Silva-Junior, C.H.L., Alencar, A.A.C., Anderson, L.O., Armenteras, D., Brovkin, V., Calders, K., Chambers, J., Chini, L., Costa, M.H., Faria, B.L., Fearnside, P.M., Ferreira, J., Gatti, L., Gutierrez-Velez, V.H., Han, Z., Hibbard, K., Koven, C., Lawrence, P., Pongratz, J., Portela, B.T.T., Rounsevell, M., Ruane, A.C., Schaldach, R., da Silva, S.S., von Randow, C., Walker, W.S., 2023. The drivers and impacts of Amazon forest degradation. *Science* (80-.). 379. <https://doi.org/10.1126/science.abp8622>
- Leonard, M., Westra, S., Phatak, A., Lambert, M., van den Hurk, B., McInnes, K., Risbey, J., Schuster, S., Jakob, D., Stafford-Smith, M., 2014. A compound event framework for understanding extreme impacts. *WIREs Clim. Chang.* 5, 113–128. <https://doi.org/10.1002/wcc.252>
- Lewis, S.L., Brando, P.M., Phillips, O.L., van der Heijden, G.M.F., Nepstad, D., 2011. The 2010 Amazon Drought. *Science* (80-.). 331, 554–554. <https://doi.org/10.1126/science.1200807>
- Machado, L.A.T., Calheiros, A.J.P., Biscaro, T., Giangrande, S., Silva Dias, M.A.F., Cecchini, M.A., Albrecht, R., Andreae, M.O., Araujo, W.F., Artaxo, P., Borrmann, S., Braga, R., Burleyson, C., Eichholz, C.W., Fan, J., Feng, Z., Fisch, G.F., Jensen, M.P., Martin, S.T., Pöschl, U., Pöhlker, C., Pöhlker, M.L., Ribaud, J.-F., Rosenfeld, D., Saraiva, J.M.B., Schumacher, C., Thalman, R., Walter, D., Wendisch, M., 2018. Overview: Precipitation characteristics and sensitivities to environmental conditions

- during GoAmazon2014/5 and ACRIDICON-CHUVA. *Atmos. Chem. Phys.* 18, 6461–6482. <https://doi.org/10.5194/acp-18-6461-2018>
- Magnabosco Marra, D., Trumbore, S.E., Higuchi, N., Ribeiro, G.H.P.M., Negrón-Juárez, R.I., Holzwarth, F., Rifai, S.W., dos Santos, J., Lima, A.J.N., Kinupp, V.F., Chambers, J.Q., Wirth, C., 2018. Windthrows control biomass patterns and functional composition of Amazon forests. *Glob. Chang. Biol.* 24, 5867–5881. <https://doi.org/10.1111/gcb.14457>
- Marengo, J.A., Espinoza, J.C., 2016. Extreme seasonal droughts and floods in Amazonia: causes, trends and impacts. *Int. J. Climatol.* 36, 1033–1050. <https://doi.org/10.1002/joc.4420>
- Marques, E.Q., Marimon-Junior, B.H., Marimon, B.S., Matricardi, E.A.T., Mews, H.A., Colli, G.R., 2019. Redefining the Cerrado–Amazonia transition: implications for conservation. *Biodivers. Conserv.* <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01720-z>
- Marra, D.M., Chambers, J.Q., Higuchi, N., Trumbore, S.E., Ribeiro, G.H.P.M., Dos Santos, J., Negrón-Juárez, R.I., Reu, B., Wirth, C., 2014. Large-scale wind disturbances promote tree diversity in a Central Amazon forest. *PLoS One* 9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0103711>
- Martius, O., Pfahl, S., Chevalier, C., 2016. A global quantification of compound precipitation and wind extremes. *Geophys. Res. Lett.* 43, 7709–7717. <https://doi.org/10.1002/2016GL070017>
- Negrón-Juárez, R., Magnabosco-Marra, D., Feng, Y., Urquiza-Muñoz, J.D., Riley, W.J., Chambers, J.Q., 2023. Windthrow characteristics and their regional association with rainfall, soil, and surface elevation in the Amazon. *Environ. Res. Lett.* 18, 014030. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/acaf10>
- Negrón-Juárez, R.I., Chambers, J.Q., Guimaraes, G., Zeng, H., Raupp, C.F.M., Marra, D.M., Ribeiro, G.H.P.M., Saatchi, S.S., Nelson, B.W., Higuchi, N., 2010. Widespread Amazon forest tree mortality from a single cross-basin squall line event. *Geophys. Res. Lett.* 37, 1–5. <https://doi.org/10.1029/2010GL043733>
- Negrón-Juárez, R.I., Chambers, J.Q., Marra, D.M., Ribeiro, G.H.P.M., Rifai, S.W., Higuchi, N., Roberts, D., 2011. Detection of subpixel treefall gaps with *Landsat* imagery in Central Amazon forests. *Remote Sens. Environ.* 115, 3322–3328. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.07.015>
- Negrón-Juárez, R.I., Holm, J.A., Marra, D.M., Rifai, S.W., Riley, W.J., Chambers, J.Q., Koven, C.D., Knox, R.G., McGroddy, M.E., Di Vittorio, A. V., Urquiza-Muñoz, J.,

- Tello-Espinoza, R., Muñoz, W.A., Ribeiro, G.H.P.M., Higuchi, N., 2018. Vulnerability of Amazon forests to storm-driven tree mortality. *Environ. Res. Lett.* 13, 054021. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabe9f>
- Potapov, P., Li, X., Hernandez-Serna, A., Tyukavina, A., Hansen, M.C., Kommareddy, A., Pickens, A., Turubanova, S., Tang, H., Silva, C.E., Armston, J., Dubayah, R., Blair, J.B., Hofton, M., 2021. Mapping global forest canopy height through integration of GEDI and *Landsat* data. *Remote Sens. Environ.* 253, 112165. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112165>
- Reis, S.M., Marimon, B.S., Esquivel-Muelbert, A., Marimon, B.H., Morandi, P.S., Elias, F., de Oliveira, E.A., Galbraith, D., Feldpausch, T.R., Menor, I.O., Malhi, Y., Phillips, O.L., 2022. Climate and crown damage drive tree mortality in southern Amazonian edge forests. *J. Ecol.* 110, 876–888. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13849>
- Rifai, S.W., Urquiza Muñoz, J.D., Negrón-Juárez, R.I., Ramírez Arévalo, F.R., Tello-Espinoza, R., Vanderwel, M.C., Lichstein, J.W., Chambers, J.Q., Bohlman, S.A., 2016. Landscape-scale consequences of differential tree mortality from catastrophic wind disturbance in the Amazon. *Ecol. Appl.* 26, 2225–2237. <https://doi.org/10.1002/eap.1368>
- Silvério, D. V., Brando, P.M., Bustamante, M.M.C., Putz, F.E., Marra, D.M., Levick, S.R., Trumbore, S.E., 2019. Fire, fragmentation, and windstorms: A recipe for tropical forest degradation. *J. Ecol.* 107, 656–667. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13076>
- Silvério, D. V., Brando, P.M., Macedo, M.N., Beck, P.S.A., Bustamante, M., Coe, M.T., 2015. Agricultural expansion dominates climate changes in southeastern Amazonia: the overlooked non-GHG forcing. *Environ. Res. Lett.* 10, 104015. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/10/104015>
- Trumbore, S., Brando, P., Hartmann, H., 2015. Forest health and global change. *Science* (80-.). 349, 814–818. <https://doi.org/10.1126/science.aac6759>
- van den Hurk, B., van Meijgaard, E., de Valk, P., van Heeringen, K.-J., Gooijer, J., 2015. Analysis of a compounding surge and precipitation event in the Netherlands. *Environ. Res. Lett.* 10, 035001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/3/035001>
- Vignotto, E., Engelke, S., Zscheischler, J., 2021. Clustering bivariate dependencies of compound precipitation and wind extremes over Great Britain and Ireland. *Weather Clim. Extrem.* 32, 100318. <https://doi.org/10.1016/j.wace.2021.100318>
- Zheng, F., Westra, S., Sisson, S.A., 2013. Quantifying the dependence between extreme rainfall and storm surge in the coastal zone. *J. Hydrol.* 505, 172–187.

<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.09.054>

- Zscheischler, J., Martius, O., Westra, S., Bevacqua, E., Raymond, C., Horton, R.M., van den Hurk, B., Aghakouchak, A., Jézéquel, A., Mahecha, M.D., Maraun, D., Ramos, A.M., Ridder, N.N., Thiery, W., Vignotto, E., 2020. A typology of compound weather and climate events. *Nat. Rev. Earth Environ.* 1, 333–347. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0060-z>
- Zscheischler, J., Naveau, P., Martius, O., Engelke, S., Raible, C.C., 2021. Evaluating the dependence structure of compound precipitation and wind speed extremes. *Earth Syst. Dyn.* 12, 1–16. <https://doi.org/10.5194/esd-12-1-2021>
- Zscheischler, J., Seneviratne, S.I., 2017. Dependence of drivers affects risks associated with compound events. *Sci. Adv.* 3, 1–11. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700263>
- Zscheischler, J., Westra, S., Van Den Hurk, B.J.J.M., Seneviratne, S.I., Ward, P.J., Pitman, A., Aghakouchak, A., Bresch, D.N., Leonard, M., Wahl, T., Zhang, X., 2018. Future climate risk from compound events. *Nat. Clim. Chang.* 8, 469–477. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0156-3>

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em conclusão, o monitoramento da vegetação e dos padrões climáticos é de extrema importância para compreender e enfrentar os desafios das mudanças climáticas nas florestas tropicais, especialmente na Amazônia. Através de tecnologias de sensoriamento podemos obter informações de sinais de estresse hídrico, risco de incêndios florestais e alterações na estrutura da vegetação que podem influenciar a probabilidade de novos distúrbios florestais.

Além disso, os efeitos das mudanças climáticas sobre as florestas tropicais podem aumentar a frequência e intensidade desses distúrbios e podem comprometer o funcionamento dos sistemas ecológicos e conduzir as florestas da Amazônia a um limiar de não retorno. O impacto de ventos extremos na mortalidade da vegetação destaca a necessidade de considerar os distúrbios causados pelo vento nos estudos de degradação florestal. A elevação do terreno desempenha um papel fundamental na frequência e intensidade dos ventos extremos, o que pode afetar diretamente a altura e a resiliência das florestas amazônicas. Portanto, é essencial reunir dados abrangentes e integrados, combinando informações de campo e sensoriamento remoto, para compreender os impactos das mudanças climáticas sobre as florestas tropicais e desenvolver estratégias de conservação e manejo que promovam a resiliência desses ecossistemas vitais. Somente através desses esforços conjuntos podemos enfrentar os desafios atuais e futuros das mudanças climáticas e garantir a sustentabilidade das florestas amazônicas.