

The text that follows is a TRANSLATION  
O texto que segue é uma TRADUÇÃO

# A extração de madeira da floresta amazônica aumentou a severidade e a propagação dos incêndios durante o El Niño de 2015-2016

Please cite as:  
Favor citar como:

Barni, P.E., A.C.M. Rego, F.C.F. Silva, R.A.S. Lopes. H.A.M.  
Xaud, M.R. Xaud, R.I. Barbosa & P.M. Fearnside 2021.  
**Logging Amazon forest increased the severity and spread  
of fires during the 2015-2016 El Niño.** *Forest Ecology and  
Management* 500: art. 119652.  
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119652>

ISSN: 0378-1127

DOI: 10.1016/j.foreco.2021.119652

Copyright: Elsevier

The original publication is available at:

O trabalho original está disponível em:

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119652>

<http://www.sciencedirect.com/science/journal/03781127>

# A extração de madeira da floresta amazônica aumentou a severidade e a propagação dos incêndios durante o El Niño de 2015-2016

Paulo Eduardo Barni<sup>a, \*</sup>  
Anelícia Cleide Martins Rego<sup>b</sup>  
Francisco das Chagas Ferreira Silva<sup>b</sup>  
Richard Anderson Silva Lopes<sup>c</sup>  
Haron Abraham Magalhães Xaud<sup>d</sup>  
Maristela Ramalho Xaud<sup>d</sup>  
Reinaldo Imbrozio Barbosa<sup>e</sup>  
Philip Martin Fearnside<sup>f, g</sup>

<sup>a</sup> Professor da Universidade Estadual de Roraima – UERR, *Campus* Rorainópolis  
Av. Senador Helio Campos, s/nº, 69375-000, Rorainópolis, Roraima.  
pbarni@uerr.edu.br

<sup>b</sup> Graduados da Universidade Estadual de Roraima – UERR, *Campus* Rorainópolis  
Av. Senador Helio Campos, s/nº, 69375-000, Rorainópolis, Roraima.  
{anelycia.com@gmail.com; chagasferreirasilva@gmail.com}

<sup>c</sup> Corpo de Bombeiros Militares de Roraima, Coordenadoria Estadual de Proteção e Defesa Civil.  
Avenida Venezuela, 1271, 69309690 - Boa Vista, Roraima. {raslopes@gmail.com}

<sup>d</sup> Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa/RR. Rodovia BR 174, Km 8, Distrito Industrial. 69301-970, Boa Vista, Roraima. {haronxaud@gmail.com; marisxaud@gmail.com}

<sup>e</sup> Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Rua Coronel Pinto, 315. CEP: 69301-150. Boa Vista, Roraima. reinaldo@inpa.gov.br

<sup>f</sup> Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Av. André Araújo, 2936. CEP: 69067-375, Manaus, Amazonas. pmfearn@inpa.gov.br

<sup>g</sup> Rede Brasileira de Pesquisa sobre Mudança Climática Global– Rede Clima, Av. dos Astronautas, 1758 - Jardim da Granja, CEP: 12227-010, São José dos Campos, São Paulo

\* Autor correspondente

**Resumo.** Os incêndios florestais degradam a floresta amazônica e suas funções naturais. A extração madeireira, o desmatamento e o aumento da frequência de secas prolongadas têm contribuído para a alta recorrência de incêndios florestais na Amazônia. Os incêndios têm impactado áreas que, até recentemente, eram consideradas imunes ao fogo, como a porção sul do estado de Roraima, que se caracteriza por tipos de floresta que ocorrem em ambientes com alta umidade natural, mas que agora são fortemente impactados pela extração seletiva de madeira (ESM). O objetivo deste estudo foi determinar a severidade e a propagação do fogo nas florestas do sul de Roraima, tomando como referência o grande incêndio florestal ocorrido durante o El Niño 2015-2016. Mapeamos cicatrizes de incêndio e biomassa florestal a partir de sensoriamento remoto e dados de inventários florestais em uma área de estudo de 6.657,3 km<sup>2</sup>, dos quais 6.512,4 km<sup>2</sup> (97,8%) eram originalmente florestas e 5412,3 km<sup>2</sup> (81,3%) ainda eram florestas em 2016. Os incêndios de 2015/2016 afetaram cerca de 682,2 km<sup>2</sup>, ou 12,6% da área que ainda era floresta em 2016. Os mapas de vulnerabilidade da floresta foram feitos usando o método de pesos de evidência. A biomassa impactada pelo fogo totalizou 26,4 × 10<sup>6</sup> Mg, representando 9,5% do total mapeado para a área de estudo (277,4 × 10<sup>6</sup> Mg). A biomassa morta pelo fogo totalizou 5,9 × 10<sup>6</sup> Mg, representando 22,3% da biomassa afetada pelos

incêndios. O nível mais alto de severidade do fogo (muito forte) afetou proporcionalmente 84,6% mais biomassa florestal dentro do que fora das áreas do ESM. A vulnerabilidade da floresta a incêndios aumentou 265,5% em termos de área e 400,7% em termos de biomassa quando exposta ao ESM. A extração de madeira também aumentou a gravidade dos incêndios quando eles ocorreram: um hectare de floresta incendiada tinha 85,9% mais probabilidade de ter um incêndio “muito forte” se tivesse sido previamente explorada, e as áreas incendiadas que haviam sido exploradas perderam, em média, 2,9% mais de sua biomassa pré-fogo para o fogo do que aquelas que não haviam sido exploradas (86,5 Mg ha<sup>-1</sup> contra 84,0 Mg ha<sup>-1</sup>). Considerando apenas a floresta ombrófila, a biomassa média da floresta que foi explorada e incendiada foi 310,7 Mg ha<sup>-1</sup>, ou 30,8% menor do que a biomassa média de 448,7 Mg ha<sup>-1</sup> em áreas exploradas mas não incendiadas, mostrando uma perda substancial de biomassa pelo fogo (média de 138,0 Mg ha<sup>-1</sup>). A ESM mais do que dobrou o impacto do fogo na perda de biomassa em comparação com o impacto da própria exploração madeireira. Além de sua contribuição para as emissões de carbono e outros impactos, o efeito amplificador da ESM sobre os incêndios florestais indica que a suposição de que os projetos de manejo florestal autorizados na Amazônia são sustentáveis é injustificada. O papel futuro dessa prática deve ser repensado, os projetos existentes devem ser submetidos a uma inspeção e controle rigorosos e a extração não autorizada deve ser identificada e reprimida. A política de permitir a venda de madeira de projetos de corte raso deve ser repensada porque fornece uma brecha para a lavagem de madeira proveniente da extração ilegal.

**Palavras-chave:** Modelagem ambiental; uso da terra; cobertura da terra; Sensoriamento remoto; Amazônia.

## 1. Introdução

Os incêndios florestais são uma ameaça à integridade e biodiversidade das florestas (McLauchlan et al., 2020) e ao armazenamento de carbono da floresta amazônica e às funções do ciclo hidrológico (da Silva et al., 2018; Fearnside, 2008; Fearnside et al., 2013; Rappaport et al., 2018; Ziccardi et al., 2019). As fontes de ignição de incêndios florestais na Amazônia são o resultado de ações antrópicas, como queimadas em florestas recém-desmatadas próximas ou para manutenção de pastagens ou para corte e queima da agricultura familiar, enquanto a extração seletiva (ESM) desempenha um papel importante na tomada de a floresta vulnerável à entrada e propagação de fogo (Alencar et al., 2006; Aragão e Shimabukuro, 2010; Berenguer et al., 2014; Brando et al., 2014, 2019; Uhl e Buschbacher, 1985; Xaud et al., 2013). SL tem sido apontado como um dos fatores para a propagação de incêndios florestais mesmo em locais distantes dos principais focos de desmatamento (Alencar et al., 2015; Broadbent et al., 2008; Hethcoat et al., 2020; Silva et al., 2018).

Eventos de seca prolongada causados pela frequência crescente de eventos severos de El Niño têm um efeito direto na propagação de incêndios florestais na Amazônia (Aragão et al., 2018; Jiménez-Muñoz et al., 2016; Meira-Junior et al., 2020; Nepstad et al., 2004, 2007), assim como os efeitos das mudanças no uso e cobertura da terra e exploração madeireira predatória (Brando et al., 2014, 2019). A frequência de incêndios florestais tem aumentado em áreas que (até recentemente) eram consideradas imunes ao fogo devido à umidade natural da floresta; no entanto, os fatores que atenuam ou amplificam a ocorrência de incêndios ainda são pouco

estudados (Barni et al., 2015a; da Silva et al., 2018; Fonseca et al., 2017; Turubanova et al., 2018).

A Amazônia fornece serviços ambientais essenciais (por exemplo, Fearnside, 2008), e conservá-los requer a compreensão das interações entre fenômenos climáticos e atividades humanas e seus efeitos na degradação da biomassa florestal. O mapeamento sistemático é uma das ferramentas de sensoriamento remoto de grande importância para o entendimento da distribuição espacial e do comportamento de propagação dos incêndios florestais e é uma forma inteligente de fornecer subsídios para o aprimoramento de políticas públicas de combate ao uso indiscriminado do fogo. O mapeamento sistemático pode fornecer estimativas de emissões de gases de efeito estufa (GEE) em grande escala e contribuir para melhorar os cálculos que representam a biomassa e o carbono afetados por fogo e desmatamento (Aragão et al., 2018; Baccini et al., 2012). O atual Inventário Nacional de Emissões de GEE do Brasil (Brasil, MCTI, 2020) não considera as emissões de incêndios florestais no sub-bosque ao calcular as emissões de mudanças no uso da terra e silvicultura. Este fato persiste, em parte, devido ao pequeno volume de trabalhos realizados nesta área do conhecimento e às grandes incertezas envolvidas no cálculo dos fatores de emissão.

Vários índices espectrais foram desenvolvidos ou adaptados para melhorar o mapeamento de áreas queimadas: NDVI, SAVI, EVI, EVI2, GEMI, BAI, BAIM, NBR, NBR2, CSI e MIRBI (Bastarrika et al., 2011; Chuvieco et al., 2002; Stropianna et al., 2012). Novas abordagens baseadas em análise de mistura espectral (SMA) e frações de imagem (Quintano et al., 2006) são úteis para mapear áreas queimadas. Danos no dossel por corte seletivo e fogo, incluindo sua severidade (capacidade de danificar a floresta), foram mapeados com sucesso usando o Índice de Fração de Diferença Normalizado (NDFI) (Souza Jr. et al., 2005a, 2013).

Interromper ou reduzir drasticamente o desmatamento teria claramente um benefício substancial em evitar incêndios florestais, porque a queima de árvores derrubadas em áreas recém-desmatadas é uma importante fonte de ignição para incêndios em florestas adjacentes. Observe que a floresta não é queimada intencionalmente, mas o fogo escapa de áreas próximas que estão sendo queimadas, seja como parte do desmatamento inicial ou no manejo subsequente dos sistemas agrícolas e pecuários.

Um dos grandes desafios que enfrentamos atualmente é um melhor entendimento da relação entre o comportamento do desmatamento e a aplicação de políticas públicas eficientes (West e Fearnside, 2021). Políticas também são necessárias para ajudar a mudar as práticas utilizadas na agricultura e pecuária (que hoje ainda são baseadas no fogo) para o uso de tecnologias que permitam a incorporação do carbono da biomassa das capoeiras ao solo e que são cortadas para preparar a terra para o plantio e na manutenção de pastagens livres de invasão de vegetação lenhosa. No entanto, a implementação desses sistemas tem se mostrado difícil na Amazônia porque essas alternativas ao fogo demandam aumento dos custos de produção.

Na porção sul do estado de Roraima (no norte da Amazônia), o desmatamento é fortemente estimulado pela extração de madeira legal e ilegal (Barni et al., 2020; Condé et al., 2019). Nesta região, as autorizações de uso de madeira de áreas em desmatamento a partir de projetos licenciados para corte raso pela Fundação Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Roraima (FEMARH) fornecem a documentação para a maior parte da madeira legalizada para as serrarias.

No entanto, grande parte da madeira que teoricamente provém das áreas aprovadas para corte raso ou para manejo florestal não vem de fato dessas áreas, mas sim da extração seletiva em florestas que não são autorizadas para nenhuma das atividades. Por exemplo, com base em um questionário aplicado a 38% das serrarias de Rorainópolis em 2013, Crivelli et al. (2017) relataram que 54% do volume de madeira veio de projetos de desmatamento, 11% de projetos de manejo florestal e para 35% da madeira os proprietários da serraria “não conseguiram especificar” a fonte.

A grande maioria dos pedidos à FEMARH de proprietários de terras para autorizações de desmatamento são meramente um meio para legalizar a venda de madeira, ao invés do propósito declarado de limpar terras para agricultura e pastagem. Isso é claramente demonstrado pelo fato de que a maior parte dos 12.480,9 ha de desmatamento autorizado pela FEMARH no sul de Roraima entre 2010 e 2015, apenas 26,2% foi efetivamente desmatado, como mostra nosso mapeamento baseado em dados do programa PRODES do INPE (Brasil, INPE, 2020). Se as áreas autorizadas foram, de fato, exploradas, elas são exploradas antes do desmatamento; se essas áreas não forem de fato desmatadas, o corte seletivo é realizado e as árvores não colhidas permanecem em pé. O volume colhido nas áreas autorizadas pode ser inferior à quantidade autorizada. É razoável supor que isso ocorre porque, dada a falta de inspeções, é mais lucrativo para os madeireiros cortar árvores das espécies mais valiosas em uma área mais ampla de floresta do que colher o volume permitido apenas dentro da área autorizada, onde parte das árvores coletadas seria composta por espécies menos valiosas.

Em janeiro de 2021, o município de Rorainópolis (região sul de Roraima) foi adicionado à “lista negra” federal de locais prioritários para ações de prevenção, monitoramento e controle do desmatamento na Amazônia (Oliveira, 2021). A extração de madeira nesta área tem um controle mínimo e, devido à insuficiência de pessoal, a FEMARH não faz inspeções de campo com regularidade para verificar se os limites e procedimentos especificados são respeitados. A falta de fiscalização nos locais de extração de madeira ou desmatamento não significa que todas as partes da cadeia produtiva estejam livres de influência de regulamentações. O órgão ambiental federal (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, ou IBAMA) ocasionalmente inspeciona serrarias para ver se a quantidade de madeira presente é compatível com a documentação. Em 2018, tal fiscalização em Rorainópolis constatou que praticamente nenhuma serraria estava em conformidade, e as serrarias foram fechadas (G1, 2018a). Observe que 2018 foi após os incêndios do El Niño de 2015-2016 que são o objeto do estudo atual e foi antes do início da administração presidencial de Jair Bolsonaro em janeiro de 2019, com um relaxamento notável dos controles ambientais e destruição do IBAMA (ver Ferrante e Fearnside, 2019).

A extração não é feita pelos proprietários das terras, mas por equipes madeireiras que trabalham para serrarias ou por madeireiros independentes que pagam o proprietário para permitir que a madeira seja colhida e vendida para serrarias. Claramente não há motivação para a sustentabilidade, e aqueles que estão fazendo a extração de madeira também podem invadir propriedades adjacentes ou terras do governo para remover madeira adicional. A fiscalização se limita a visitas a serrarias para verificar se o volume de madeira estocada é compatível com os valores máximos especificados nas licenças. Caminhões madeireiros são ocasionalmente parados pelo

IBAMA para verificar a licença de transporte de madeira (o “documento de origem florestal” ou DOF), mas se um caminhão não for parado, a licença de transporte é frequentemente reutilizada várias vezes (Barni e Silva, 2017).

Em toda a Amazônia brasileira, as licenças emitidas para o transporte de madeira de projetos de manejo florestal autorizados são frequentemente utilizadas da mesma forma que aquelas para projetos de desmatamento, com o volume para o qual as licenças são emitidas advindo, na realidade, da extração de madeira em outras áreas, inclusive de Terras Indígenas e outras áreas protegidas onde a exploração madeireira é proibida (Brancalion et al., 2018). Independentemente de qualquer autorização oficial para o manejo florestal “sustentável” em propriedades rurais em nossa área de estudo, a efetiva implementação de tais práticas era “nula ou incipiente” na época de nosso estudo (Gimenez et al., 2015).

O presente estudo de caso tem como objetivo determinar os efeitos do ESM na severidade e propagação do incêndio no sub-bosque no sul de Roraima considerando o mega incêndio florestal ocorrido nesta parte da Amazônia durante o evento El Niño de 2015-2016 (Fonseca et al., 2017). As áreas “afetadas” por incêndios florestais são áreas onde ocorreu um incêndio no sub-bosque da floresta durante o El Niño de 2015-2016, conforme indicado pela queima da liteira e carbonização na base das árvores. Nossa hipótese é que a ESM favoreceu o aumento na severidade do fogo e sua propagação (aumento da área afetada pelo fogo, tanto pelo aumento do tamanho das cicatrizes do fogo, quanto pelo aumento do número de cicatrizes do fogo e que podem ser detectados por satélites) tanto dentro das áreas com exploração madeireira quanto nas áreas vizinhas não exploradas, contribuindo para uma maior exposição da biomassa florestal ao fogo. As questões específicas abordadas pelo estudo são: (i) Qual foi a extensão da área afetada por incêndios e a quantidade de biomassa florestal perdida na área de estudo considerando quatro níveis de severidade do fogo? (ii) Qual foi a contribuição proporcional da ESM no espalhamento do fogo? (iii) Qual era a área da floresta exposta e qual era a magnitude da biomassa florestal vulnerável a novos incêndios florestais na área de estudo?

Para responder à questão (i), usamos Sistema de Informação Geográfica (SIG) e ferramentas de geoprocessamento, combinados com dados de inventário, para avaliar a perda de biomassa florestal em quatro níveis de severidade do fogo, conforme definido por Fernandes-Manso et al. (2016) em áreas com sinais de ESM e em áreas sem sinais de ESM. Para responder às questões (ii) e (iii) utilizamos o método de pesos de evidência (Barni et al., 2015b, 2020; Soares-Filho et al., 2006; Leite-Filho et al., 2021). Mapas de pesos de evidência têm a capacidade de captar a influência de variáveis espacialmente relacionadas à ocorrência de incêndios florestais (Silvestrini et al., 2011).

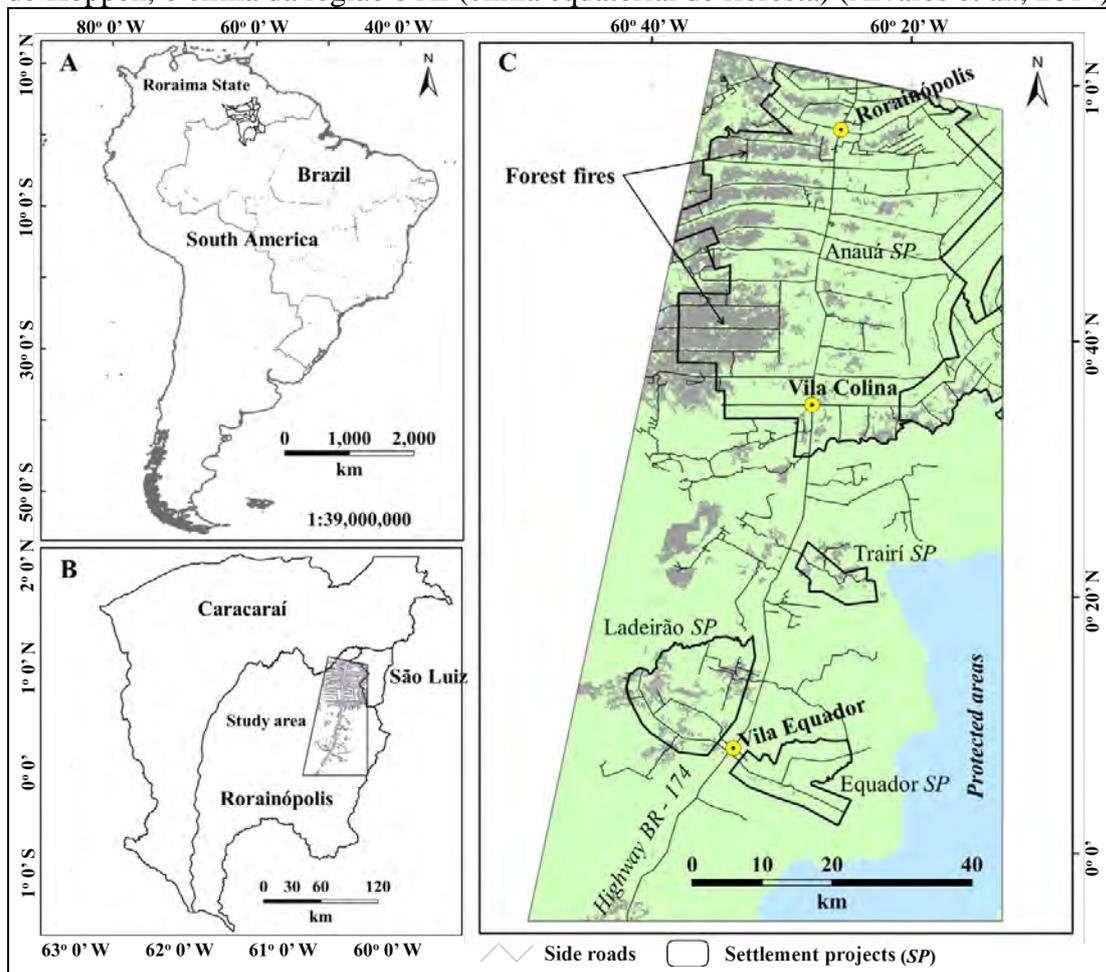
Nosso estudo fornecerá melhorias para a compreensão da relação entre a gravidade do incêndio e a perturbação anterior por ESM. Entre os usos para essas informações está o aprimoramento dos cálculos de emissão de carbono devido à degradação florestal na Amazônia (por exemplo, Brasil, MCTI, 2020).

## **2. Materiais e métodos**

### **2.1 Área de estudo**

A área de estudo está localizada na porção sul do estado de Roraima, abrangendo as áreas que incluem a sede do município (comarca) de Rorainópolis e as vilas de

Colina e Equador. A área também inclui pequenas parcelas dos municípios de Caracarái (90,5 km<sup>2</sup>, 1,4% da área de estudo) e São Luiz (164,2 km<sup>2</sup>, 2,5%) (Tabela S1 do Material Suplementar). A área compreende 130,6 km da rodovia BR-174 e 1.249,4 km de estradas secundárias nos empreendimentos de assentamento e seu entorno (Figura 1). A área de estudo, que compreende 6657,3 km<sup>2</sup>, foi delimitada recortando uma imagem Landsat 8 para 9 de junho de 2016 (órbita 231, ponto 60) e cruzando-a com parte das cenas 20NQG e 20NQF da grade vetorial do satélite Sentinel-2 (<https://www.instrutorgis.com.br/download-da-grade-do-satelite-sentinel2/>). A cobertura vegetal é composta por floresta tropical densa (em sua grande maioria), além de mosaicos de campinarana (vegetação lenhosa oligotrófica) e áreas de ecótono entre campinarana e floresta tropical densa (Barni et al., 2016). No sistema de classificação de Köppen, o clima da região é Af (clima equatorial de floresta) (Alvares et al., 2014).



**Figura 1.** (A) Mapa da América do Sul mostrando o estado de Roraima. (B) Municípios do sul de Roraima e a localização da área de estudo. (C) Mapa detalhado da área de estudo.

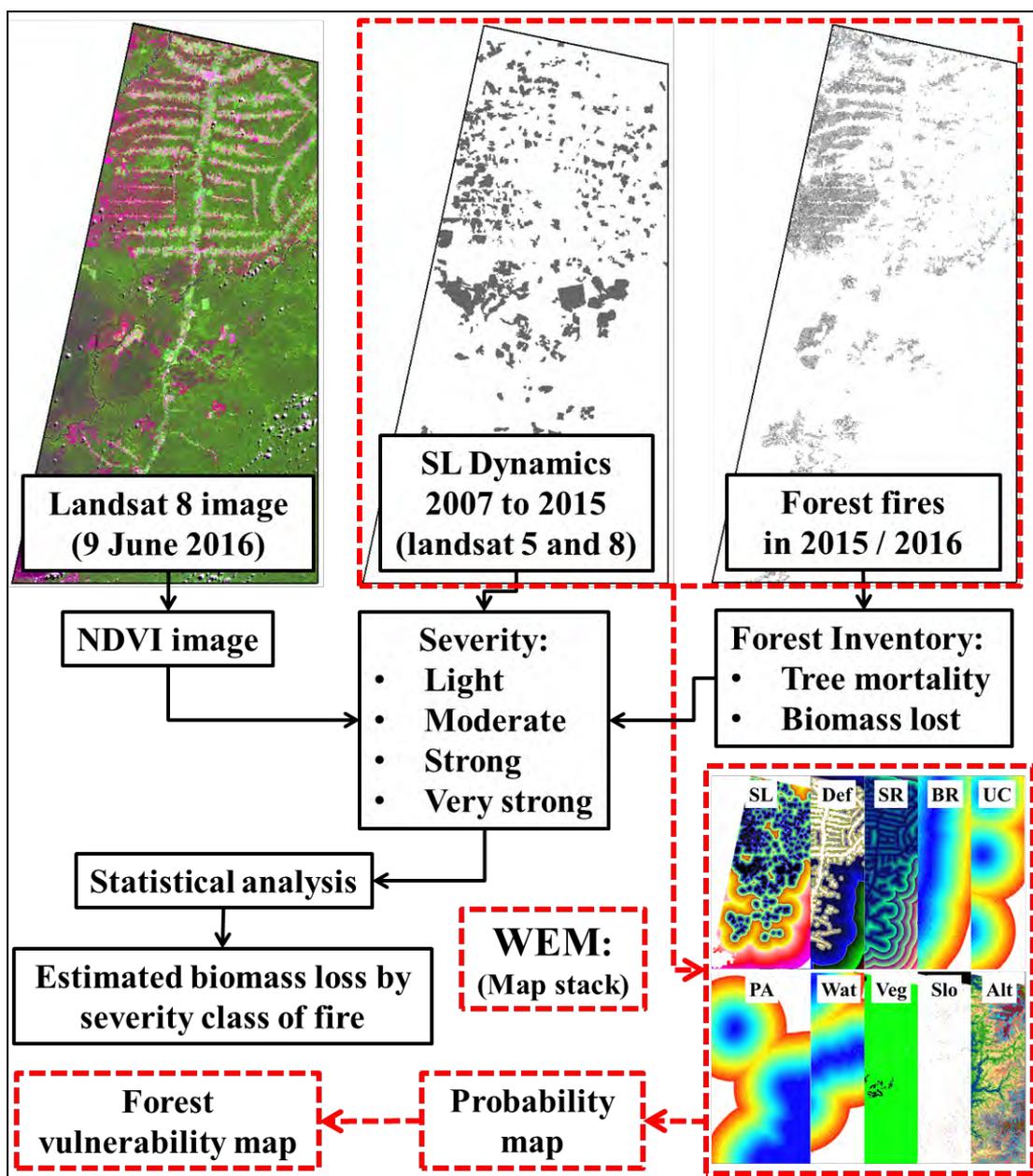
## 2.2 Banco de dados

O banco de dados consistia em 1.) Uma grade vetorial do satélite Sentinel-2 (que foi usado para delimitar a área de estudo), 2.) Imagens Landsat 5 e 8 de 2007 a 2016 para a órbita / ponto 231/60, obtidas a partir do US Geological Survey (USGS, 2016) (que foram usados para mapear a dinâmica do SL e do fogo) 3.) Uma imagem da missão Topográfica do ônibus especial da NASA (SRTM) (USGS, 2016) (que serviu

para representar a altitude e a inclinação no área de estudo), 4.) Um mapa vetorial de tipos de floresta (Brasil, PROBIO, 2013), 5.) Um mapa de desmatamento e de áreas não florestais obtido do PRODES (Brasil, INPE, 2020), 6.) Um mapa vetorial de incêndios florestais (Barni et al., 2017) (usado para representar a área incendiada), 7.) Um mapa da biomassa total da floresta (viva + morta e acima + abaixo do solo) em Roraima (Barni et al., 2016) (usado para estimar a perda de biomassa e o efeito do fogo), 8.) Mapas vetoriais de estradas e rios, 9.) Um mapa vetorial de focos de calor entre 1º de dezembro de 2015 e 23 de março de 2016 do satélite de referência AQUA-MT (<http://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/bdqueimadas/>) (usado para representar o cenário inicial de incêndios no área de estudo usando o método de pesos de evidência), 10.) Dados de inventário florestal sobre incêndios observados e mortalidade de árvores em 17 transectos medindo  $4 \times 250$  m (1,7 ha) nos locais de incêndios que ocorreram na área de estudo durante Evento El Niño 2015 / 2016 (Tabela S2) (usado para estimar a perda de biomassa no nível de parcelas).

Para o processamento das variáveis (mapas), as análises foram realizadas no programa de Sistema de Informação Geográfica (SIG) Quantum Gis (QGIS) Desktop 2.18.15 (<https://www.qgis.org/>). Mapas de 2 a 9 (exceto mapa 7) e produtos derivados destes foram usados para análises com o método de pesos de evidência (Barni et al., 2015b, 2020; Soares-Filho et al., 2006; Leite-Filho et al., 2021) no *software* Dinamica-EGO 5.0 (<https://csr.ufmg.br/dinamica/>). As análises estatísticas foram realizadas com o *software* R versão 3.6.0 (<https://www.r-project.org/>).

O banco de dados incluiu informações sobre autorizações para exploração madeireira (área autorizada em ha e volume em m<sup>3</sup>) na área licenciada para “uso alternativo do solo” (desmatamento) de 2010 a 2015 (Tabela S3); o banco de dados também incluiu informações sobre “Planos de Manejo Florestal Sustentável” de 2017 a 2020 (Tabela S4), que foram usados para apoiar as análises. Esses dados foram fornecidos pela Fundação Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (FEMARH) no âmbito do convênio de colaboração técnica 001/2020 entre a FEMARH e a Universidade Estadual de Roraima (UERR). A sequência metodológica de obtenção e análise dos dados seguiu o fluxograma da Figura 2.



**Figura 2.** Fluxograma da metodologia aplicada na área de estudo para obtenção e análise dos dados. SL = ESM; NDVI = índice de vegetação de diferença normalizada. WEM = método de pesos de evidência. Variáveis contínuas (mapa de distância): SL = ESM, Def = desmatamento, SR = estradas secundárias, BR = rodovia BR - 174, UC = centros urbanos, PA = área protegida e Wat = água. Variáveis categóricas: Veg = vegetação, Slo = declive e Alt = altitude.

## 2.3 Métodos

### 2.3.1 Severidade do fogo

A avaliação da severidade do fogo consumindo o material combustível e matando uma fração da biomassa viva da floresta acima e abaixo do solo foi conduzida de acordo com a técnica recomendada por Fernandes-Manso et al. (2016), usando índices de vegetação, incluindo o índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI).

Nesta abordagem, os valores de NDVI foram extraídos da imagem Landsat 8 de 9 de junho de 2016 (231/60) correspondente à floresta incendiada na área de estudo, e a discriminação foi feita entre quatro níveis crescentes de severidade do fogo: leve, moderado, forte e muito forte (Tabela 1). Os pontos de quebra dos intervalos de classificação para valores de NDVI foram definidos automaticamente pelo software (Jenks natural breaks: Dent, 1990; Slocum, 1999) em cinco classes, com a quinta classe (-1 a 0,2246) correspondendo a pixels com valores espúrios, que foram excluídos da análise. No estudo de Fernandes-Manso et al. (2016), com base na interpretação visual das imagens do sensor Pleiades-1A / 1B, a classe 'leve' correspondeu a danos menores ou insignificantes da cicatriz de fogo; a classe 'moderada' correspondeu a uma área moderadamente danificada; o nível de severidade 'forte' correspondeu a uma área altamente danificada e; o nível de severidade 'muito forte' correspondeu a uma área totalmente destruída por um incêndio. Embora o estudo de Fernandes-Manso et al. (2016) foi realizado em uma região da Espanha dominada por *Pinus pinaster* Ait e *Quercus pyrenaica* Wild, que é um tipo de vegetação completamente diferente daquela da Amazônia, é importante destacar que em nosso estudo utilizamos apenas a nomenclatura para as classes de severidade de fogo baseadas nestes autores, correspondendo às classes de separação dos valores de NDVI obtidos em nossa área de estudo. Nossa escolha baseou-se na familiaridade com o uso do NDVI e na avaliação dos diversos índices de vegetação realizada por Fernandes-Manso et al. (2016). Por exemplo, esses autores indicaram que o NDVI alcançou escores semelhantes aos da razão de queima normalizada (NBR) em um teste de pseudo-R<sup>2</sup> de Cox e Snell (0,430 e 0,450) e em um teste de pseudo-R<sup>2</sup> de McFadden (0,289 e 0,247) para NDVI e NBR respectivamente. Em nosso estudo, o NDVI foi altamente correlacionado com NBR (Figura S1 e S2; Tabela S5).

**Tabela 1.** Níveis crescentes de severidade do fogo observados na área de estudo.

Nível	Classe	NDVI (este estudo)	* NDVI
0	Leve	0,4082 to 0,6031	0,5840 to 0,6195
1	Moderado	0,3641 to 0,4081	0,5225 to 0,5700
2	Forte	0,3140 to 0,3640	0,4095 to 0,4495
3	Muito forte	0,2247 to 0,3139	0,2267 to 0,2637

\* Valores estimatos a partir de Fernandes-Manso et al. (2016).

### 2.3.2 Estimativa de perda de biomassa por classe de severidade do fogo

Usamos os níveis de mortalidade de árvores ou de perda de biomassa (dados de inventário) para definir numericamente essas classes e associá-las aos níveis de severidade correspondentes. Para estimar a perda de biomassa por classe de severidade do fogo, usamos as frações de perda de biomassa florestal (Mg ha<sup>-1</sup>) derivadas do banco de dados do inventário florestal nos 17 transectos (4 × 250 m: 1,7 ha) realizados entre 11 de março e 6 de abril de 2016 para árvores com DAP ≥ 10 cm. Nas 17 parcelas (14 parcelas com ESM e três parcelas sem ESM), foram inventariados 1180 indivíduos (694 indivíduos ha<sup>-1</sup>), dos quais 239 indivíduos (20,3%) foram mortos por fogo. Árvores que foram consideradas “mortas” foram observadas no campo (1-3 meses após os incêndios) e consideradas mortas com base na falta de folhas, aparência da casca e sinais de danos severos do fogo. As porcentagens para estimar a perda de

biomassa em árvores com DAP  $\geq 10$  cm foram derivadas dos dados do inventário florestal. A porcentagem de perda de 10,4% representada pela biomassa morta acima do solo (serapilheira) e a perda de biomassa aérea de 2,4% em árvores mortas com DAP  $<10$  cm foram derivadas do estudo de Barbosa e Fearnside (1999) (Tabela 2).

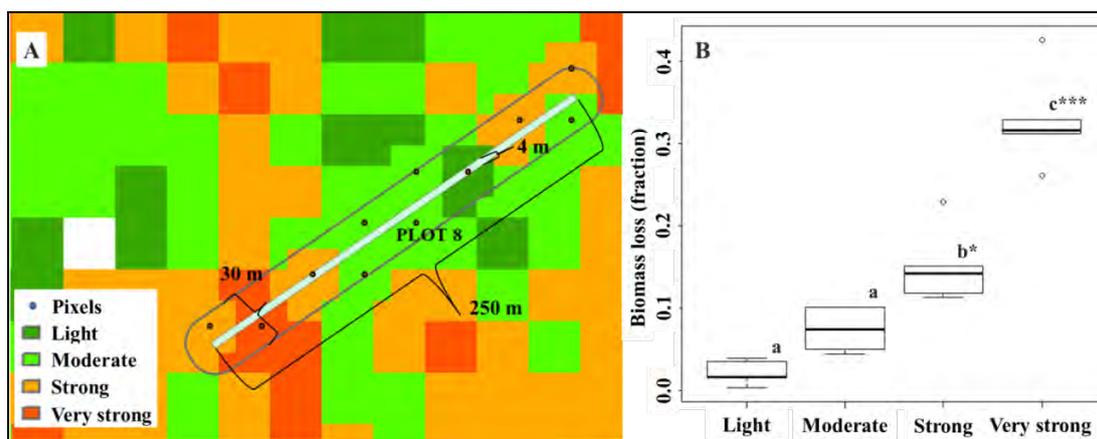
**Tabela 2.** Frações de perda de biomassa por fogo usadas na calculadora raster do SIG para cálculos de perda de biomassa por classe de severidade de fogo.

Severidade	Serrapilheira	DAP		Fração de perda
		$<10$ cm	$\geq 10$ cm	
Leve	0.104	0.024	0.022	0.150
Moderado	0.104	0.024	0.074	0.202
Forte	0.104	0.024	0.151	0.279
Muito forte	0.104	0.024	0.329	0.457

O volume foi convertido em biomassa usando a densidade básica média de 0,770 das 11 espécies que mais contribuíram com volume de madeira para nove serrarias levantadas em 2013 em Rorainópolis por Crivelli et al. (2017), com base nos valores de densidade básica de Fearnside (1997), Nogueira et al. (2005) e Silveira et al. (2013), ponderados por seus respectivos percentuais do volume processado pelas serrarias (Tabela S6). A “densidade básica” da madeira é a massa seca determinada em estufa dividida pelo volume saturado. Um cálculo é feito a partir de amostra da biomassa removida nas toras colhidas, juntamente com a perda de biomassa viva acima do solo nas copas e tocos das árvores colhidas e em danos colaterais às árvores não colhidas causados pelas operações de extração de madeira (Material Suplementar, Seção 1.7: Tabela S7). A perda de biomassa ( $35,67 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), quando dividida pelo valor médio de biomassa total ( $435,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) da floresta ombrófila densa na área de estudo (Barni et al., 2016), resulta em uma fração de perda de 0,082. Nesta abordagem, presume-se que a ESM já tenha removido essa fração da biomassa, e a fração é, portanto, aplicada como uma constante, independentemente da classe de severidade do fogo para áreas incendiadas em área com sinais de ESM.

Para derivar essas porcentagens de perda e atribuir os valores de biomassa correspondentes a cada classe de severidade, a informação de DAP  $\geq 10$  cm nas árvores inventariadas (1180 indivíduos) foi convertida em biomassa seca acima do solo de acordo com o modelo  $\ln(P) = \beta_0 + \beta_1 \ln(\text{DBH}) + \varepsilon$ , proposto por Higuchi et al. (1998), onde P é o peso fresco ( $\text{kg}^{-1}$ ) da biomassa,  $\beta_0$  (-1,497) e  $\beta_1$  (2,548) representam os parâmetros de regressão (interceptação e inclinação),  $\ln$  é o logaritmo natural e  $\varepsilon$  é o erro aleatório. Os valores de biomassa fresca ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) foram convertidos em biomassa seca ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) com base no teor médio de água de 40% encontrado por Higuchi et al. (1998) (Tabela S2).

A fim de representar as classes de dano de fogo que se sobrepõem aos transectos do inventário, um buffer de 15 m foi criado em torno do comprimento de cada transecto. Em seguida, os valores da classe de gravidade do incêndio foram extraídos de um arquivo raster que cruza as áreas de buffer (Figura 3A); foram atribuídas as porcentagens médias para a perda de biomassa correspondente a cada classe indicada nos pixels, que foram estimadas pelo modelo, e a biomassa total foi calculada para os 17 transectos (Figura 3B).



**Figura 3.** (A) Níveis de severidade do fogo ao longo de uma parcela inventariada no campo e (B) taxas correspondentes (frações) de perda de biomassa. Letras iguais = não significativo; \* = significativo a 5%; \*\*\* = significativo a 0,1% de probabilidade estatística.

### 2.3.3 Biomassa das áreas afetadas pelo fogo por tipo de floresta

A biomassa ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) afetada pelos incêndios em cada tipo de vegetação foi calculada usando o mapa de biomassa preparado por Barni et al. (2016) em formato de célula ou grade (raster). Esta estimativa de biomassa foi baseada em volumes de fustes de árvores individuais  $\geq 31,8$  cm DAP levantados pelo projeto RADAMBRASIL (Brasil, RADAMBRASIL, 1973-1983) em 298 parcelas de 1 ha (das quais 119 estavam em Roraima e o restante dentro de 100 km do fronteiras do estado). Volumes foram convertidos em biomassa seca com base na densidade básica da madeira por espécies de Fearnside (1997), e ajustes para copas, pequenas árvores, árvores ocas, troncos irregulares e outros componentes foram baseados em Nogueira et al. (2008).

Inicialmente o mapa de biomassa foi cruzado com o mapa de tipologia florestal, também em formato raster correspondente a área de estudo. A área de estudo continha três tipos de vegetação: Floresta Ombrófila Densa (DS), Campinarana (Ld) e Ecótonos (LO). Nota: os códigos de vegetação de duas letras são aqueles usados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). O mapa de biomassa para a área de estudo também foi cruzado com o mapa raster de incêndio florestal (valor = 1).

A fórmula geral para calcular as perdas em uma classe / tipo de floresta / desmatamento na calculadora raster do SIG, foi:

$$\Sigma \text{Biomass}_i = (\Sigma \text{pixels}_i * \text{BM}_i * \text{PA} * F_i) / 10000$$

Onde:  $\Sigma \text{Biomass}_i$  é biomassa da classe  $i$ ;  $\Sigma \text{pixels}_i$  são pixels da classe  $i$ ;  $\text{BM}_i$  é o mapa de biomassa ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) da classe  $i$ ;  $\text{PA}$  é a área de pixels e  $F_i$  é a fração de severidade da classe  $i$ .

### 2.3.4 Caracterização da extração seletiva na área de estudo

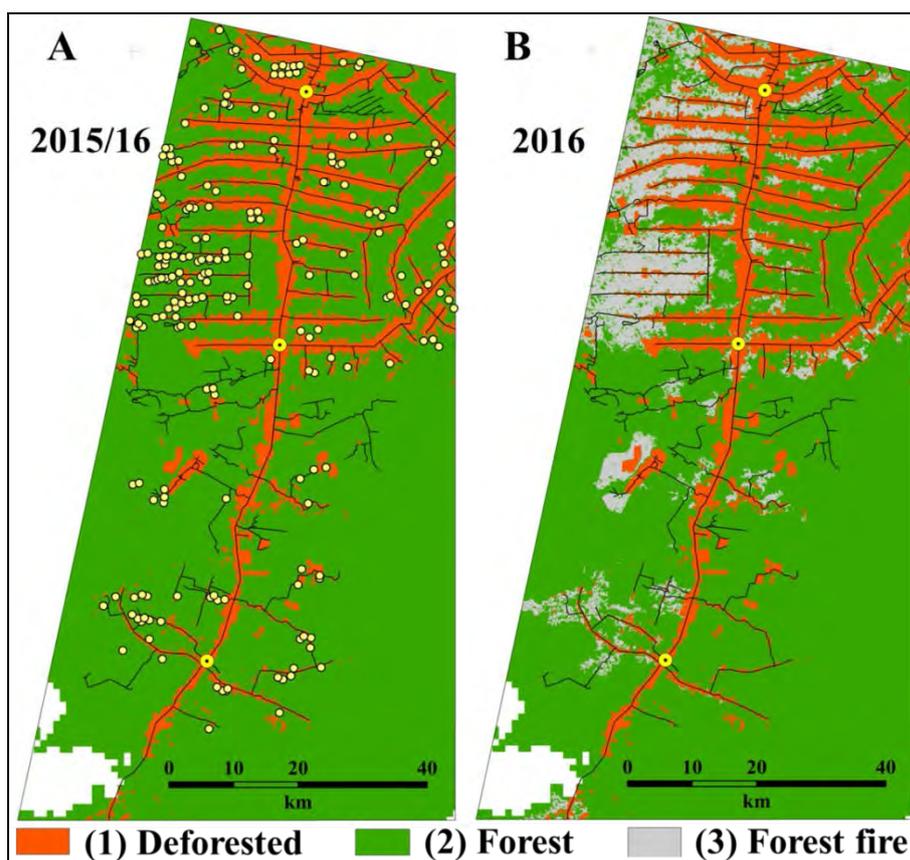
Para caracterizar a ESM em termos da área explorada e afetada por incêndios florestais de sub-bosque em toda a área de estudo, foi realizado um mapeamento

sistemático da atividade madeireira na região entre 2007 e 2015 usando 16 imagens de satélite (órbita / ponto 231/59 e 231/60) do Landsat 5 (2007 a 2011) e Landsat 8 (de 2013 a 2015) (Tabela S8 e Figura S3). Para tanto, as imagens RGB e NDVI foram interpretadas visualmente, procedendo-se à edição manual em arquivos vetoriais das áreas de ESM em cada imagem, como em Barni et al. (2015a) (Material complementar: Seção 1.8). Como forma de avaliar a influência da ESM na propagação do fogo e nas classes de severidade na área de estudo, foram realizados testes para comparar os valores de NDVI de 2016 com os valores de NDVI das imagens de 2010, 2013, 2014 e 2015 nas mesmas coordenadas geográficas em áreas afetadas por incêndios e com histórico de ESM. Adicionalmente, análises de severidade de incêndio foram realizadas de acordo com o ano de ocorrência da ESM (Tabela S9).

### **2.3.5 Mapa de vulnerabilidade a incêndio com método de pesos de evidência**

O mapa de vulnerabilidade da floresta ao fogo foi obtido a partir do cálculo do mapa de probabilidade de transição pelo método de pesos de evidência (Material complementar: Figuras S4, S5 e S6). Este método armazena informações como valores numéricos que são referenciados espacialmente (coordenadas **x** e **y**) representando a contribuição (evidência) de cada variável em favorecer ou inibir a ocorrência do evento em estudo (no nosso caso, incêndio), com base na ocorrência deste evento no passado. Em outras palavras, o método de pesos de evidência tem a capacidade de capturar a influência de um conjunto de variáveis relacionadas à ocorrência espacial de um determinado evento no passado e usar essa evidência (coeficientes de pesos de evidência) para construir um mapa de probabilidade espacial para a ocorrência do evento em questão. Essa capacidade tem sido frequentemente explorada na simulação de cenários futuros de desmatamento e incêndios florestais na Amazônia (Barni et al., 2015b, 2020; Leite-Filho et al., 2021; Silvestrini et al., 2011; Soares-Filho et al., 2006).

Para a elaboração do mapa de vulnerabilidade da floresta aos incêndios florestais de sub-bosque, foi utilizada uma sequência metodológica que envolveu a elaboração dos mapas de cenário inicial e final no *software* Dinamica-EGO. Primeiramente, foi elaborado um mapa de uso da terra com as classes de valores (1) Desmatamento, (2) Floresta e (3) Fogo. Este último foi composto por 216 focos de calor detectados na área de estudo pelo satélite AQUA-MT entre 1 de dezembro de 2015 e 23 de março de 2016 (janela de tempo em que as ocorrências de incêndio se intensificaram na área de estudo), transformados em pixels, representando a classe de incêndio (valor = 3) antes da propagação do incêndio (cenário inicial). Em segundo lugar, foi elaborado um mapa de uso do solo com as mesmas classes, mas com a classe do fogo aplicada a toda a propagação do fogo detectada na área de estudo em 2016 (cenário final), que foi obtido a partir do mapeamento realizado por Barni et al. (2017) (Figura 4).



**Figura 4.** Cenários de entrada para o método de cálculo dos pesos de evidência usando o software Dinamica-EGO. (A) Cenário 2015-2016 (mapa inicial) elaborado com pontos quentes entre 1 de dezembro de 2015 e 23 de março de 2016. (B) Cenário em 2016 (mapa final) após a ocorrência de incêndios na região.

Doze mapas foram criados com o mesmo número de colunas e linhas. Sete dos mapas eram para variáveis ambientais: (1) floresta (vegetação), (2) desmatamento, (3) fogo, (4) ESM, (5) classe de ano da ESM (área de polígonos de ESM mapeada a cada ano), (6) hidrografia (cursos d'água), (7) relevo e (8) declividade. Quatro mapas eram de infraestrutura: (9) centros urbanos, (10) estradas secundárias, (11) BR-174 e (12) áreas protegidas (Terras Indígenas + unidades de conservação). Esta etapa também envolveu a criação de mapas de intervalos de distância (faixas) para as cicatrizes de fogo para oito variáveis contínuas e criação de intervalos de classe para as outras quatro variáveis (vegetação, altitude, declive e classe de ano da ESM), que são consideradas categóricas. As variáveis mapeadas (como uma pilha de mapas) serviram como entradas para o cálculo dos coeficientes de pesos de evidência (Figuras S3 e S4) usando o *software* Dinamica-EGO.

Além desses procedimentos iniciais, também foi calculada uma matriz de transição, que é a indicação do número de pixels que o *software* utiliza para realizar as transições dos pixels entre estados. Por exemplo, um pixel que representa a floresta (valor = 2) no tempo t1 pode ser convertido em um pixel que representa o fogo (valor = 3) no tempo t2, em um cenário simulado. No modelo de simulação, a matriz de transição fornece o número de pixels que estão prontos para a mudança de estado, enquanto o mapa de probabilidade de transição direciona a mudança para as áreas de maior probabilidade.

Testes de correlação foram realizados para determinar a associação entre as variáveis e para avaliar sua dependência espacial (Bonham-Carter, 1994). Correlações com valor de  $r \geq$

0,5 foram consideradas como uma forte associação entre as variáveis (Cohen, 1988). Essas etapas foram realizadas no *software* Dinamica-EGO (Material Suplementar).

### **2.3.5.1 Avaliação do efeito do SL na propagação do fogo**

É importante notar que as classes de severidade do fogo não foram consideradas na avaliação do efeito da ESM na propagação do fogo na floresta. Para avaliar a propagação do fogo, consideramos cinco classes de vulnerabilidade que foram calculadas e mapeadas usando o método de pesos de evidência. Os seguintes procedimentos foram realizados para testar o efeito da ESM na propagação do fogo na área de estudo: 1.) fazer um mapa de probabilidade de transição usando todas as variáveis do banco de dados; 2.) fazer um mapa de probabilidade de transição usando todas as variáveis do banco de dados, exceto as variáveis de ESM; 3.) fazer um mapa de probabilidade de transição usando apenas variáveis de banco de dados com pouca ou nenhuma correlação com a ESM e classe de ano da ESM e; 4.) fazer um mapa de probabilidade de transição usando apenas a ESM e classe de ano da ESM junto com as variáveis do banco de dados com pouca ou nenhuma correlação com a ESM. Esses procedimentos também foram realizados para as variáveis “desmatamento” e “estradas secundárias”, que foram altamente correlacionadas com a ESM na área de estudo (Tabela S10). Os tamanhos (km<sup>2</sup>) de cinco classes de vulnerabilidade da floresta ao fogo foram então comparados nos mapas. A diferença (em %) no tamanho da área da classe com maior vulnerabilidade ao fogo foi calculada comparando o mapa feito usando o conjunto de variáveis que incluiu tanto a ESM e as variáveis sem correlação com a ESM com o mapa de probabilidade calculado apenas com o conjunto de variáveis sem correlação com a ESM. A diferença percentual foi considerada para representar o efeito da ESM na propagação do fogo na área de estudo. Para efeito de comparação e servir de referência para subsidiar as discussões, foi realizado o mesmo procedimento descrito acima para as variáveis “desmatamento” e “estradas secundárias”. Os efeitos das variáveis também foram expressos em termos de biomassa (Mg) vulnerável ao fogo na área de estudo. Neste caso, apenas a área da classe com maior probabilidade de incêndio foi considerada para efeito de aplicação dos cálculos de biomassa na comparação entre os modelos.

### **2.3.6 Validação dos modelos**

Para validar os modelos de simulação, foi utilizada a técnica de comparação de similaridade recíproca (Soares-Filho et al., 2008) baseada na adaptação do método de similaridade fuzzy e do método Kfuzzy, que é considerado equivalente à estatística Kappa e leva em consideração a imprecisão tanto da localização quanto da categoria dentro de uma vizinhança celular (Hagen, 2003). O método é baseado no estado inicial da célula central de cada janela, observando os estados semelhantes e divergentes das células em sua vizinhança (ou proximidade) como parâmetro de comparação entre os mapas. Nesta abordagem, o cenário de incêndio simulado é comparado com o cenário de 2015-2016 (cenário inicial) e com o cenário de 2016 (mapa de incêndio que realmente ocorreu) usando "janelas" de tamanhos diferentes em uma função de decaimento exponencial (truncado para um tamanho da janela de 11 × 11 células) (Figura S7). A função de decaimento exponencial registra as pontuações das comparações entre mapas produzidos com tamanhos de janela crescentes (3 × 3 pixels, 5 × 5 pixels,..., 11 × 11 pixels), e o resultado do teste (%) é retornado como um

arquivo de tabela no formato .csv (Figura S7). A janela atua como um filtro cobrindo todas as linhas no mapa raster para fazer a comparação (Figura S7). Os modelos são geralmente considerados válidos para simulação quando o valor de similaridade para os mapas que estão sendo comparados é  $\geq 50\%$  (Barni et al., 2015b, 2020). Os testes foram realizados em um submodelo do software Dinamica-EGO (Figura S8).

### **3. Resultados**

#### **3.1 Áreas de ocorrência**

A área de incêndios florestais de sub-bosque que ocorreram em nossa área de estudo durante o evento El Niño 2015-2016 totalizou 682,2 km<sup>2</sup>, afetando 12,6% da floresta original remanescente. O desmatamento acumulado em 2016 (observado desde as décadas de 1970 e 1980) nesta região (1.102,1 km<sup>2</sup>) representou 16,6% da área de estudo e 16,9% da área originalmente florestada (Tabela S11). O desmatamento cumulativo atribuído à porção do município de Rorainópolis localizada dentro da área de estudo representou 90,8% do desmatamento observado em todo o município até 2016 (1.151,2 km<sup>2</sup>: Brasil, INPE, 2020) (Tabela S1).

Na área de estudo a ESM mapeada entre 2007 e 2015 totalizaram 644,8 km<sup>2</sup>. Desta área de ESM 28,0% (180,7 km<sup>2</sup>) também foi afetada por incêndios florestais de sub-bosque (Tabela S11 e Figura S3).

#### **3.2 Estimativa de biomassa em áreas afetadas por incêndios florestais**

A maior quantidade de biomassa afetada pelos incêndios ( $22,7 \times 10^6$  Mg) estava sob floresta ombrófila (floresta tropical densa) e a menor ( $0,3 \times 10^6$  Mg) foi encontrada em florestas de ecótono (Tabela S12). As cicatrizes de incêndio se espalharam ao longo da BR-174 e suas vias secundárias, desde o entorno da sede do município de Rorainópolis até uma área próxima à Vila Equador (Figura 1).

A biomassa total afetada por incêndios em nossa área de estudo foi estimada em  $26,2 \times 10^6$  Mg, enquanto a biomassa afetada por incêndios na área de ESM foi estimada em  $6,7 \times 10^6$  Mg (Tabela S12). Isso representa 24,1% da biomassa total nas áreas sujeitas a ESM, estimada em  $27,9 \times 10^6$  Mg. A estimativa da biomassa florestal foi realizada para cada tipo de floresta, separando áreas de ESM e áreas sem ESM são apresentadas na Tabela S13. As estimativas de perda de biomassa por desmatamento até 2016 são apresentadas na Tabela S14 para a área de estudo como um todo e separadamente para cada tipo de floresta.

#### **3.3 Área de gradiente de severidade de incêndio**

O nível de severidade mais difundido na área de estudo foi a classe de intensidade leve (36,2%), considerando áreas incendiadas sem ESM. Ao considerar o mesmo nível de severidade, mas em áreas com ESM, a classe de intensidade leve diminuiu para 27,9% em relação à área sem ESM. Por outro lado, ao se considerar o maior nível de severidade do incêndio (muito forte) a área sob ESM apresentou um aumento de 85,9% em termos de área incidente desta classe em relação à área sem ESM (Tabela 3). Isso significa que, se um hectare de floresta queimar, é 85,9% mais provável que seja uma queima muito forte se esse hectare já tiver sido explorado pela ESM.

**Tabela 3.** Área de classes de severidade de incêndio de sub-bosque sem corte seletivo e com corte seletivo.

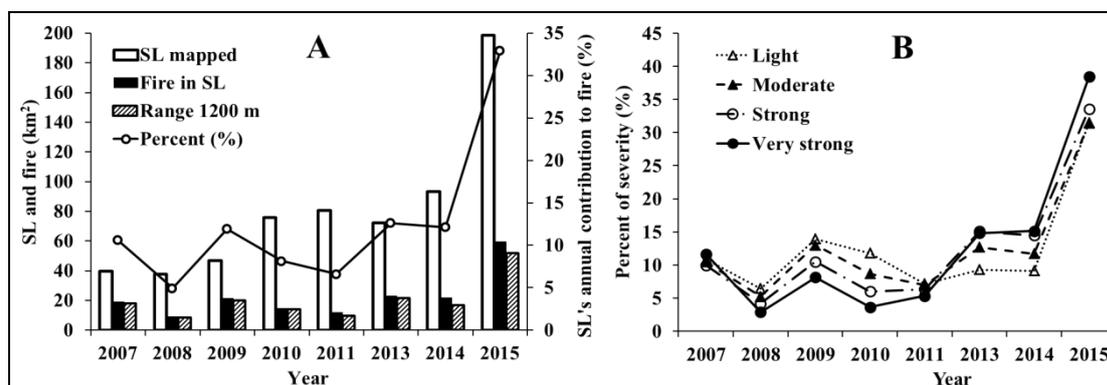
Severidade	Total		S/ESM		C/ESM		Diferença com ESM (%)
	Área (km <sup>2</sup> )	%	Área (km <sup>2</sup> )	%	Área (km <sup>2</sup> )	%	
Leve	246,5	36,2	195,5	39,1	51,0	28,2	-27,9
Moderado	229,0	33,5	170,6	34,0	58,3	32,3	-5,3
Forte	140,7	20,7	95,5	19,1	45,2	25,0	31,2
Muito forte	64,9	9,6	38,8	7,8	26,1	14,5	85,9
<b>Total</b>	<b>681,1</b>	<b>100</b>	<b>500,4</b>	<b>73,5</b>	<b>180,7</b>	<b>26,5</b>	-

C/ESM = com ESM. S/ESM = sem ESM.

### 3.4 Vulnerabilidade da floresta a incêndios de sub-bosque nas áreas de ESM

A avaliação dos mapas de vulnerabilidade mostrou que o SL influenciou a propagação do fogo na área de estudo durante o evento El Niño 2015/2016 dentro das classes de severidade do fogo. As análises das imagens NDVI mostram uma correlação positiva entre os incêndios e a ESM realizada nos anos imediatamente anteriores aos incêndios. Por outro lado, este efeito não foi observado ao comparar os valores de NDVI das imagens das localidades que foram submetidas a ESM em 2010 com os valores de NDVI obtidos nos mesmos locais após os incêndios de 2015/2016 (Figura S9).

Esses resultados são confirmados por dados anuais de ESM de imagens de satélite (Tabela S8) e análise das distâncias da borda da floresta aos locais dos incêndios e da ESM. A maior área incendiada em áreas afetadas por ESM (161,2 km<sup>2</sup>) ocorreu na faixa de distância de 0 a 1200 m, representando 89,3% da propagação total do fogo (180,7 km<sup>2</sup>) na área com ESM. Os anos que mais contribuíram com áreas de ESM para os incêndios foram 2013, 2014 e 2015, permitindo que o fogo se espalhasse para as áreas de ESM e suas áreas vizinhas sem vestígios de ESM (Figura 5A). Notem que a partir de 2011 há uma forte inversão das classes de severidade, com locais com áreas mais recentes de ESM com maior severidade nos incêndios de 2015/2016 (Figura 5B, Tabela S9).



**Figura 5.** (A) Contribuição anual das áreas impactadas por SL que foram queimadas durante o evento El Niño 2015/2016 na área de estudo. (B) Gradiente de severidade do fogo dependendo do ano de extração.

### 3.5 Estimativa de perda de biomassa por classe de severidade do fogo

A biomassa afetada por incêndios florestais totalizou  $26,4 \times 10^6$  Mg (Tabela 4), com a biomassa nas áreas de ESM afetadas pelo fogo totalizando  $6,7 \times 10^6$  Mg (25,4% da biomassa afetada pelo fogo), enquanto a biomassa calculada fora das áreas de ESM representou 74,6%. O nível de severidade mais alto (“muito forte”) afetou, proporcionalmente, 84,6% (14,4% versus 7,8%) mais biomassa nas áreas de ESM do que fora dessas áreas (Tabela 4).

**Tabela 4.** Biomassa estimada afetada pelo fogo para cada classe de severidade do fogo considerando todos os tipos de floresta.

Severidade	S/ESM			C/ESM			ESM		Total	
	Área (km <sup>2</sup> )	S/ESM (10 <sup>6</sup> Mg)	% da biomassa	Área (km <sup>2</sup> )	C/ESM (10 <sup>6</sup> Mg)	% da biomassa	ESM (10 <sup>6</sup> Mg)	% da biomassa	Total (10 <sup>6</sup> Mg)	%
Leve	195,5	7,5	38,1	51,1	1,9	28,2	0,17	28,3	9,4	35,6
Moderado	170,6	6,8	34,6	58,3	2,2	32,3	0,19	32,4	9,0	34,0
Forte	95,5	3,9	19,5	45,2	1,7	25,2	0,15	25,2	5,6	21,2
Muito forte	38,8	1,5	7,8	26,1	1,0	14,4	0,09	14,4	2,5	9,3
<b>Total</b>	<b>500,4</b>	<b>19,8</b>	<b>100,0</b>	<b>180,7</b>	<b>6,7</b>	<b>100,0</b>	<b>0,6</b>	<b>100,0</b>	<b>26,4</b>	<b>100,0</b>

W/SL = com ESM. Wo/SL = sem ESM.

A maior quantidade de biomassa morta por incêndios ( $1,8 \times 10^6$  Mg; média de  $79,1 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) foi na classe de “perda moderada”, representando 30,8% da biomassa total estimada. A menor quantidade de biomassa ( $1,1 \times 10^6$  Mg; média de  $176,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) estava na classe com maior severidade de incêndio, representando 19,5% da biomassa total morta pelos incêndios. Considerando o nível de maior severidade, a perda nas áreas com ESM foi, proporcionalmente, 68,3% maior do que nas áreas sem ESM (27,6% versus 16,4%, respectivamente) (Tabela 5).

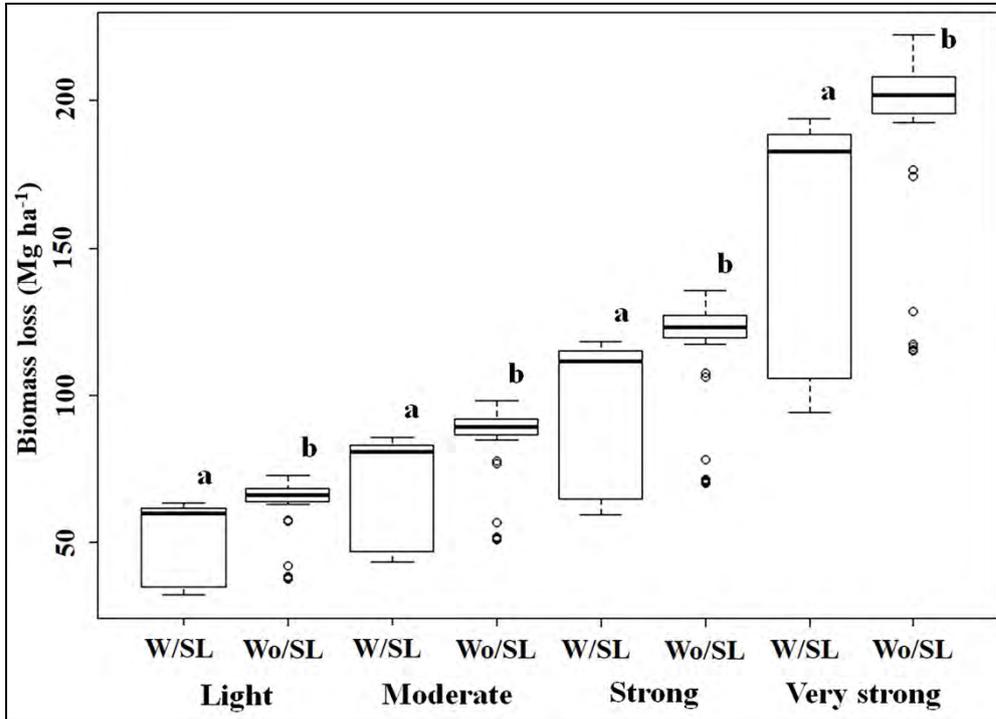
**Tabela 5.** Estimativa da biomassa morta pelo fogo para cada classe de severidade do fogo considerando todos os tipos de floresta.

Severidade	S/ESM			C/ESM			Total		
	Biomassa (10 <sup>6</sup> Mg)	%	Média (Mg ha <sup>-1</sup> )	Biomassa (10 <sup>6</sup> Mg)	%	Média (Mg ha <sup>-1</sup> )	Biomassa (10 <sup>6</sup> Mg)	%	Média (Mg ha <sup>-1</sup> )
Leve	1,1	26,5	58,1	0,3	17,8	55,7	1,4	24,2	57,6
Moderado	1,4	32,0	80,3	0,4	27,5	75,5	1,8	30,8	79,1
Forte	1,1	25,0	111,8	0,5	29,5	104,6	1,5	26,2	109,5
Muito forte	0,7	16,4	181,1	0,4	27,6	169,3	1,1	19,5	176,3
<b>Morta</b>	<b>4,3</b>	<b>21,7</b>	<b>84,1</b>	<b>1,6</b>	<b>23,9</b>	<b>92,6</b>	<b>5,9</b>	<b>22,3</b>	<b>86,4</b>
<b>Afectada</b>	<b>19,7</b>	<b>7,9</b>	-	<b>6,7</b>	<b>24,3</b>	-	<b>26,4</b>	<b>9,5</b>	<b>387,6</b>
<b>Total</b>	<b>249,8</b>	<b>90,1</b>	-	<b>27,6</b>	<b>9,9</b>	-	<b>277,4</b>	<b>100,0</b>	-

C/ESM = com ESM. S/ESM = sem ESM.

Um aumento na perda de biomassa com o aumento da severidade do fogo é aparente, e a perda é maior em cada intensidade de fogo se a área tivesse sido

submetida a SL. Se considerarmos apenas a floresta ombrófila, que representa 78,1% da área afetada pelo fogo e 87,8% da área explorada, as diferenças entre as áreas exploradas e não exploradas são significativas no teste de Kruskal-Wallis,  $p < 0,05$  (Figura 6). Se todos os tipos de floresta forem considerados, os dados sugerem o mesmo padrão, mas a variação adicional dos efeitos do tipo de floresta torna a diferença estatisticamente não significativa (Figura S13).



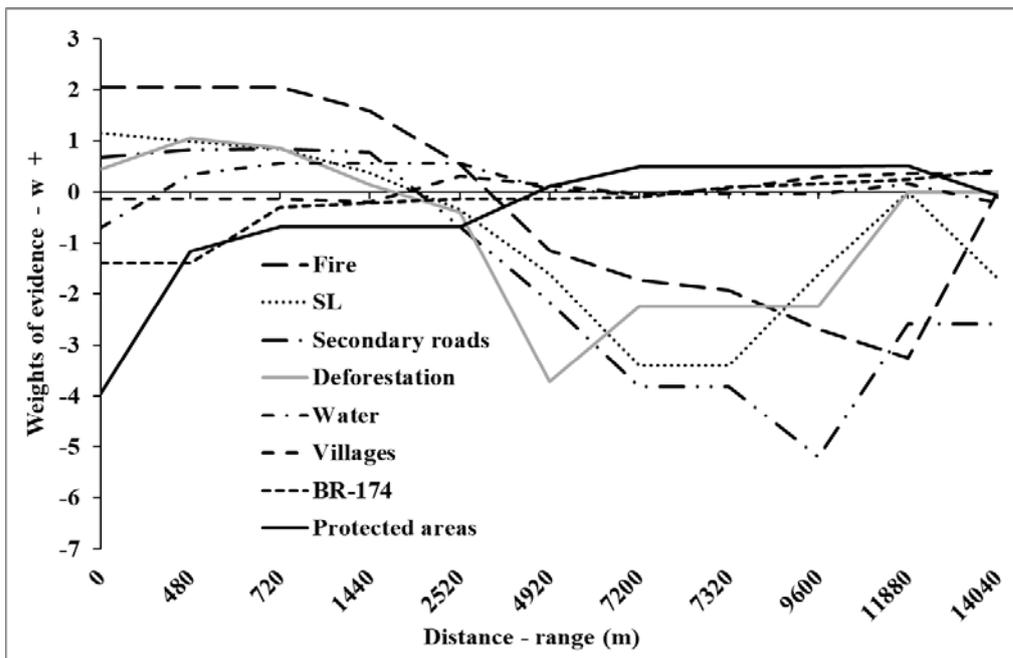
**Figura 6.** Perda de biomassa ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) por classe de severidade do fogo em áreas com ESM (W / SL) e áreas sem ESM (Wo / SL) considerando apenas floresta ombrófila. As letras minúsculas diferentes acima das caixas indicam que houve diferença significativa ( $p < 0,05$ ) entre a perda de biomassa por fogo em áreas previamente exploradas e áreas não exploradas dentro de cada classe de severidade.

### 3.6 Cálculo dos coeficientes de pesos de evidência

Das 12 variáveis utilizadas para o cálculo dos coeficientes dos pesos de evidência, seis apresentaram forte correlação entre si ( $r \geq 0,5$ ). A maior correlação foi entre o desmatamento acumulado na área de estudo e estradas secundárias, com  $r = 0,86$ , e o segundo maior valor foi entre áreas de ESM com estradas secundárias, com  $r = 0,78$  (Tabela S10). Teoricamente, isso significa que essas variáveis se sobrepõem no modelo e explicariam, basicamente, as mesmas coisas. Quando duas variáveis são correlacionadas, recomenda-se que uma delas seja retirada do modelo de predição, ficando a variável que fica sendo a mais consistente com o modelo conceitual ou teórico do fenômeno a ser modelado ou previsto (Soares-Filho et al., 2008).

A variável ESM (uma variável contínua) teve o valor mais alto para o coeficiente de pesos de evidência ( $W = +1,15$  a  $0,99$ ) entre 0 a 480 m de distância das cicatrizes de fogo, e este coeficiente diminuiu para um valor próximo a zero em  $\sim 2000$  m. Comportamento semelhante também foi observado para as variáveis “estradas secundárias” ( $W = +0,68$  a  $0,83$ ) e “desmatamento” ( $W = +0,44$  a  $1,06$ ) nos primeiros

480 m das áreas afetadas por incêndios (Figura 7). Essas distâncias foram expressas em intervalos de 120 m no *software* Dinamica-EGO e são compatíveis com o tamanho do pixel de 30 m da imagem Landsat 8 e dos mapas de pesos de evidência das variáveis utilizadas no estudo. A variável resposta ou dependente “fogo” teve os maiores coeficientes de peso de evidência. Esses valores indicam uma alta probabilidade de transição de pixels da floresta (valor = 2) localizados próximos às bordas da floresta (valor = 1) para pixels representando áreas incendiadas (valor = 3) no mapa simulado ou modelado. Observe que a maioria das variáveis repelem fortemente a transição de pixels localizados na distância de ~ 2500 a 5000 m, com os coeficientes de pesos de evidência tendo valores menores que zero.



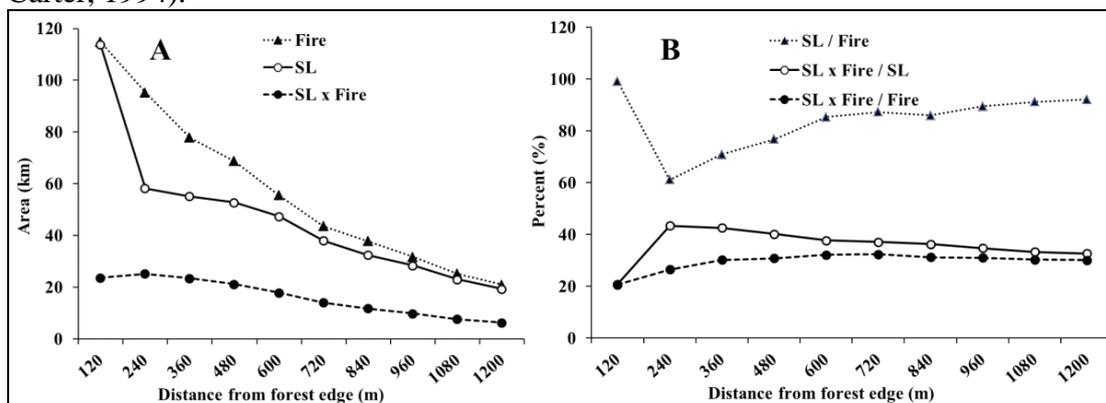
**Figura 7.** Coeficiente dos pesos de evidência ( $W +$  ou  $W -$ ) para sete variáveis que explicam a ocorrência de incêndios florestais (variável dependente) na área de estudo. A distância é subdividida em vários intervalos de 120 m.

O comportamento dos coeficientes de pesos de evidência da ESM (e de outras variáveis correlacionadas com ESM) mostrado na Figura 8 pode ser explicado pela forte fragmentação da floresta na área de estudo. Por exemplo, em ambos os lados da rodovia BR-174 existem estradas secundárias e desmatamento acumulado adjacente a essas estradas (tanto dentro quanto fora dos projetos de assentamento). As estradas fragmentam a floresta em intervalos regulares de 2 a 4 km, dependendo do grau de desmatamento de cada local. Os tamanhos dos fragmentos florestais limitaram os pesos de evidência ( $W+$ ) das principais variáveis que explicam o comportamento do fogo na área de estudo a distâncias entre 1000 e 2000 m da borda das cicatrizes do fogo na floresta (Figura 7)

Corroborando esses resultados, as áreas afetadas por incêndios florestais e ESM diminuíram gradativamente em intervalos sucessivos de 120 m desde a borda da floresta até uma distância de 1200 m. O primeiro intervalo (0 a 120 m) teve a maior área atingida por incêndio (114,9 km<sup>2</sup>; 20,1%) e também teve a maior área afetada por SL (113,8 km<sup>2</sup>; 24,3%). Considerando todo o alcance de 1200 m da borda da floresta,

a área queimada totalizou 571,7 km<sup>2</sup> (83,9% dos 682,2 km<sup>2</sup>), as áreas do SL totalizaram 468,8 km<sup>2</sup> (72,7% dos 644,8 km<sup>2</sup>) e as áreas de ESM nas áreas afetadas pela o fogo totalizou 161,2 km<sup>2</sup>, ou 89,4% do total de 180,4 km<sup>2</sup> (independentemente da distância: Tabela S15) queimados nas áreas de ESM (Figura 8A; Tabela S15). A relação entre a área afetada por ESM e a área afetada por incêndio (ESM / Incêndio) mostrou um crescimento contínuo começando com o segundo intervalo de distância (121-240 m da borda da floresta) até uma distância de 1200 m (Figura 8B). A área de ESM afetada pelo fogo em porcentagem da área de ESM como um todo (ESM x Incêndio / ESM) apresentou comportamento oposto ao de ESM / Incêndio; ou seja, as áreas de ocorrência diminuíram com o aumento da distância da borda da floresta. Por sua vez, a área de ESM afetada pelo fogo como percentual da área incendiada como um todo (ESM x Fogo / Fogo) apresentou um comportamento mais estável quando comparada às demais variáveis, com 20,6% no primeiro intervalo, passando para 26,5 % no segundo intervalo e estabilizando em 31,1% (em média) do terceiro ao último intervalo (241 a 1200 m).

Estes resultados indicam uma forte influência da ESM na propagação do fogo na área de estudo, especialmente como exemplificado por ESM / Fogo e ESM x Fogo / Fogo (Figura 8B). Embora esta análise inclua apenas a variável ESM, todas as outras variáveis também foram expostas ao mesmo contexto ambiental na área de estudo. Os valores dos pesos de evidência calculados para cada faixa de distância das variáveis contidas nos modelos garantem a independência estatística dos resultados (Bonham-Carter, 1994).



**Figura 8.** Comportamento do fogo e da ESM em função da distância da borda da floresta (em intervalos de 120 m). (A) Áreas (km<sup>2</sup>). (B) Interação entre fogo e ESM (%). Fire = Área afetada pelo fogo; SL = Área de ESM; SL x Fire = Área de ESM afetada por fogo; SL / Fire = Razão entre a área afetada por ESM e a área afetada pelo incêndio; SL x Fire / SL = A área de ESM afetada pelo fogo como uma porcentagem da área da ESM como um todo; SL x Fire / Fire = Área de ESM afetada pelo fogo como uma porcentagem da área incendiada como um todo.

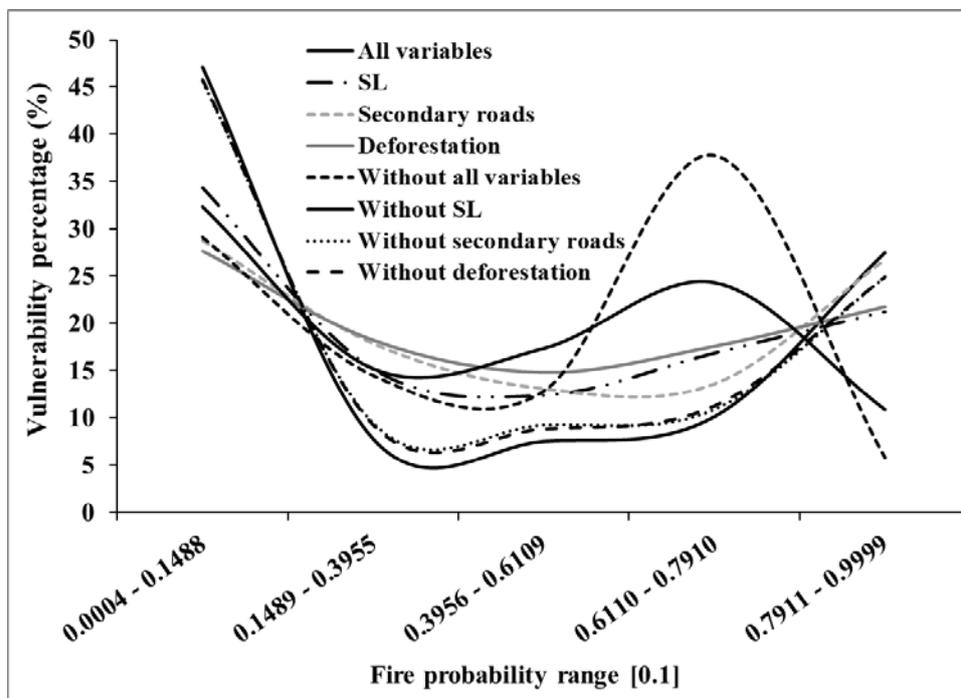
### 3.7 Resultados da validação do modelo

Os modelos foram validados em janelas que variaram em tamanho de um pixel (30 m) a sete pixels (210 m). A maior semelhança (65,9%) entre os modelos e considerando todas as janelas foi observada no modelo que contém todas as variáveis. Este mapa atinge 50% de similaridade em uma janela de aproximadamente 65 m. Por outro lado, o pior desempenho foi registrado pelo mapa do modelo que utilizou apenas as variáveis não correlacionadas com a ESM, atingindo 50% de similaridade em uma

janela de ~ 108 m. Os outros três modelos tiveram aproximadamente o mesmo desempenho, com resultados entre os dois extremos e alcançando 50% de similaridade em uma janela de ~ 80 m (Figura S10).

### 3.8 Vulnerabilidade da floresta a incêndios por faixa de probabilidade

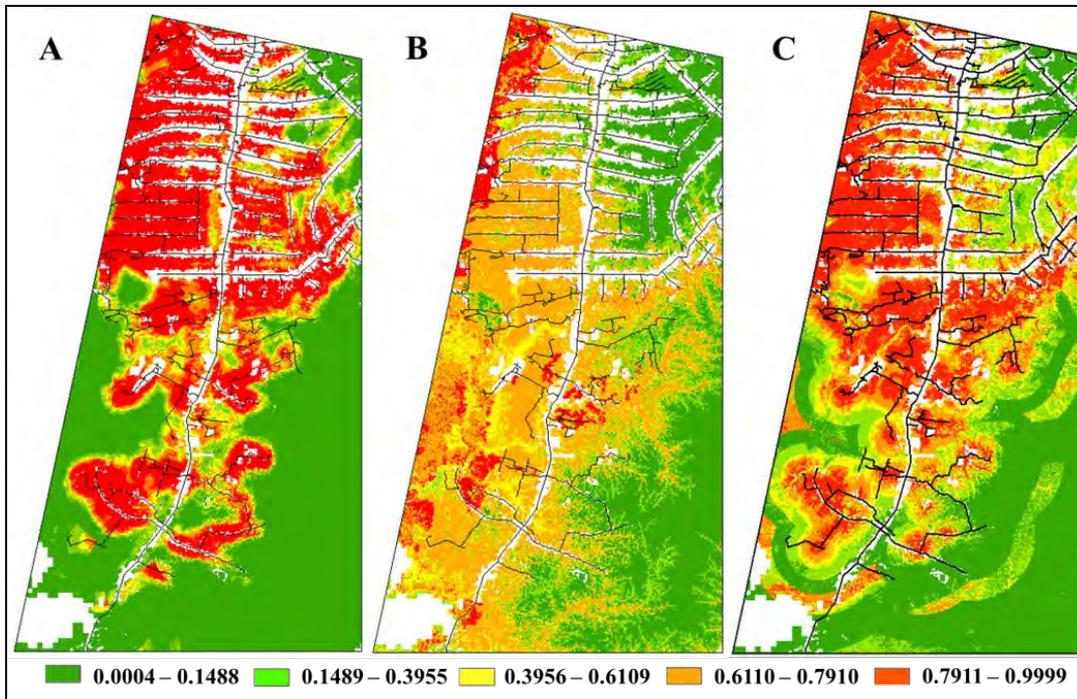
Considerando as faixas de vulnerabilidade à ocorrência de incêndios florestais no mapa de probabilidade, as áreas vulneráveis ao fogo aumentaram 266,2% na faixa de maior vulnerabilidade quando a ESM e classe de ano da ESM estavam presentes, em comparação com o modelo de referência (Figura S11). Da mesma forma, quando o mapa de probabilidade foi modelado com a presença de estradas secundárias, a área de maior vulnerabilidade ao fogo aumentou 360,4% em relação ao modelo de referência (Figura 9; Tabela S16).



**Figura 9.** Percentual de vulnerabilidade da floresta em função das faixas de probabilidade [0,1] de ocorrência de fogo na área de estudo.

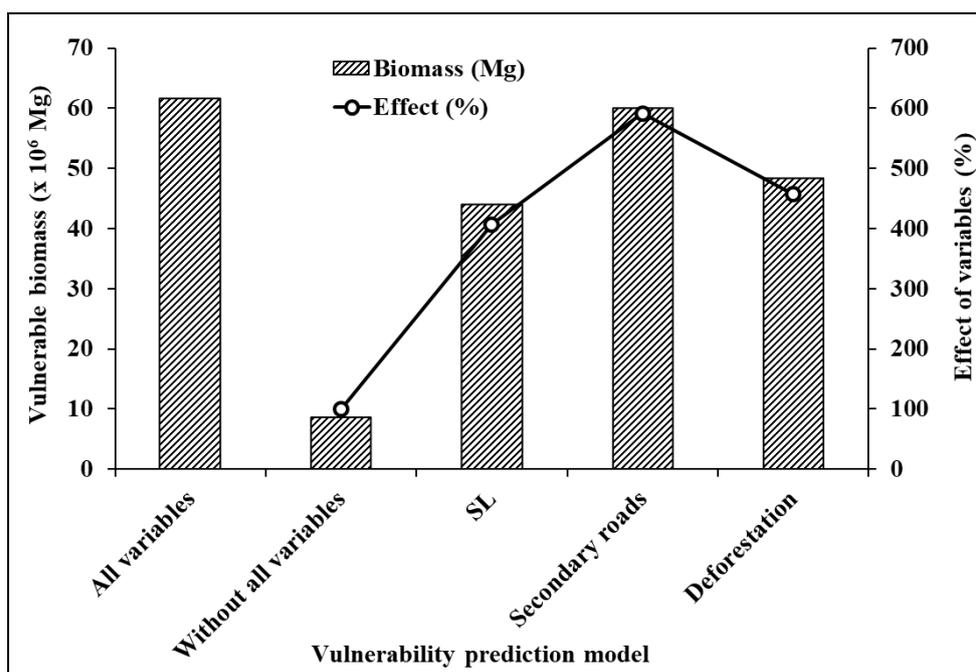
Todos os mapas de vulnerabilidade tiveram a classe com a menor probabilidade de incêndio (0,0004 a 0,1488) como a área mais representativa na modelagem. Isso pode ser explicado simplesmente pelo fato de que essas áreas estão relativamente distantes das fontes de ignição pela ação humana e, portanto, estariam naturalmente protegidas. Isso pode ser visto claramente em blocos contínuos de floresta em ambos os lados da rodovia BR-174 no mapa calculado com todo o conjunto de variáveis (áreas ao sul da Vila Colina na parte centro-sul do mapa) (Figura 10A). Em menor grau, também pode ser visto na Figura 10C. Por outro lado, o mapa considerado como referência, que representava incêndios simulados pelo modelo composto por três variáveis explicativas não correlacionadas com a ESM (altitude, declividade e vegetação) (Figura 10B), mostrou esses blocos de floresta como vulneráveis a incêndio. Esse efeito pode ser explicado pela ausência de áreas protegidas no conjunto de dados do

modelo. Como as áreas protegidas foram correlacionadas com a ESM, este efeito foi menos evidente no mapa calculado contendo ESM no conjunto de dados. Os mapas de vulnerabilidade a incêndios calculados com as variáveis “estradas secundárias” e “desmatamento” são mostrados na Figura S12 do Material Suplementar.



**Figura 10.** Mapas de vulnerabilidade da floresta ao fogo de sub-bosque. Em (A) mapa de vulnerabilidade da floresta calculado com todo o conjunto de variáveis ( $n = 12$ ). Em (B) mapa de vulnerabilidade calculado a partir de um conjunto de três variáveis (altitude, vegetação e declive) que não se correlacionam com a ESM (modelo de referência). Em (C) mapa de vulnerabilidade florestal calculado a partir das variáveis não correlacionadas com a ESM e mais as variáveis ESM e classe de ano da ESM. A legenda abaixo da figura mostra os intervalos de probabilidade  $[0,1]$  de a floresta ser afetada por incêndios.

A exposição da biomassa florestal aos incêndios na área de estudo foi 457,2% maior quando considerada a variável “desmatamento cumulativo” em comparação com o modelo de referência (Figura 10B), enquanto a ESM e classe de ano da ESM expôs 407,0% mais biomassa florestal quando comparada com o mapa do modelo de referência. Pode-se considerar que esse percentual (400,7%) representa o efeito do SL na propagação do fogo na área de estudo. A variável “estradas secundárias” expôs 591,2% mais biomassa ao fogo do que o modelo de referência (Figura 11). Da mesma forma, ESM e classes de ano da ESM expuseram 266,2% a mais de área de floresta para a faixa de maior risco de vulnerabilidade em comparação com o mapa de referência, enquanto o desmatamento expôs 9,0% a mais de área do que a ESM. Enquanto que estradas secundárias expuseram 360,4% mais área de floresta do que o mapa de referência (Figura S11).



**Figura 11.** Biomassa vulnerável a incêndios florestais de sub-bosque na área de estudo.

### 3.9 Efeito da exploração madeireira nas perdas de biomassa devido ao fogo

As perdas de biomassa em áreas incendiadas estão resumidas na Tabela 6, indicando uma perda total de  $5,22 \times 10^6$  Mg de estoque de biomassa devido ao fogo. Nas áreas incendiadas, o percentual de perda de biomassa é de 23,2% nas áreas com corte seletivo e 21,6% nas áreas sem corte seletivo.

Os efeitos da extração seletiva sobre as perdas por incêndios são calculados na Tabela 7. O efeito da extração madeireira no aumento da área incendiada resultou em  $1,22 \times 10^6$  Mg de perda de biomassa devido ao fogo (Coluna G), enquanto o efeito da extração seletiva no aumento da severidade do fogo e a perda de biomassa por hectare resultante na área que teria incendiado de qualquer maneira, mesmo sem a exploração madeireira, representa  $1,25 \times 10^6$  Mg de perda de biomassa (Coluna M). Em comparação com a perda de biomassa da ESM em si (incluindo danos colaterais) de  $1,69 \times 10^6$  Mg de biomassa, o efeito da extração no aumento da área incendiada aumenta o impacto em 72,5% (Coluna AB), e o aumento da severidade do fogo aumenta o total do impacto do fogo para 146,5% (Coluna AD), ou seja, mais do que o dobro do impacto da própria exploração madeireira em si.

**Tabela 6.** Resumo das perdas de biomassa em áreas queimadas.

	Floresta original (sem ESM e fogo)			Perda ESM		Affectado pelo fogoe			Perda pelo fogo		
	Área	Estoque de biomassa	Biomassa por hectare	Pocentagem da biomassa original	Estoque de biomassa	Biomassa por hectare	Estoque de biomassa	Biomassa por hectare	Estoque de biomassa	Biomassa por hectare	Percentagem da biomassa afetada
	(km <sup>2</sup> )	(10 <sup>6</sup> Mg)	(Mg ha <sup>-1</sup> )	(%)	(10 <sup>6</sup> Mg)	(Mg ha <sup>-1</sup> )	(10 <sup>6</sup> Mg)	(Mg ha <sup>-1</sup> )	(10 <sup>6</sup> Mg)	(Mg ha <sup>-1</sup> )	(%)
Areas incendiadas com ESM em floresta ombrofila	152,3	6,63	435,1	8,2	0,54	35,7	6,08	399,4	1,48	97,2	24,3
Areas incendiadas sem ESM em floresta ombrofila	380,3	16,60	436,5	0	0	0	16,60	436,5	3,58	94,2	21,6
Total em floresta ombrofila	532,6	23,23	436,1	2,3	0,54	35,7	22,68	425,9	5,06	95,1	22,3
Areas incendiadas com ESM em campinarana	28,3	0,71	250,7	8,2	0,06	20,6	0,65	230,1	0,16	56,0	24,3
Areas incendiadas sem ESM em campinarana	111,7	2,87	256,8	0	0	0	2,87	256,8	0,63	56,1	21,8
Total em campinarana	140,0	3,58	255,6	1,6	0,06	20,6	3,52	251,4	0,78	56,1	22,3
Areas incendiadas com ESM em floresta de ecotono	1,2	0,04	333,3	8,2	0,0033	27,3	0,04	306,0	0,07	86,3	28,2
Areas incendiadas sem ESM em floresta de ecotono	8,1	0,30	370,4	0	0	0	0,26	321,0	0,06	69,8	21,6
Total em floresta de ecotono	9,3	0,30	323,3	0	0	0	0,30	319,8	0,13	70,1	22,1
Areas incendiadas com ESM em todos os tipos de floresta	180,6	7,34	406,2	8,2	0,60	33,3	6,73	372,9	1,64	90,8	24,3
Areas incendiadas sem ESM em todos os tipos de floresta	501,3	19,77	394,4	0	0	0	19,47	388,4	4,21	84,0	21,6
Total em todos os tipos de floresta	681,9	27,10	397,5	2,2	0,60	33,3	26,20	384,3	5,85	85,8	22,3

**Tabela 7.** Efeito da exploração madeireira na área de estudo e biomassa afetada pelos incêndios.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
Tipo de floresta	Área total incendiada (km <sup>2</sup> )	Área incendiada C/ESM (km <sup>2</sup> )	Área incendiada que teria permanecido sem se incendiar S/ESM (km <sup>2</sup> )	Biomassa média C/ESM (Mg ha <sup>-1</sup> )	Fração morta pelo fogo C/ESM	Biomassa média morta pelo fogo que teria permanecido sem se incendiar S/ESM (Mg ha <sup>-1</sup> )	Biomassa total morta pelo fogo na área incendiada que teria permanecido não incendiada (10 <sup>6</sup> Mg)	Fração morta pelo fogo S/ESM	Área que teria incendiado se não houvesse ESM nas áreas que tinham ESM (km <sup>2</sup> )
Fonte	Tabela 6	Tabela 6	B - I	Tabela 4	Tabela 5	D × E	C × 100 × F/10 <sup>6</sup>	Tabela 6	B - C
Ombrofila	532.7	152.3		399.6	0.232	97.2		0.216	
Campinarana	140.0	28.3		230.3	0.232	61.0		0.218	
Ecotono	9.3								
Todos os tipos	681.9	188.6	138.4	384.2	0.232	92.6	1.22	0.216	43.4

	J	K	L	M	N	O	P	Q	R
	Fração adicional incendiada em áreas com ESM comparada com áreas incendiadas sem ESM	Biomassa adicional média morta pelo fogo na área com ESM que teria incendiado em área sem ESM	Biomassa adicional total morta pelo fogo em área com ESM que teria incendiado em área sem ESM	Biomassa adicional total morta pelo fogo devido a ESM (10 <sup>6</sup> Mg)	Fração da biomassa original removida ou morta pela ESM	Biomassa média em área sem ESM (Mg ha <sup>-1</sup> )	Biomassa média removida ou morta pela ESM (Mg ha <sup>-1</sup> )	Biomassa total removida ou morta pela ESM (10 <sup>6</sup> Mg)	Aumento percentual do impacto da ESM devido a área adicional incendiada na área de estudo (%)
Fonte	E - H	D × S	((B-D)×100-T) /10 <sup>6</sup>	G + U	Seção 2.3.2	Tabela 6	W × X	T×100×Y /10 <sup>6</sup>	V/Z×100
Ombrofila	0.016	6.4			0.082	435.0	35.7	0.54	
Campinarana Ecotono	0.014	3.1			0.082	250.8	20.6	0.06	
Todos os tipos	0.016	6.0	0.03	1.25	0.082	395.0	32.3	1.68	74.1

	S	T	U	V	W	X
	Área total presente (km <sup>2</sup> )	Área total impactada pela ESM (km <sup>2</sup> )	Área total não impactada pela ESM (km <sup>2</sup> )	Área total incendiada com ESM (km <sup>2</sup> )	Área total incendiada sem ESM (km <sup>2</sup> )	Área total incendiada (km <sup>2</sup> )
Fonte	Table S-13	Section 4.2.2	S - T	Table 6	Table 6	V + W
Ombrofila	5,720.8			152.3	380.3	532.7
Campinarana	727.9			28.3	111.7	140.0
Ecotono	63.7			0.0	89.3	9.3
Todos os tipos	6,512.4	520.5	5,991.9	180.6	501.3	681.9
	Y	Z	AA	AB	AC	AD
	Percentual incendiado da área impactada pela ESM (%)	Percentual incendiado da área não impactada pela ESM (%)	Área que seria incendiada se a área não tivesse sido impactada pela ESM (km <sup>2</sup> )	Perda por incêndio devido ao efeito da ESM na área incendiada como % da perda pela ESM (%)	Biomassa total perdida pelo fogo devido a ESM (10 <sup>6</sup> Mg)	Biomassa perdida pelo fogo devido a ESM como % da perda pela ESM (%)
Fonte	V/T ×100	W/U ×100	Z/100×AJ	G/Q×100	G + M	AC/Q×100
Todos os tipos	34.7	8.4	43.5	72.5	2.47	146.5

## **4. Discussão**

### **4.1 Papel da extração seletiva no aumento da gravidade do incêndio**

Em nosso estudo, o uso de classes de severidade com base no NDVI ofereceu excelentes informações sobre a severidade da ESM praticado na área estudada. Nossa abordagem pode ser considerada um avanço metodológico, pois pode ser facilmente utilizada no cálculo das emissões de GEE para a atmosfera por meio de modelos de uso do solo, reduzindo incertezas, por exemplo, na escala de pixels Landsat. Embora seja uma simplificação para cálculos de perda de biomassa, o uso de valores constantes em nosso estudo (Tabela 2) pode ser justificado pela dificuldade (logística e profissionais treinados) de se obter os verdadeiros parâmetros para a floresta afetada pelos incêndios. Isso explica, em parte, porque os inventários brasileiros de emissões de gases de efeito estufa ainda não consideram as emissões da degradação florestal por incêndios florestais de sub-bosque e extração seletiva de madeira (por exemplo, Brasil, MCTI, 2020).

As maiores ocorrências de áreas queimadas e ESM nos primeiros intervalos de distância da borda são características da intensa fragmentação da floresta causada pela ocupação humana na área de estudo. Essa fragmentação aumenta o contato entre as fontes de ignição do fogo (queima da biomassa florestal do desmatamento e no manejo de pastagens e campos agrícolas) e a borda da floresta (Alencar et al., 2006, 2015; Aragão e Shimabukuro, 2010).

As estimativas da biomassa em áreas afetadas pela exploração madeireira devem ser ajustadas para as quantidades de biomassa removidas pela exploração madeireira. Árvores abatidas na ESM e árvores adicionais mortas nas operações da ESM (abertura de carregadores e patios de estocagem de toras) que permaneceram na floresta como biomassa morta (necromassa) e o carbono nesses componentes será eventualmente emitido para a atmosfera por queima ou decomposição. Uma ideia da intensidade da extração seletiva na área pode ser derivada dos volumes processados e oficialmente reportados pelas serrarias do município: um total de 455.347 m<sup>3</sup> no período 2007-2015 (Brasil, IBGE, 2021). Embora a parte da nossa área de estudo em Rorainópolis (Tabela S1) represente apenas 19,1% da área do município (33.579,7 km<sup>2</sup>), ela representa praticamente toda a área de floresta acessível fora das áreas protegidas. A concentração da pressão madeireira em um espaço relativamente pequeno do município pode ter induzido os madeireiros a explorar esses recursos florestais em alta intensidade, expondo a floresta a maior risco de incêndio. Por outro lado, a concentração da exploração madeireira em uma pequena área protegeu as áreas atualmente inacessíveis do aumento do risco de incêndio.

### **4.2 Intensidades de exploração madeireira**

A exploração madeireira na porção sul do estado é praticada de maneira semelhante à praticada em outras partes da Amazônia brasileira (Nepstad et al., 1999). Como em outras áreas na Amazônia, a exploração madeireira em nossa área de estudo é caracterizada pela exploração de apenas algumas espécies comerciais, baixo rendimento de madeira serrada, deficiência na aplicação do manejo florestal e ampla ilegalidade na retirada de madeira da floresta (G1, 2018b; Gimenez et al., 2015; Lentini et al., 2005; Monteiro et al., 2010; Pereira et al., 2010).

A estimativa da intensidade de extração, necessária para calcular a biomassa presente nas áreas exploradas no momento dos incêndios de 2015-2016, requer

dedução com base no volume de toras removidas e a área mapeada como afetada pela ESM (ver Material Suplementar , Seção 1.7). Oficialmente, de 2010 a 2015, 350.147,0 m<sup>3</sup> de toras foram colhidos no município de Rorainópolis (Brasil, IBGE, 2021). Se considerarmos que todo esse volume de madeira foi obtido exclusivamente da nossa área de estudo, onde as áreas autorizadas para desmatamento totalizaram 124,8 km<sup>2</sup> no período de 2010 a 2015, o volume médio retirado seria de 28,1 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>. Embora este valor seja 44,8% superior ao valor utilizado em nossos cálculos, em termos de volume (19,4 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>), para deduzir a biomassa removida pela ESM (35,67 Mg ha<sup>-1</sup>; Material complementar: Seção 1.8) em áreas que foram incendiadas e com sinais de ESM, o volume gerado chega a 1.009.770 m<sup>3</sup> em 520,5 km<sup>2</sup> de polígonos de ESM (19,4 × 520,5 × 100) mapeados em nossa área de estudo de 2010 a 2015 (Tabela S8). Esse valor indica que pode ter ocorrido uma extração 2,9 vezes (188,4%) maior do que o valor oficialmente informado pelos madeireiros (Brasil, IBGE, 2021).

Os projetos de manejo florestal autorizados fornecem outra base de comparação. Embora FEMARH não tenha fornecido dados sobre planos de manejo florestal autorizados para nossa área de estudo antes de 2016, se assumirmos que no período de 2010 a 2015 a mesma área foi autorizada anualmente para manejo como ocorreu entre 2016 e 2019 (1.566,6 ha ano<sup>-1</sup>) (ou seja, antes do aumento substancial da autorização em 2020), e aplicamos a colheita autorizada média de 24 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, isso implica em uma colheita anual autorizada de 37.597,2 m<sup>3</sup> (Tabela S4). O volume total das autorizações de desmatamento no período 2010-2015 (611.674,9 m<sup>3</sup>; Tabela S3), mais as autorizações de manejo florestal assumidas (225.583,2 m<sup>3</sup>) totalizam 837.758,1 m<sup>3</sup>, ou 2,4 vezes os 350.147 m<sup>3</sup> oficialmente relatados como colhidos no município no mesmo período (Brasil, IBGE, 2021). Isso provavelmente significa que o volume oficialmente relatado é bastante subestimado.

Considerando os 520,5 km<sup>2</sup> de área de SL mapeados entre 2010 e 2015 (Tabela S8) e, utilizando a mesma colheita média de 24 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, o volume total explorado seria de 1.249.200,0 m<sup>3</sup>, ou ~ 3,6 vezes superior ao reportado pelo Brasil, IBGE (2021) para o mesmo intervalo de tempo. Outro fator importante a ser considerado é que apenas 26,2% (3114,1 ha) da área autorizada para “uso alternativo do solo” entre 2010 e 2015 (12.480,9 ha) foi efetivamente desmatada até 2020. Esses fatos escondem um grave problema para o setor madeireiro em sul de Roraima e explica, em parte, porque muitas madeiras foram fechadas e deixaram de funcionar após as operações de fiscalização do IBAMA em Rorainópolis (G1, 2018a) e no porto de Manaus, Amazonas (G1, 2018b). Além disso, apóia a suposição de que autorizações para ESM em áreas liberadas para “uso alternativo do solo” (desmatamento) são utilizadas para lavagem de madeira.

### **4.3 Lavagem de madeira como fator da ESM e consequente incêndio**

Embora o El Niño 2015-2016 fornecesse condições climáticas ideais para incêndios (Aragão et al., 2018; Burton et al., 2020; Fonseca et al., 2017; Ray et al., 2005), grande parte da "culpa" por os incêndios e os danos que eles causaram podem ser atribuídos ao papel da ESM em aumentar a probabilidade de áreas serem incendiadas e em aumentar os danos quando ocorrem os incêndios. A grande área de corte seletivo em nossa área de estudo parece ser principalmente o resultado de licenças de desmatamento autorizado sendo usadas para fornecer cobertura para o

transporte de toras para serrarias (ou seja, "lavagem" de madeira) e uma quantidade menor de projetos de manejo florestal autorizados.

Em nossa área de estudo, a exploração madeireira é feita com base na aprovação de licenças de desmatamento para agricultura e pastagem. Nestes projetos a FEMARH autoriza a venda de um volume restrito de madeira, que geralmente varia entre 20 e 100 m<sup>3</sup> por ha de desmatamento autorizado (por exemplo, Barni et al., 2020). Essas autorizações são frequentemente usadas para "lavar" madeira da extração ilegal de madeira em florestas próximas, incluindo madeira de fora das propriedades onde o corte raso foi licenciado (Condé et al., 2019). Nestes projetos de corte raso, a madeira é colhida antes que a floresta seja desmatada. O desmatamento ocorre de um a dois anos ou mais depois de ser explorada (Ver tabela S3) e as árvores remanescentes ficam em pé (isso é recorrente em toda a porção sul de o Estado). Nesse caso, a floresta contém grandes clareiras decorrentes da abertura de estradas e pátios de armazenamento de toras. As queimadas de áreas desmatadas em projetos de corte raso servem como fontes de ignição para a propagação do fogo para a floresta adjacente. Neste caso, a perturbação da exploração madeireira por esse processo pode ser ainda mais danoso do que o próprio desmatamento como uma força para espalhar o fogo. Sob condições climáticas extremas, como o evento El Niño 2015/2016 (Burton et al., 2020; Fonseca et al., 2017), as áreas exploradas tornam-se altamente vulneráveis a incêndios (Andrade et al., 2020; Cochrane et al., 1999 ; de Faria et al., 2017; Morton et al., 2011; Ziccardi et al., 2019). Em nossa área de estudo as áreas de ESM serviram como "trampolins" para que o fogo ganhasse força e se espalhasse para áreas adjacentes, incluindo aquelas sem evidências de ESM.

Este efeito da exploração recente foi mostrado pela análise de correlação entre a incidência de fogo e a diferença entre os valores de NDVI observados em áreas de ESM realizadas nos anos imediatamente anteriores aos incêndios e os valores de NDVI observados nos mesmos locais em 2016 (Figura S9). A correlação crescente entre esses valores ao longo do tempo é consistente com as áreas mais recentemente exploradas tendo maior severidade de incêndio (Figura 5B). Isso corrobora com estudos de Souza Jr. et al. (2005a, 2013), que analisou a degradação florestal por ESM e fogo usando imagens multitemporais.

#### **4.4 Vulnerabilidade da floresta a incêndios no sub-bosque**

As variáveis que mais contribuíram para a vulnerabilidade da floresta foram, em ordem decrescente, a distância de estradas secundárias, a distância de desmatamento anterior ou cumulativo e a distância de corte seletivo. Os efeitos de estradas principais e secundárias na ocorrência de desmatamento e incêndios florestais na Amazônia são bem conhecidos (Barni et al., 2015b; Fonseca et al., 2017, 2019; Silvestrini et al., 2011; Soares-Filho et al., 2006). No entanto, no que diz respeito à modelagem do risco de incêndio florestal utilizando a ESM como variável explicativa no modelo, nossos resultados são inéditos e demonstram a importância da regulamentação dessa atividade para o combate e controle dos incêndios florestais na Amazônia brasileira.

A modelagem da probabilidade de ocorrência de incêndios na área de estudo usando o método de pesos de evidência permitiu produzir um mapa de vulnerabilidade da floresta (mapa com todas as variáveis) com altíssima resolução espacial (compatível com o tamanho de 8 pixels do Landsat de 30 m). Fornecer informações para uso em mapas de risco para a ocorrência de eventos catastróficos, como

inundações, furacões e incêndios florestais, é valioso para o planejamento, prevenção e mitigação dos impactos potenciais que essas calamidades causam aos setores econômico, social e ambiental. Aumentar a precisão dos modelos pode torná-los mais eficazes como base para políticas públicas de redução desses riscos (Ferrier et al., 2016; Fonseca et al., 2017, 2019; Marcelino, 2008). O mapa de vulnerabilidade florestal ao fogo modelado neste estudo pode servir como ferramenta para o planejamento de medidas preventivas de combate a incêndios e mitigação dos efeitos do fogo em Roraima (Barbosa et al., 2003). A maior vulnerabilidade da floresta ao fogo quando explorada seletivamente implica que a simples suposição de que os projetos de manejo florestal autorizados na Amazônia são sustentáveis é injustificada. Não se pode simplesmente presumir que, se as regulamentações governamentais sobre a intensidade da exploração madeireira e outros fatores nos sistemas de manejo forem seguidas, o sistema será automaticamente sustentável. Infelizmente, o fogo não foi considerado nos estudos de recuperação florestal subjacentes aos regulamentos oficiais. Praticamente todos os planos de manejo florestal na Amazônia presumem que as áreas manejadas nunca serão incendiadas (ver Fearnside, 2003). A falsidade dessa suposição é central para as discussões sobre o papel apropriado do manejo florestal no desenvolvimento da Amazônia.

O papel da extração seletiva de madeira em facilitar incêndios florestais e aumentar seus danos (observados neste estudo) significa que a ESM pode ter consequências prejudiciais e imprevisíveis para a estrutura da floresta (Rappaport et al., 2018). Os incêndios também afetam a saúde da floresta, com repercussões na sobrevivência dos indivíduos arbóreos nos anos seguintes aos incêndios (Andrade et al., 2020; Avila et al., 2018; Trumbore et al., 2015; Watson et al., 2018; Ziccardi et al., 2019). O aumento da severidade do fogo provocado pela exploração madeireira implica impactos diretos nas emissões de gases de efeito estufa e no clima global (Aragão et al., 2007, Assis et al., 2020; de Faria et al., 2017; Rappaport et al., 2018; Stark et al., 2020; Trumbore et al., 2015). Fogos como esses são conhecidos por iniciar um processo de feedback positivo, onde o fogo deixa a madeira morta na floresta que serve como combustível para o próximo incêndio na época de outro evento de seca extrema, tornando este e subsequentes incêndios mais intensos, e isso pode destruir completamente uma área de floresta após três ou quatro incêndios (Berenguer et al., 2014; Cochrane et al., 1999; Nepstad et al., 1999). O efeito do fogo em nossa área de estudo mais que dobra o impacto da própria exploração madeireira, aumentando o impacto em 146,5% e afeta o cálculo para o manejo florestal. Este nível de impacto é o resultado de um único incêndio, e este é apenas o início do processo de retroalimentação positiva de degradação em uma espiral descendente de estoques de biomassa. O grande impacto da extração seletiva por meio do efeito sobre o fogo deve servir como um alerta para os formuladores de políticas que promovem o manejo florestal e adicionar urgência à repressão da extração ilegal de madeira generalizada na Amazônia.

## 5. Conclusões

Os métodos desenvolvidos aqui para estimar os efeitos da exploração seletiva com base em classes de gravidade do fogo e a modelagem da propagação do fogo com base em pesos de evidência podem ser usados como uma ferramenta para a criação de

políticas públicas em relação à exploração madeireira e fogo. Os resultados dessas políticas precisam ser mais cautelosos na promoção do manejo florestal e mais rigorosos no controle da extração ilegal de madeira, bem como aumentar os esforços para prevenir incêndios.

A extração seletiva de madeira praticada na porção sul de Roraima contribuiu significativamente para o aumento dos danos à biomassa florestal e consequente emissão de carbono para a atmosfera, além de facilitar a propagação dos incêndios florestais e aumentar sua intensidade. Se um hectare de floresta for incendiado, a intensidade do fogo tem 85,9% mais probabilidade de estar na categoria “muito forte” se já tivesse sido explorada. O fogo aumentou o impacto da exploração madeireira na redução da biomassa em 146,5% em comparação com o impacto da exploração madeireira em si, portanto, mais do que dobrando o impacto da exploração madeireira com apenas um incêndio. Esses resultados lançam dúvidas sobre o pressuposto de que os projetos de manejo florestal aprovados são sustentáveis no longo prazo. Além disso, a conexão de distúrbios madeireiros e incêndios florestais decorrentes com a venda autorizada de madeira de áreas licenciadas para corte raso indica a necessidade de o órgão ambiental de Roraima (FEMARH) revisar suas políticas sobre o uso de madeira de projetos de desmatamento (corte raso).

## **6. Agradecimentos**

A.C.M. Rego participou como voluntário do Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica (PIBIC) do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) na Chamada PIBIC nº 1/2018 do projeto “Dinâmicas da Extração Seletiva - SL na Zona Sul do Estado de Roraima de 2007 a 2018”. O CNPq também forneceu bolsas para o P.M. Fearnside (Proc. 311103 / 2015-4) e R.I. Barbosa (Proc. 304204 / 2015-3). Este artigo é uma contribuição da Rede Brasileira de Pesquisa em Mudanças Globais do Clima FINEP / Rede CLIMA Bolsa 01.13.0353-00. Agradecemos à Fundação Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (FEMARH) por fornecer dados valiosos sobre o corte seletivo.

## **7. Referências**

- Alencar, A., Nepstad, D., Diaz, M.D.V., 2006. Forest understory fire in the Brazilian Amazon in ENSO and non-ENSO years: Area burned and committed carbon emissions. *Earth Interactions*, 10, art. 6. <https://doi.org/10.1175/EI150.1>.
- Alencar, A.A., Brando, P.M., Asner, G.P., Putz, F.E., 2015. Landscape fragmentation, severe drought and the new Amazon forest fire regime. *Ecological Applications*, 25(6), 1493–1505. <https://doi.org/10.1890/14-1528.1>.
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.L.M., Sparovek, G., 2014. Köppen’s climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Andrade, D.F.C., Ruschel, A.R., Schwartz, G., de Carvalho, J.O.P., Humphries, S., Gama, J.R.V., 2020. Forest resilience to fire in eastern Amazon depends on the intensity of prefire disturbance. *Forest Ecology and Management*, 472, art. 118258. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118258>.
- Aragão, L.E.O.C., Malhi, Y., Roman-Cuesta, R.M., Saatchi, S., Anderson, L.O., Shimabukuro, Y.E., 2007. Spatial patterns and fire response of recent Amazonian

- droughts. *Geophysical Research Letters*, 34(7), art. L07701.  
<https://doi.org/10.1029/2006GL028946>.
- Aragão, L.E.O.C, Shimabukuro, Y.E. 2010. The incidence of fire in Amazonian forests with implications for REDD. *Science*, 328, 1275-1278.  
<https://doi.org/10.1126/science.1186925>.
- 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. et al., 2018. 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. *Nature Communications*, 9, art. 536.  
<https://doi.org/10.1038/s41467-017-02771-y>.
- Assis, T.O., Aguiar, A.P.D., von Randow, C., Gomes, D.M.P., Kury, J.N., Ometto, J.P.H.B., Nobre, C.A., 2020. CO<sub>2</sub> emissions from forest degradation in Brazilian Amazonia. *Environmental Research Letters*, 15(10), art. 104035.  
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab9cfc>.
- Avila, A.L., Schwartz, G., Ruschel, A.R., Silva, J.N.M., de Carvalho, J.O.P., Mazzei, L., Soares, M.H.M., Bauhus, J., 2017. Recruitment, growth and recovery of commercial tree species over 30 years following logging and thinning in a tropical rain forest. *Forest Ecology and Management*, 385, 225–235.  
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.11.039>.
- Baccini, A., Goetz, S.J., Walker, W.S., Laporte, N.T., Sun, M., Sulla-Menashe, D., Hackler, J., Beck, P.S.A., Dubayah, R., Friedl, M.A., Samanta S., Houghton, R.A., 2012. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. *Nature Climate Change*, 2, 182–185.  
<https://doi.org/10.1038/NCLIMATE1354>.
- Barbosa, R.I., Fearnside, P.M., 1999. Incêndios na Amazônia: Estimativa da emissão de gases de efeito estufa pela queima de diferentes ecossistemas de Roraima na passagem do evento El-Niño (1997/1998). *Acta Amazonica*, 29(4), 513-534.  
<https://doi.org/10.1590/1809-43921999294534>.
- Barbosa, R.I., Xaud, M.R., Silva, G.N.F., Cattâneo, A.C., 2003. Forest Fires in Roraima, Brazilian Amazonia. *International Forest Fire News (IFFN)*, No. 28, 51-56. <https://gfmc.online/wp-content/uploads/Brazil-2-1.pdf>
- Barlow, J., Peres, C., Lagan, B., Haugaasen, T., 2003. Large tree mortality and the decline of forest biomass following Amazonian wildfires. *Ecology Letters*, 6, 6–8.  
<https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00394.x>.
- Barni, P.E., Silva, E.B.R., 2017. Extração seletiva de madeira em Rorainópolis: A floresta em perigo. In: *Anais da Semana Nacional de Ciência e Tecnologia no estado de Roraima: Ciência alimentando Brasil*. Universidade Estadual de Roraima (UERR), Boa Vista, RR. art. 36103. <https://bitly.co/5JbX>. Accessed on: 23 January 2021.
- Barni, P.E., Silva, E.B.R., Silva, F.C.F., 2017. Incêndios florestais de sub-bosque na zona de florestas úmidas do sul de Roraima: Área atingida e biomassa morta. In: *Anais do Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto 2017*. Campinas, SP, Brazil: Galoá, pp. 6280-6287. Available at: <https://bitly.co/5JeV>. Accessed on: 21 November 2020.

- Barni, P.E., Pereira, V.B., Manzi, A.O., Barbosa, R.I., 2015a. Deforestation and forest fires in Roraima and their relationship with phytoclimatic regions in the northern Brazilian Amazon. *Environmental Management*, 55, 1124–1138. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0447-7>.
- Barni, P.E., Fearnside, P.M., Graça, P.M.L.A., 2015b. Simulating deforestation and carbon loss in Amazonia: Impacts in Brazil's Roraima state from reconstructing Highway BR-319 (Manaus-Porto Velho). *Environmental Management*, 55(2), 259-278. <https://doi.org/10.1007/s00267-014-0408-6>.
- Barni, P.E., Manzi, A.O., Condé, T.M., Barbosa, R.I., Fearnside, P.M., 2016. Spatial distribution of forest biomass in Brazil's state of Roraima, northern Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 377, 170–181. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.07.010>.
- Barni, P.E., Barbosa, R.I., Manzi, A.O., Fearnside, P.M., 2020. Simulated deforestation versus satellite data in Roraima, northern Amazonia, Brazil. *Sustentabilidade em Debate*, 11(2), 81-94. <https://doi.org/10.18472/SustDeb.v11n2.2020.27493>.
- Bastarrika, A., Chuvieco, E., Martín, M.P. 2011. Automatic burned land mapping from MODIS time series images: assessment in Mediterranean ecosystems. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 49(9), 3401-3413. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2011.2128327>
- Berenguer, E., Ferreira, J., Gardner, T.A., Aragão, L.E.O.C., de Camargo, P.B., Cerri, C.E., Durigan, M., de Oliveira Jr., R.C., Vieira, I.C.G., Barlow, J., 2014. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. *Global Change Biology*, 20(12), 3713–3726. <https://doi.org/10.1111/gcb.12627>
- Bonham-Carter, G., 1994. *Geographic Information Systems for Geoscientists: Modeling with GIS*. New York, USA: Pergamon. 398 pp.
- Brancalion, P.H.S., de Almeida, D.R.A., Vidal, E., Molin, P.G., Sontag, V.E., Souza, S.E.X.F., Schulze, M.D. 2018. Fake legal logging in the Brazilian Amazon. *Science Advances*, 4, art. eaat1192. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat1192>
- 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. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 111(17), 6347-6352. <https://doi.org/10.1073/pnas.1305499111>.
- Brando, P.M., Paolucci, L., Ummenhofer, C.C., Ordway, E.M., Hartmann, H., Cattau, M.E., et al., 2019. Droughts, wildfires, and forest carbon cycling: A pantropical synthesis. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 47, 555-581. <https://doi.org/10.1146/annurev-earth-082517-010235>.
- Brasil, IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), 2021. *Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura: Tabela 289*. Available at: <https://sidra.ibge.gov.br/Tabela/289>. Accessed on: 19 March 2021.
- Brasil, INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais), 2020. *Projeto PRODES – Monitoramento da Floresta Amazônica por Satélite*. São José dos Campos, SP, Brazil: INPE. Available at: <https://bitly.co/5JeS>. Accessed on: 21 November 2020.

- Brasil, MCTI (Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação), 2020. Estimativas Anuais de Emissões de Gases de Efeito Estufa no Brasil. Quinta edição. 108 pp., Available at: <https://bitly.co/5JeH>. Accessed on: 21 November 2020.
- Brasil, PROBio (Projeto da Biodiversidade Brasileira), 2013. Mapas de Cobertura Vegetal dos Biomas Brasileiros. Available at: <https://bitly.co/5JeR>. Accessed on: 21 November 2020.
- Brasil, RADAMBRASIL, 1973–1983. Levantamento dos Recursos Naturais (Folhas SA.20 Manaus; SA.21 Santarém; SB.19 Juruá; SB.20 Purus; SC.19 Rio Branco; SC.20 Porto Velho). Rio de Janeiro, RJ, Brazil: Ministério das Minas e Energia.
- Broadbent, E.N., Asner, G.P., Keller, M., Knapp, D.E., Oliveira, P.J.C., Silva, J.N., 2008. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biological Conservation*, 141, 1745-1757. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.024>
- Burton, C., Betts, R.A., Jones, C.D., Feldpausch, T.R., Cardoso, M., Anderson, L.O., 2020. El Niño driven changes in global fire 2015/16. *Frontiers in Earth Science*, 8, 1-12. <https://doi.org/10.3389/feart.2020.00199>.
- Chuvieco, E., Martín, M.P., Palacios, A. 2002. Assessment of different spectral indices in the red-near infrared spectral domain of burned land discrimination. *International Journal of Remote Sensing*, 23, 5103-5110. <https://doi.org/10.1080/01431160210153129>
- Cochrane, M.A., Alencar, A., Schulze, M., Souza Jr., C., Nepstad, D.C., Lefebvre, P., Davidson, E., 1999. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. *Science*, 284, 1832–1835. <https://doi.org/10.1126/science.284.5421.1832>.
- Cohen, J., 1988. *Statistical power analysis for the behavioral sciences*. Hillsdale, NJ, USA: Erlbaum. Available at: <http://www.utstat.toronto.edu/~brunner/oldclass/378f16/readings/CohenPower.pdf>. Accessed on: 2 April 2021.
- Condé, T.M., Higuchi, N., Lima, A.J.N., 2019. Illegal selective logging and forest fires in the northern Brazilian Amazon. *Forests*, 10, art. 61. <https://doi.org/10.3390/f10010061>.
- Crivelli, B.R.S., Gomes, J.P., Morais, W.W.C., Condé, T.M., Santos, R.L., Bonfim Filho, O.S., 2017. Caracterização do setor madeireiro de Rorainópolis, sul de Roraima. *Revista Ciência da Madeira*, 8(3), 142-150. <https://doi.org/10.12953/2177-6830/rcm.v8n3p142-150>.
- da Silva, S.S., Fearnside, P.M., Graça, P.M.L.A., Brown, I.F., Alencar, A., de Melo, A.W.F., 2018. Dynamics of forest fires in the southwestern Amazon. *Forest Ecology and Management*, 424, 312-322. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.04.041>.
- de Faria, B.L., Brando, P.M., Macedo, M.N., Panday, P.K., Soares-Filho, B.S., Coe, M.T., 2017. Current and future patterns of fire-induced forest degradation in Amazonia. *Environmental Research Letters*, 12(9), 1-13. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa69ce>.
- Dent, B.D., Torguson, J., Hodler, T., 1990. *Cartography: Thematic Map Design*. Second edition. Dubuque, IA: William C. Brown. 448 pp.

- Fearnside, P.M., 1997. Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 90(1), 59-89. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03840-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03840-6)
- Fearnside, P.M., 2003. Conservation policy in Brazilian Amazonia: Understanding the dilemmas. *World Development*, 31(5), 757-779. [https://doi.org/10.1016/S0305-750X\(03\)00011-1](https://doi.org/10.1016/S0305-750X(03)00011-1).
- Fearnside, P.M., 2008. Amazon forest maintenance as a source of environmental services. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 80, 101-114. <https://doi.org/10.1590/S0001-37652008000100006>.
- Fearnside, P.M., Barbosa, R.I., Pereira, V.B., 2013. Emissões de gases do efeito estufa por desmatamento e incêndios florestais em Roraima: Fontes e sumidouros. *Revista Agroambiente On-line*, 7, 95-111. <https://doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v7i1.971>.
- Fernández-Manso, A., Fernández-Manso, O., Quintano, C., 2016. SENTINEL-2A red-edge spectral indices suitability for discriminating burn severity. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 50, 170–175. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2016.03.005>.
- Ferrante, L., Fearnside, P.M., 2019. Brazil's new president and "ruralists" threaten Amazonia's environment, traditional peoples and the global climate. *Environmental Conservation*, 46(4), 261-263. <https://doi.org/10.1017/S0376892919000213>.
- Fonseca, M.G., Anderson, L.O., Arai, E., Shimabukuro, Y.E., Xaud, H.A.M., Xaud, M.R., Madani, N., Wagner, F.H., Aragão, L.E.O.C., 2017. Climatic and anthropogenic drivers of northern Amazon fires during the 2015-2016 El Niño event. *Ecological Applications*, 27(8), 2514-2527. <https://doi.org/10.1002/eap.1628>.
- Fonseca, M.G., Alves, L.M., Aguiar, A.P.D., Arai, E., Anderson, L.O., Rosan, T.M., Shimabukuro, Y.E., Aragão, L.E.O.C., 2019. Effects of climate and land-use change scenarios on fire probability during the 21st century in the Brazilian Amazon. *Global Change Biology*, 25(9), 2931-2946. <https://doi.org/10.1111/gcb.14709>.
- Ferrier, S., Ninan, K.N., Leadley, P., Alkemade, R., Acosta, L.A., Akçakaya, H.R., Brotons, L., Cheung, W.W.L., Christensen, V., Harhash, K.A., Kabubo-Mariara, J., Lundquist, C., Obersteiner, M., Pereira, H.M., Peterson, G., Pichs-Madruga, R., Ravindranath, N., Rondinini C., Wintle B.A. (Eds.), 2016. IPBES: The methodological assessment report on scenarios and models of biodiversity and ecosystem services. Bonn, Alemanha. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, 348 pp. <https://ipbes.net/assessment-reports/scenarios>.
- G1, 2018a. Protesto contra fechamento de madeireiras interdita rodovia em Rorainópolis, Sul de RR. Available at: <https://bitly.co/7EMh>. Accessed on: 26 January 2021.
- G1, 2018b. PF faz operação de combate à exploração ilícita de madeira da Amazônia. Available at: <https://bitly.co/5Jdo>. Accessed on: 21 November 2020.

- Gimenez, B.O., Danielli, F.E., Oliveira, C.K.A., Santos, J., Higuchi, N., 2015. Equações volumétricas para espécies comerciais madeireiras do sul do estado de Roraima. *Scientia Forestales*, 43, 291-301. <https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr106/cap05.pdf>.
- Hagen, A., 2003. Fuzzy set approach to assessing similarity of categorical maps. *International Journal Geographical Information Science*, 17, 235-249. <https://doi.org/10.1080/13658810210157822>.
- Hethcoat, M.G., Carreiras, J.M.B., Edwards, D.P., Bryant, R.G., Peres, C.A., Quegan, S., 2020. Mapping pervasive selective logging in the south-west Brazilian Amazon 2000–2019. *Environmental Research Letters*, 15, art. 094057. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aba3a4>.
- Higuchi, N., Santos, J., Ribeiro, R.J., Minette L., Biot, Y., 1998. Biomassa da parte aérea da vegetação da floresta tropical úmida de terra-firme da Amazônia brasileira. *Acta Amazonica*, 28(2), 153-166. <https://doi.org/10.1590/1809-43921998282166>.
- Jiménez-Muñoz, J.C., Mattar, C., Barichivich, J., Santamaría-Artigas, A., Takahashi, K., Malhi, Y. et al., 2016. Record-breaking warming and extreme drought in the Amazon rainforest during the course of El Niño 2015-2016. *Scientific Reports*, 6, 1–7. <https://doi.org/10.1038/srep33130>.
- Leite-Filho, A.T., Soares-Filho, B.S., Davis, J.L., Abrahão, G.M., Börner, J., 2021. Deforestation reduces rainfall and agricultural revenues in the Brazilian Amazon. *Nature Communications*, 12, art. 2591. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22840-7>.
- Lentini, M., Pereira, D., Celentano, D., Pereira, R., 2005. *Fatos florestais da Amazônia 2005*. Belém, PA, Brazil: Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (Imazon). 140 pp. <https://bit.ly/5JdR>
- Marcelino, E.V., 2008. *Desastres Naturais e Geotecnologias: Conceitos Básicos*. Caderno Didático nº 1. Santa Maria, RS, Brazil: CRS, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), 38 pp. <https://bit.ly/5JdF>
- McLaughlan, K.K., Higuera, P.E., Miesel, J., Rogers, B.M., Schweitzer, J., Shuman, J.K., Tepley, A.J., Varner, J.M., Veblen, T.T., Adalsteinsson, S.A. et al., 2020. Fire as a fundamental ecological process: Research advances and frontiers. *Journal of Ecology*, 108(5), 2047-2069. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13403>.
- Meira-Junior, M.S., Pinto, J.R.R., Ramos, N.O., Miguel, E.P., Gaspar, R.O., Phillips, O.L., 2020. The impact of long dry periods on the aboveground biomass in a tropical forest: 20 years of monitoring. *Carbon Balance and Management*, 15, art. 12. <https://doi.org/10.1186/s13021-020-00147-2>.
- Monteiro, A., Cardoso, D., Conrado, D., Veríssimo, A., Souza Jr, C., 2010. *Boletim Transparência Manejo Florestal- Estado do Pará 2008 a 2009*. Belém, PA, Brazil: Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (Imazon), 16 pp. <https://bit.ly/5Jd4>
- Morton, D.C., DeFries, R.S., Nagol, J., Souza Jr., C.M., Kasischke, E.S., Hurtt, G.C., Dubayah, R., 2011. Mapping canopy damage from understory fires in Amazon forests using annual time series of Landsat and MODIS data. *Remote Sensing of Environment*, 115(7), 1706-1720. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.03.002>.

- Nascimento, M.T., Carvalho, L.C.S., Barbosa, R.I., Villela, D.M., 2014. Variation in floristic composition, demography and above-ground biomass over a 20-year period in an Amazonian monodominant forest. *Plant Ecology and Diversity*, 7 (1–2), 293–303. <https://doi.org/10.1080/17550874.2013.772673>
- Nepstad, D.C., Veríssimo, A., Alencar, A., Nobre, C., Lima, E., Lefebvre, P., Schlesinger, P., Potter, C., Moutinho, P., Mendoza, E., Cochrane, M., Brooks, V. 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature*, 398, 505-508. <https://www.nature.com/articles/19066>.
- Nepstad, D., Lefebvre, P., Lopes da Silva, U., Tomasella, J., Schlesinger, P., Solorzano, L., Moutinho, P., Ray, D., Guerreira Benito, J., 2004. Amazon drought and its implications for forest flammability and tree growth: A basin-wide analysis. *Global Change Biology*, 10(5), 704-717. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00772.x>
- Nepstad, D.C., Tohver, I.M., Ray, D., Moutinho, P., Cardinot, G., 2007. Mortality of large trees and lianas following experimental drought in an Amazon forest. *Ecology*, 88(9), 2259-2269. <https://doi.org/10.1890/06-1046.1>.
- Nogueira, E.M., Nelson, B.W., Fearnside, P.M. 2005. Wood density in dense forest in central Amazonia, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 208, 261-286. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.12.007>
- Nogueira, E.M., Fearnside, P.M., Nelson, B.W., Barbosa, R.I., Keizer, E.W.H., 2008. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: New allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. *Forest Ecology and Management*, 256, 1853-1857. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.07.022>
- Nunes J.C., 2018. Ibama apreende 7 mil toras de madeira extraídas ilegalmente da Terra Indígena Pirititi. *Radioagência Nacional*, 2 May 2018. <https://bitly.co/5K63>
- Oliveira, S., 2021. Rorainópolis, em RR, entra na lista de municípios com prioridade no controle ao desmatamento na Amazônia. *G1*, 13 January 2021. Available at: <https://bitly.co/5Jdh>. Accessed on: 15 January 2021.
- Pereira, D., Santos, D., Vedoveto, M., Guimarães, J., Veríssimo, A., 2010. *Fatos florestais da Amazônia*. Belém, PA: Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (Imazon), 124 pp. <https://bitly.co/5Jd6>
- Quintano, C., Fernández-Manso, A., Fernández-Manso, O., Shimabukuro, Y.E., 2006. Mapping burned areas in Mediterranean countries using spectral mixture analysis from a uni-temporal perspective. *International Journal of Remote Sensing*, 27, 645-662. <https://doi.org/10.1080/01431160500212195>
- Rappaport, D.I., Keller, M., Morton, D.C., Longo, M., Dubayah, R., Dos-Santos, M.N., 2018. Quantifying long-term changes in carbon stocks and forest structure from Amazon forest degradation, *Environmental Research Letters*, 13(6). 1-12. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/aac331>.
- Ray, D., Nepstad, D., Moutinho, P., 2005. Micrometeorological and canopy controls of fire susceptibility in a forested Amazon landscape. *Ecological Society of America*, 15, 1664-1678. <https://doi.org/10.1890/05-0404>
- Silva, C.V.J., Aragão, L.E.O.C., Barlow, J., Espirito-Santo, F., Young, P.J, Anderson, L.O., Berenguer, E., Brasil, I., Brown, I.F., Castro, B., Farias, R. et al., 2018.

- Drought-induced Amazonian wildfires instigate a decadal scale disruption of forest carbon dynamics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 373, art. 20180043. <https://doi.org/10.1098/rstb.2018.0043>.
- Silveira, L.H.C., Rezende, A.V., Vale, A.T., 2013. Teor de umidade e densidade básica da madeira de nove espécies comerciais amazônicas. *Acta Amazonica*, 43(2), 179–184. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672013000200007>
- Silvestrini, R.A., Soares-Filho, B.S., Nepstad, D., Coe, M., Rodrigues, H., Assunção, R., 2011. Simulating fire regimes in the Amazon in response to climate change and deforestation. *Ecological Applications*, 21, 1573–1590. <https://doi.org/10.1890/10-0827.1>
- Slocum, T.A., 1999. *Thematic Cartography and Visualization*. Upper Saddle River, NJ, USA: Prentice Hall.
- Soares-Filho, B.S., Nepstad, D.C., Curran, L., Cerqueira, G.C., Garcia, R.A., Ramos, C.A., Voll, E., Mcdonald, A., Lefebvre, P., Schlesinger, P., 2006. Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature*, 440, 520-523. <https://doi.org/10.1038/nature04389>
- Soares-Filho, B.S., Garcia, R.A., Rodrigues, H., Moro, S., Nepstad, D., 2008. Nexos entre as dimensões socioeconômicas e o desmatamento: A caminho de um modelo integrado. In: Batistella, M., Alves, D., Moran, E. (Eds.). *Amazônia. Natureza e Sociedade em Transformação*. v. 1., São Paulo, SP, Brazil: EDUSP. <https://bit.ly/5Ji4>
- Souza Jr., C.M., Roberts, D., Monteiro, A.L., 2005a. Multitemporal analysis of degraded forests in the southern Brazilian Amazon. *Earth Interactions*, 9, art. 19. <https://doi.org/10.1175/EI132.1>
- Souza Jr., C.M., Roberts, D., Cochrane, M.A. 2005b. Combining spectral and spatial information to map canopy damages from selective logging and forest fires. *Remote Sensing of Environment*, 98, 329-343. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.07.013>.
- Souza, Jr, C.M., Siqueira, J.V., Sales, M.H., Fonseca, A.V., Ribeiro, J.G., Numata, I., Cochrane, M.A., Barber, C.P., Roberts, D.A., Barlow, J., 2013. Ten-year Landsat classification of deforestation and forest degradation in the Brazilian Amazon. *Remote Sensing*, 5(11), 5493-5513. <https://doi.org/10.3390/rs5115493>.
- Stark, S.C., Breshears, D.D., Aragón, S., Villegas, J.C., Law, D.J., Smith, M.N., Minor, D.M., de Assis, R.L., de Almeida, D.R.A., de Oliveira, G., Saleska, S.R., Swann, A.L.S., Moura, J.M.S., Camargo, J.L., da Silva, R., Aragão, L.E.O.C., Oliveira, R.C., 2020. Reframing tropical savannization: Linking changes in canopy structure to energy balance alterations that impact climate. *Ecosphere*, 11(9), art. e03231. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3231>.
- Stroppiana D., Bordogna, G., Carrara, P., Boschetti, M., Boschetti, L., Brivio; P.A. 2012. A method for extracting burned areas from Landsat TM/ETM+ images by soft aggregation of multiple Spectral indices and a region growing algorithm. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 69(1), 88-102. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2012.03.001>
- Trumbore, S., Brando, P., Hartmann, H., 2015. Forest health and global change. *Science*, 349, 814-818. <https://doi.org/10.1126/science.aac6759>

- Turubanova, S., Potapov, P.V., Tyukavina, A., Hansen, M.C., 2018. Ongoing primary forest loss in Brazil, Democratic Republic of the Congo, and Indonesia. *Environmental Research Letters*, 13, art. 074028. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aacd1c>.
- Uhl, C., Buschbacher, R., 1985. A disturbing synergism between cattle-ranch burning practices and selective tree harvesting in the eastern Amazon. *Biotropica*, 17(4), 265-268. <https://doi.org/10.2307/2388588>
- USGS (U.S. Geological Survey), 2016. U.S. Department of the Interior, USGS. Available at: <http://earthexplorer.usgs.gov/>. Accessed on: 20 October 2016.
- Watson, J.E.M., Evans, T., Venter, O., Williams, B., Tulloch, A., Stewart, C., Thompson, I., Ray, J.C., Murray, K., Salazar, A. et al., 2018. The exceptional value of intact forest ecosystems. *Nature Ecology & Evolution*, 2, 599–610. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0490-x>
- West, T.A.P., Fearnside, P.M., 2021. Brazil's conservation reform and the reduction of deforestation in Amazonia. *Land Use Policy*, 100, art. 105072. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105072>
- Xaud, H.A.M., Martins, F.S.R.V., Santos, J.R., 2013. Tropical forest degradation by mega-fires in the northern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 294, 97-106. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.036>
- Ziccardi, L.G., Graça, P.M.L.A., Figueiredo, E.O., Fearnside, P.M., 2019. Decline of large-diameter trees in a bamboo-dominated forest following anthropogenic disturbances in southwestern Amazonia. *Annals of Forest Science*, 76, art. 110. <https://doi.org/10.1007/s13595-019-0901-4>

*Material Suplementar*

**A extração de madeira da floresta amazônica aumentou a severidade e a propagação dos incêndios durante o El Niño de 2015-2016**

Paulo Eduardo Barni<sup>a,\*</sup>  
Anelícia Cleide Martins Rego<sup>b</sup>  
Francisco das Chagas Ferreira Silva<sup>b</sup>  
Richard Anderson Silva Lopes<sup>c</sup>  
Haron Abraham Magalhães Xaud<sup>d</sup>  
Maristela Ramalho Xaud<sup>d</sup>  
Reinaldo Imbrozio Barbosa<sup>e</sup>  
Philip Martin Fearnside<sup>f, g</sup>

<sup>a</sup> Professor da Universidade Estadual de Roraima – UERR, *Campus Rorainópolis*  
Av. Senador Helio Campos, s/nº, 69375-000, Rorainópolis, Roraima.  
pbarni@uerr.edu.br

<sup>b</sup> Graduados da Universidade Estadual de Roraima – UERR, *Campus Rorainópolis*  
Av. Senador Helio Campos, s/nº, 69375-000, Rorainópolis, Roraima.  
{anelycia.com@gmail.com; chagasferreirasilva@gmail.com}

<sup>c</sup> Corpo de Bombeiros Militares de Roraima, Coordenação Estadual de Proteção e Defesa Civil. Avenida Venezuela, 1271, 69309690 - Boa Vista, Roraima. {raslopes@gmail.com}

<sup>d</sup> Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa/RR. Rodovia BR 174, Km 8, Distrito Industrial. 69301-970, Boa Vista, Roraima. {haronxaud@gmail.com; marisxaud@gmail.com}

<sup>e</sup> Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Rua Coronel Pinto, 315. CEP: 69301-150. Boa Vista, Roraima. reinaldo@inpa.gov.br

<sup>f</sup> Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Av. André Araújo, 2936. CEP: 69067-375, Manaus, Amazonas. pmfearn@inpa.gov.br

<sup>g</sup> Rede Brasileira de Pesquisa sobre Mudança Climática Global– Rede Clima, Av. dos Astronautas, 1758 - Jardim da Granja, CEP: 12227-010, São José dos Campos, São Paulo

\* Autor correspondente

## Índice do material suplementar:

1. Procedimentos metodológicos .....	3
1.1 Área de estudo .....	3
1.2 Locais de inventário florestal .....	3
1.3 Cálculo de biomassa em parcelas de inventário para derivar frações de biomassa morta .....	3
1.4 Área (ha) e volume (m <sup>3</sup> ) autorizados em projetos de “uso alternativo da terra” .....	4
1.5 Planos de “Manejo Florestal Sustentável” .....	4
1.6 Estimativa da severidade do incêndio por NDVI .....	5
1.7 Densidade da madeira .....	7
1.8 Estimativa de perda de biomassa viva da extração seletiva cumulativa até 2015 .....	7
1.9 Extração seletiva .....	9
1.9.1 Mapeamento do extração seletiva .....	9
1.9.2 Severidade do incêndio de acordo com o ano da extração seletiva .....	10
1.10 Cálculo de pesos de evidência .....	11
1.10.1 Probabilidades a priori de eventos de incêndio .....	11
1.10.2 Correlação entre variáveis espaciais no cálculo de pesos de evidência.....	13
1.11 Validação de modelo usando uma função de decaimento exponencial e similaridade fuzzy.	15
2. Resultados .....	16
2.1 Áreas de ocorrência .....	16
2.2 Estimativas de biomassa por tipo de floresta .....	17
2.3 Vulnerabilidade da floresta a incêndios de sub-bosque em áreas de ESM .....	19
2.4 Comportamento do fogo e ESM em função da distância da borda da floresta .....	20
2.5 Resultados da validação do modelo .....	20
2.6 Vulnerabilidade da floresta ao fogo .....	21
Referências .....	23

## 1. Procedimentos metodológicos

### 1.1 Área de estudo

A maior parte da área de estudo (6402,6 km<sup>2</sup>, ou 96,2% da área de estudo) está no município de Rorainópolis, seguido pelo município de São Luiz (164,2 km<sup>2</sup>, ou 2,4%) e o município de Caracarái (90,5 km<sup>2</sup>, ou 1,4 %) (Tabela S1).

**Tabela S1.** Desmatamento, incêndio florestal e exploração madeireira na porção de cada município localizado na área de estudo.

Municipalities	Area (km <sup>2</sup> )	% of the study area	Deforestation km <sup>2</sup>	%	Forest fire (km <sup>2</sup> )	% of the burned area	SL (km <sup>2</sup> )	% of the logged area
Caracarái	90.5	1.4	7.1	0.6	37.9	5.6	9.4	1.5
Rorainópolis	6,402.6	96.2	1,045.3	94.8	638.3	93.6	624.4	96.8
São Luiz	164.2	2.4	49.7	4.5	6.0	0.9	10.9	1.7
<b>Total</b>	<b>6,657.3</b>	<b>100.0</b>	<b>1,102.1</b>	<b>100.0</b>	<b>682.2</b>	<b>100.0</b>	<b>644.8</b>	<b>100.0</b>

### 1.2 Locais de estoque florestal

Os locais e outras informações para parcelas amostradas no campo são apresentadas na Tabela S2. Todas as parcelas mediram 4 × 250 m (1000 m<sup>2</sup>).

**Tabela S2.** Localização (latitude e longitude), área (ha) e data da coleta de dados de campo. SL = extração seletiva. Wo-SL = sem extração seletiva. W-SL = com extração seletiva.

Plot name	SL	Latitude	Longitude	Area (ha)	*AGB_stock (Mg ha <sup>-1</sup> )	Fire	Census date (mm/dd/yyyy)
Plot 1	W-SL	0.930891	-60.451279	0.1	404.6	yes	03/11/2016
Plot 2	W-SL	0.932695	-60.447959	0.1	221.5	yes	03/11/2016
Plot 3	W-SL	0.929629	-60.442604	0.1	458.5	yes	03/16/2016
Plot 4	W-SL	0.927556	-60.441827	0.1	322.0	yes	03/16/2016
Plot 5	W-SL	0.934315	-60.449995	0.1	640.2	yes	03/16/2016
Plot 6	W-SL	0.934234	-60.452384	0.1	834.0	yes	03/16/2016
Plot 7	W-SL	0.909708	-60.452814	0.1	320.1	yes	03/23/2016
Plot 8	W-SL	0.906816	-60.453078	0.1	567.2	yes	03/23/2016
Plot 9	W-SL	0.912540	-60.452564	0.1	1095.4	yes	03/23/2016
Plot 10	W-SL	0.913743	-60.454606	0.1	427.1	yes	03/23/2016
Plot 11	W-SL	0.711231	-60.565005	0.1	863.9	yes	03/30/2016
Plot 12	Wo-SL	0.707785	-60.510418	0.1	289.6	yes	03/30/2016
Plot 13	Wo-SL	0.709255	-60.508096	0.1	504.0	yes	03/30/2016
Plot 14	W-SL	0.709511	-60.567284	0.1	1044.2	yes	03/30/2016
Plot 15	W-SL	0.712057	-60.587902	0.1	387.6	yes	03/30/2016
Plot 16	W-SL	0.712389	-60.591582	0.1	424.0	yes	03/30/2016
Plot 17	Wo-SL	0.989933	-60.425055	0.1	546.6	yes	04/06/2016
<b>Mean</b>	-	-	-	-	<b>550.0</b>	-	-

\* Estoque de biomassa seca acima do solo com base em Higuchi et al. (1998) com ajuste para 40% de conteúdo de água (Higuchi et al., 1998) e para biomassa de palmeiras (Saldarriaga et al., 1988).

### 1.3 Cálculo de biomassa em parcelas de inventário para derivar frações de biomassa morta

Ao contrário do mapa de biomassa para Roraima, que usou o Barni et al. (2016) com dados específicos de espécies, apenas cerca de metade das árvores nas parcelas tinham identidades conhecidas e, portanto, usamos o Higuchi et al. (1998) equação para calcular a biomassa fresca diretamente do DAP sem usar dados de densidade de madeira específicos da espécie. Como os dados do gráfico são usados apenas para derivar as frações de biomassa mortas pelo fogo nas diferentes classes de severidade, não a biomassa da floresta à qual essas frações serão aplicadas, o uso de diferentes equações de estimativa de biomassa não afetará os resultados para o impacto de incêndio na área de estudo, uma vez que tanto o numerador quanto o denominador nas frações de biomassa morta foram calculados com o mesmo método.

O peso fresco foi convertido em peso seco multiplicando por 0,60, que era a relação peso seco para peso fresco derivada por Higuchi et al. (1998: Tabela 3b). Essa taxa foi aplicada ao valor da biomassa fresca calculado por Higuchi et al. (1998) equação para cada árvore no banco de dados. Esse procedimento foi realizado a partir da planilha do excel. Assim:

$$\begin{aligned} \text{Ln (peso fresco)} &= -1,497 + 2,548 \times \text{Ln (DAP)} \\ \text{Peso seco} &= \text{EXP (Ln (peso fresco))} \times 0,6 \end{aligned}$$

O peso total ( $\text{kg}^{-1}$ ) de cada parcela (soma do peso seco de todas as árvores na parcela) foi multiplicado por 10 (para transformar de  $\text{kg}^{-1}$  por parcela em  $\text{kg ha}^{-1}$ ) e, em seqüência, o total o peso em  $\text{kg ha}^{-1}$  foi dividido por 1000 para se transformar em  $\text{Mg ha}^{-1}$ .

### 1.4 Área (ha) e volume ( $\text{m}^3$ ) autorizado em projetos de "uso alternativo da terra"

A maior área autorizada para desmatamento (3.300,7 ha, ou 26,4% da área total autorizada) foi em 2015 e a menor (290,6 ha, ou 2,3%) foi em 2011. Apenas 26,2% (3.114,1 ha) dessas áreas autorizadas para alternativa o uso da terra foi efetivamente desmatado em 2019 (Tabela S3).

**Tabela S3.** Área e volume de madeira autorizada para colheita em projetos de uso alternativo da terra na área de estudo.

Year	n	Authorized area (ha)	Authorized volume ( $\text{m}^3$ )	Average volume ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ )	*Deforestation (ha)	%	**YARSL (n)
2010	9	2,095.4	133,939.0	63.7	525.9	25.1	2.8
2011	2	290.6	13,027.8	49.5	102.4	35.2	4
2012	17	3,244.9	150,319.5	50.6	755.5	23.3	2
2013	4	873.2	46,156.7	53.3	195.0	22.3	1
2014	12	2,676.1	114,311.9	43.0	695.8	26.0	1
2015	14	3,300.7	153,920.6	48.4	839.7	25.4	4
<b>Total</b>	<b>58</b>	<b>12,480.9</b>	<b>611,675.5</b>	<b>51.4</b>	<b>3114.1</b>	<b>26.2</b>	<b>2.5</b>

\* Deforestation by 2019.

\*\* Years after the release to SL.

### 1.5 Planos de "Manejo Florestal Sustentável"

As áreas liberadas para extração seletiva nos planos de "manejo florestal sustentável" em Rorainópolis totalizaram 11.958,8 ha de 2016 a 2020 com uma colheita média autorizada de 23,9  $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ . Nessa área, foi liberado um volume total de 281.091,3  $\text{m}^3$  de madeira em toras (Tabela S4).

**Tabela S4.** Localização (latitude e longitude), área (ha) e volume (m<sup>3</sup>) autorizados para exploração madeireira nos planos de “manejo florestal sustentável” no município de Rorainópolis.

ID	Latitude	Longitude	Authorized area (ha)	Authorized volume (m <sup>3</sup> )	Average volume (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )	Year
1	0.4351889	-60.4069556	552.6	13,079.7	23.7	2019/20
2	0.3815278	-60.6354444	957.9	14,712.8	15.4	2017/18
3	0.5415483	-60.4245542	1,442.9	35,830.9	24.8	2019/20
4	0.7514861	-60.6653361	1,254.1	19,664.6	15.7	2018/19
5	0.5598333	-60.3416111	1,071.0	22,125.1	20.7	2018/19
6	0.7100000	-60.0663889	987.9	26,066.4	26.4	2016/17
7	0.5574109	-60.6592349	964.3	24,456.3	25.4	2020/21
8	0.2734927	-60.4002495	1,163.9	33,588.1	28.9	2020/21
9	0.5218820	-60.6587190	947.7	22,580.0	23.8	2020/21
10	0.9931272	-60.5705950	192.6	5,570.0	28.9	2020/21
11	0.2588300	-60.4437717	1,089.9	31,847.2	29.2	2020/21
12	0.4905078	-60.3520806	666.4	17,003.1	25.5	2020/21
13	0.4905078	-60.3520806	667.8	14,567.1	21.8	2020/21
<b>Total</b>			<b>11,958.8</b>	<b>281,091.3</b>	<b>23.9</b>	

### 1.6 Estimativa da severidade do fogo por NDVI e NBR

Os resultados da comparação entre NDVI e NBR usando classes de severidade de fogo (leve, moderada, forte e muito forte) são apresentados na Tabela S5. A Figura S1 mostra os resultados da análise comparativa entre o NDVI e o NBR na avaliação das áreas queimadas. A Figura S2 mostra uma parte da área de estudo com classificações de severidade de incêndio por cada índice.

A maior área que o índice NBR detectou na classe de gravidade mais baixa (leve), em comparação com o NDVI, é uma indicação a favor do NDVI como um índice mais preciso para nossos propósitos. Os incêndios na área ocorreram de 1 de dezembro de 2015 a 23 de março de 2016, com a maioria dos 216 “focos de calor” detectados pelo satélite Aqua sendo detectados entre 15 de janeiro e 5 de fevereiro de 2016. Isso significa que a maior parte dos incêndios foram quase cinco meses antes da passagem do satélite em 9 de junho de 2016 e, com a estação chuvosa começando no final de março, houve mais de dois meses de chuva antes da passagem do satélite. Portanto, houve tempo para a regeneração da vegetação verde no sub-bosque das áreas incendiadas. A classificação da severidade da queima pelos sensores provavelmente reduziu a atribuição de valores em classes de severidade mais baixas, como classificar a área atingida pelos incêndios “moderada” como “leve”, porque as queimadas mais graves inibiriam a regeneração. A estreita concordância entre os dois índices (9,6% NDVI e 8,6% NBR) em seus resultados para a classe de severidade mais alta (muito forte) pode ser explicada pela inibição quase total da regeneração nesses locais quando o fogo é muito intenso. Nesse caso, a intensidade do fogo pode ter eliminado parcial ou totalmente o banco de sementes do solo, tornando mais tempo necessário para a regeneração (Figura S2).

O NDVI e o NBR usam bandas diferentes, o que pode ter feito a regeneração verde levar o NBR a diminuir as severidades atribuídas mais do que o NDVI. O NDVI usa bandas de sensor Landsat 8 5 (faixa de comprimento de onda do infravermelho próximo [NIR]: 0,851 - 0,879 micrômetros) e 4 (vermelho: 0,636 - 0,673 micrômetros). A NBR usa as bandas 7 (infravermelho de ondas curtas 2 [SWIR2]: 2,107 - 2,294 micrômetros) e 5 (NIR: 0,851 - 0,879 micrômetros). No caso da NBR, há um aumento no contraste entre os valores da vegetação fotossinteticamente

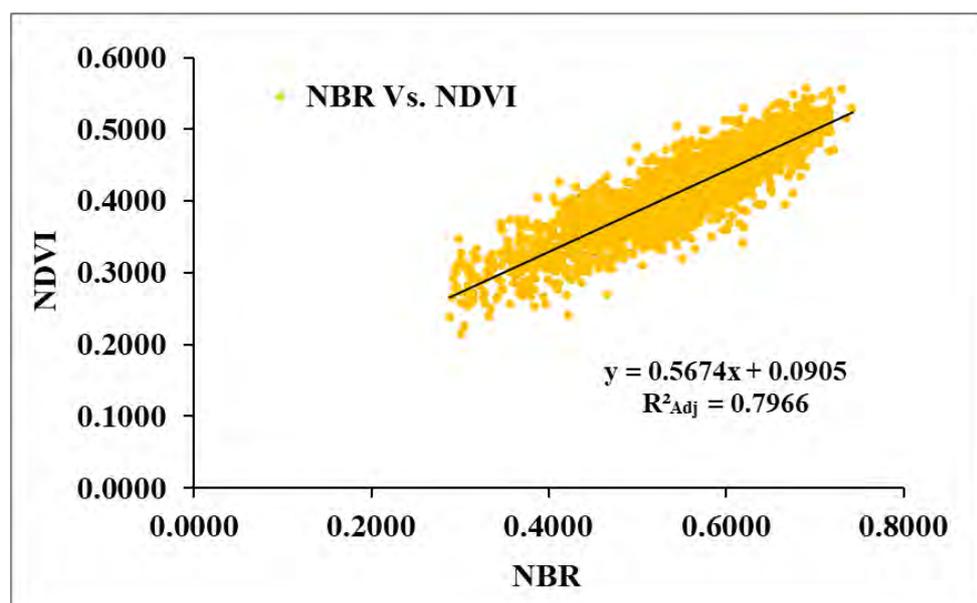
ativa e da vegetação fotossinteticamente inativa (biomassa morta). Níveis mais elevados de refletância associados à vegetação fotossinteticamente ativa, e parte desse aumento no “verdor” detectado pela NBR, podem ser atribuídos à regeneração da floresta por brotação, emergência de mudas do banco de sementes do solo e aparecimento de plantas herbáceas em abundância.

Ambos os índices capturam o efeito “verde”, mas este reflexo não é muito evidente no caso do NDVI porque esta composição usa a banda 4 (vermelha). Ao utilizar a banda 7 para compor o NBR há uma maior expansão dos valores devido ao maior contraste (maior diferença) entre os valores de reflexão das bandas 5 e 7 do que entre os valores de reflexão das bandas 5 e 4 utilizados para compor o NDVI. Por exemplo, em nosso estudo a faixa dos valores do índice NBR foi 0,5010 (0,7205 menos 0,2104: Tabela S5), enquanto a faixa do NDVI foi 0,3784 (0,6031 menos 0,2247: Tabela 1 do texto principal). Essa diferença significou um aumento de 32,4% na amplitude dos valores do NBR em relação à amplitude dos valores do NDVI.

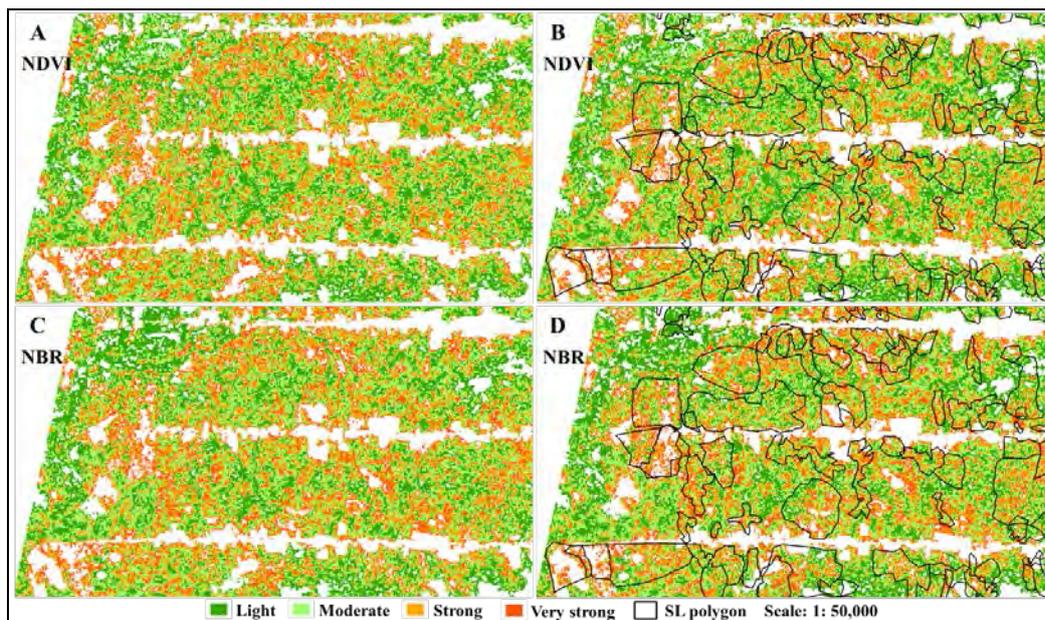
Esta explicação é especulativa devido à falta de informações ligando a regeneração ao nível do solo com o índice NBR. Nossa experiência empírica sugere regeneração rápida em áreas incendiadas de menor gravidade. Este assunto deve ser objeto de estudos futuros na região devido à importância de melhorar as estimativas de degradação florestal.

**Tabela S5.** Análise de comparação entre NDVI e NBR usando classes de severidade de incêndio.

Class	NDVI		NBR		NDVI-NBR		NBR values	
	Area (km <sup>2</sup> )	%	Area (km <sup>2</sup> )	%	Area (km <sup>2</sup> )	%	Dimensionless (- 1 to +1)	
Light	246.5	36.2	283.6	41.6	-37.1	-15.1	0.5764 to 0.7205	
Moderate	229.0	33.5	208.4	30.6	20.6	9.1	0.4904 to 0.5764	
Strong	140.7	20.7	130.7	19.2	10.0	7.1	0.3944 to 0.4904	
Very strong	64.9	9.6	58.4	8.6	6.5	10.0	0.2104 to 0.3944	
<b>Total</b>	<b>681.1</b>	<b>100.0</b>	<b>681.1</b>	<b>100.0</b>	<b>0.0</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	



**Figura S1.** Comparação entre os valores amostrais (n = 2502) para NBR e NDVI em áreas incendiadas na área de estudo.



**Figura S2.** Classificação da severidade do fogo usando NDVI (A e B) e NBR (C e D) em uma parte da área de estudo.

### 1.7 Densidade da madeira

Os valores calculados para a densidade básica da madeira ( $\text{g cm}^{-3}$ ) colhida nas áreas de ESM são mostrados na Tabela S6. A tabela também fornece as fontes das informações.

**Tabela S6.** Cálculo da densidade média ponderada da madeira.

Species	Local name	Wood volume (1)		Basic density ( $\text{g cm}^{-3}$ )	Note	Weighted	Density Source
		$\text{m}^3$	%				
<i>Manilkara huberi</i>	Maçaranduba	9,806	29.2	0.878	(2)	0.257	Silveira et al., 2013
<i>Dinizia excelsa</i>	Angelim-ferro	9,235	27.5	0.86		0.237	Fearnside, 1997
<i>Hymenolobium excelsum</i>	Angelim-pedra	4,440	13.2	0.64		0.085	Fearnside, 1997
<i>Goupia glabra</i>	Cupiúba	3,880	11.6	0.712	(2,3)	0.082	Nogueira et al., 2005
<i>Erismia fuscum</i>	Caferana Rabo-de-	2,170	6.5	0.49	(4)	0.032	Fearnside, 1997
<i>Qualea paraensis</i>	arraia	1,350	4.0	0.67		0.027	Fearnside, 1997
<i>Protium sp.</i>	Casca-grossa	1,000	3.0	0.589	(2,3,5)	0.018	Nogueira et al., 2005
<i>Clarisia racemosa</i>	Guaruba	1,000	3.0	0.665	(2)	0.020	Silveira et al., 2013
<i>Couratari stellata</i>	Tauari	320	1.0	0.63		0.006	Fearnside, 1997
<i>Bagassa guianensis</i>	Tatajuba	280	0.8	0.69		0.006	Fearnside, 1997
<i>Handroanthus sp.</i>	Ipê	77	0.2	0.91		0.002	Fearnside, 1997

(1) Wood volumes are from a 2013 survey of 9 sawmills in Rorainópolis by Crivelli et al., (2017).

(2) Includes variation along the trunk.

(3) Includes radial variation (density of cross-sectional discs, including bark)

(4) Density of a congeneric.

(5) Mean of 14 trees from 7 species.

## 1.8 Estimativa da intensidade da colheita e perda de biomassa viva da extração seletiva de madeira cumulativa até 2015

Apenas um valor aproximado pode ser estimado para a perda de biomassa viva para a extração seletiva na época dos incêndios de 2015-2016. Os dados oficiais sobre os volumes de toras processadas em serrarias e autorizadas para venda apresentam grandes discrepâncias, e os dados estão disponíveis apenas para determinados anos para diferentes medidas (Tabela S7). Os dados de volume ( $m^3$ ) de toras processadas em serrarias, cujas informações estão disponíveis para a maioria dos anos (2007-2019), são particularmente pouco confiáveis. De 2007 a 2014, o volume oficialmente relatado (Brasil, IBGE, 2021) foi em média  $34.525 m^3 \text{ ano}^{-1}$ , saltando 5,3 vezes em 2015 para um novo nível, provavelmente devido a uma melhoria na veracidade dos relatórios a partir de 2015. O novo nível presumível de origem no município de Rorainópolis (90%, ver texto) aproxima-se (4,5% abaixo) do valor autorizado para comercialização dos projetos de corte em 2015, único ano com dados dos projetos de corte após esse deslocamento (dados sobre corte projetos estão disponíveis para 2010-2015). Os dados de volume para autorizações de corte raso, portanto, parecem ser uma boa representação da porção (estimada em 90%) do volume processado pelas serrarias em Rorainópolis que se origina dentro do município e, portanto, na área de  $520,5 \text{ km}^2$  onde mapeamos a extração seletiva. Durante os 6 anos com dados para autorizações de projetos de corte raso (2010-2015) o valor médio autorizado foi de  $101.945,8 m^3 \text{ ano}^{-1}$ . Desse 1,2% deve ser deduzido para as toras que foram vendidas nas áreas que foram autorizadas para corte raso que eram, de fato, corte raso (ver texto), significando que o volume colhido com corte seletivo foi de  $100.742,5 m^3 \text{ ano}^{-1}$ . Se considerarmos que esta colheita anual também se aplica aos 4 anos anteriores (2006-2009), quando se sabe que houve atividade madeireira substancial, então a intensidade da colheita considerando o período de 10 anos 2006-2015 foi de  $19,4 m^3 \text{ ha}^{-1}$ . Considerando a densidade básica média da madeira de  $0,770$  (ver texto na seção 2.3.2), essa remoção em toras representa  $14,9 \text{ Mg ha}^{-1}$ . Para obter a redução da biomassa viva da extração seletiva, devemos incluir também os tocos e copas das árvores colhidas, bem como a biomassa das árvores não colhidas mortas por danos nas operações de extração. Nogueira et al. (2008) descobriram que os tocos representaram 1% da biomassa dos fustes comerciais em 264 árvores colhidas no “arco do desmatamento” do Brasil na parte sul da Amazônia brasileira. Aplicando esta porcentagem, os tocos representam  $0,15 \text{ Mg ha}^{-1}$ , e o tronco do solo ao primeiro galho significativo para as árvores colhidas representa  $15,05 \text{ Mg ha}^{-1}$ . As copas representaram em média 30,8% da biomassa acima do solo em 121 árvores em floresta densa perto de Manaus (Silva, 2007, p. 57). As copas das árvores colhidas, portanto, representam  $6,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ , e o total (tora comercial + toco + copa) representa  $21,75 \text{ Mg ha}^{-1}$ . Uma vez que esta extração seletiva ilegal não emprega técnicas de impacto reduzido, danos iguais a 64% da biomassa colhida são considerados, com base em estudos revisados em Fearnside (1995, p. 321). Isso aumenta a perda de biomassa acima do solo para  $35,67 \text{ Mg ha}^{-1}$ .

**Tabela S7.** Comparação de fontes de dados oficiais sobre volumes de toras em Rorainópolis.

Year	Volume processed in sawmills (m <sup>3</sup> ) (a)	Processed log volume assumed to come from Rorainópolis (m <sup>3</sup> ) (b)	Volume authorized in deforestation projects (m <sup>3</sup> ) (c)	Volume authorized in forest-management projects (m <sup>3</sup> ) (d)	Discrepancy between processed volume assumed to come from Rorainópolis and volume authorized in deforestation projects	
					(m <sup>3</sup> )	(%)
2007	40,000	36,000				
2008	32,700	29,430				
2009	32,500	29,250				
2010	33,000	29,700	133,939.0		104,239.0	351.0
2011	32,600	29,340	13,027.8		-16,312.2	-55.6
2012	35,000	31,500	150,319.5		118,819.5	377.2
2013	36,400	32,760	46,156.7		13,396.7	40.9
2014	34,000	30,600	114,311.3		83,711.3	273.6
2015	179,147	161,232	153,920.6		-7,311.7	-4.5
2016	193,210	173,889		20,066.4		
2017	424,601	382,141		14,712.8		
2018	155,942	140,348		41,789.7		
2019	170,000	153,000		13,079.7		
2020				149,611.8		
2010-2015		315,132.3	611,674.9		296,542.6	94.1
2010-2014		153,900	457,754.0		303,854.3	197.4

(a) Brasil, IBGE (2021).

(b) Assumed 90% originates from the municipality of Rorainópolis and 10% from the neighboring municipality of Caracaraí and São Luiz. Volume from indigenous areas is assumed not to be reported.

(c) Table S3.

(d) Table S4.

## 1.9 Extração seletiva de madeira

### 1.9.1 Mapeamento da ESM

Para mapear a ESM, foram utilizadas 16 imagens: 10 imagens do Landsat 5 TM e seis do Landsat 8 OLI / TIRS (Tabela S8). A classificação foi verificada por observações de campo em áreas exploradas e não exploradas em 21 parcelas inventariadas após a ocorrência dos incêndios (Barni et al., 2017), das quais 17 foram utilizadas no presente estudo. Também utilizamos um arquivo vetorial (shapefile) fornecido pela FEMARH para áreas licenciadas para desmatamento (128,3 km<sup>2</sup>) em nossa área de estudo durante o mesmo período de análise (2007 a 2015) como forma de dirimir dúvidas sobre padrões espectrais nas imagens causadas por ESM. Após o mapeamento da ESM para este intervalo, os arquivos vetoriais foram reunidos em uma única camada vetorial, convertendo-a em um mapa de ESM de 2007 a 2015 (Figura S3).

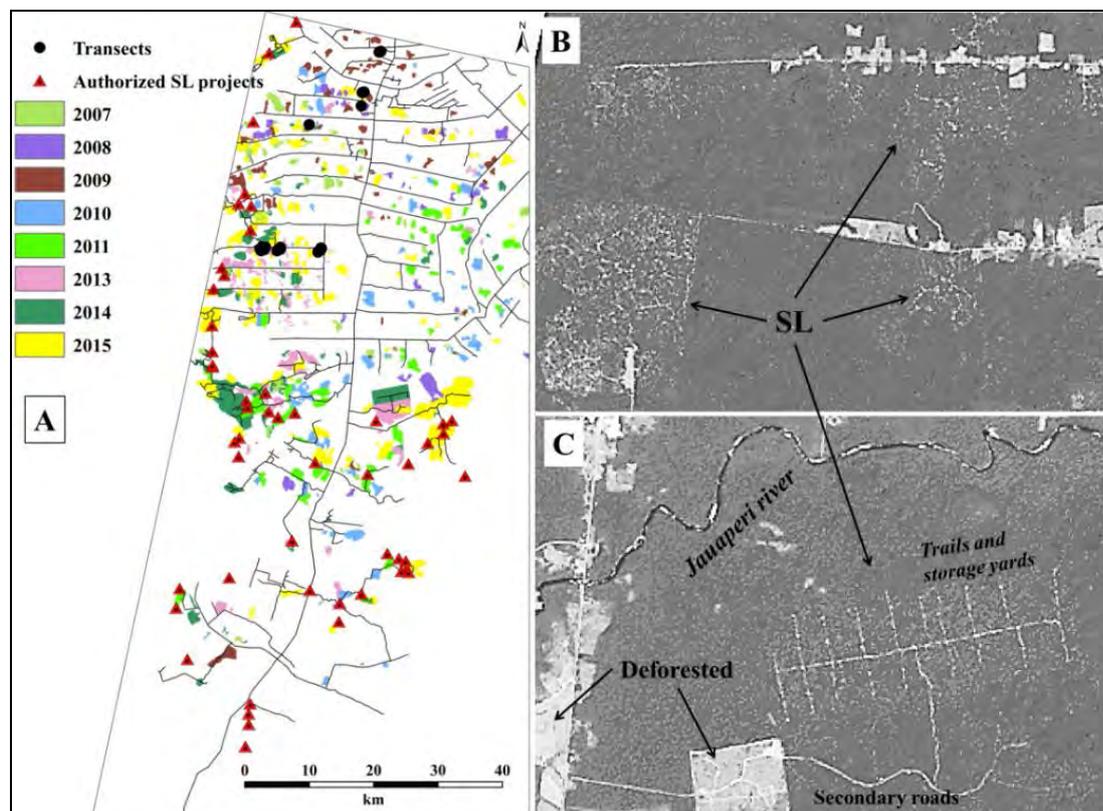
**Tabela S8.** Mapeamento da extração seletiva de madeira (ESM) de 2007 a 2015 na área de estudo.

*Year	Image date	**Satellite data	SL (km <sup>2</sup> )	%	***Deforestation (km <sup>2</sup> )	%
2007	21 Sept.	Landsat 5	39.7	6.2	19.4	11.3
2008	10 Nov.	Landsat 5	37.6	5.8	26.3	15.3
2009	29 Nov.	Landsat 5	46.9	7.3	18.2	10.6
2010	15 Oct.	Landsat 5	75.9	11.8	16.1	9.3
2011	31 Aug.	Landsat 5	80.4	12.5	11.2	6.5
2012	-	-	-	-	15.5	9.0
2013	23 Oct.	Landsat 8	72.4	11.2	22.8	13.2
2014	29 Dec.	Landsat 8	93.1	14.4	19.5	11.3
2015	30 Nov.	Landsat 8	198.7	30.8	23.3	13.5
TOTAL	16	-	644.8	100.0	172.3	100.0

\* No images were observed for the year 2012 in our study area.

\*\* RGB and NDVI images.

\*\*\* Deforestation in the municipality of Rorainópolis (Brazil, INPE, 2020).



**Figura S3.** (A) Mapa de corte seletivo de 2007 a 2015 com a localização dos 17 transectos do inventário florestal e projetos de ESM autorizados pela FEMARH na área de estudo, e em (B) e (C) detecção das áreas de ESM em imagens RGB e NDVI (Escala: 1: 50.000).

### 1.9.2 Severidade do incêndio de acordo com o ano de corte seletivo

A análise das classes de severidade do fogo nas áreas impactadas pela ESM mostrou que a classe de maior severidade ("muito forte") aumentou com a diminuição do tempo decorrido entre a colheita da madeira e a ocorrência do fogo. Por exemplo, para áreas exploradas em 2007, a diferença entre as classes "leve" e "muito forte" foi de 7,4%, enquanto para áreas exploradas em

2015 (o ano em que o incêndio começou na região) esta diferença foi ~ 3 vezes maior (21,9 %) (Tabela S9).

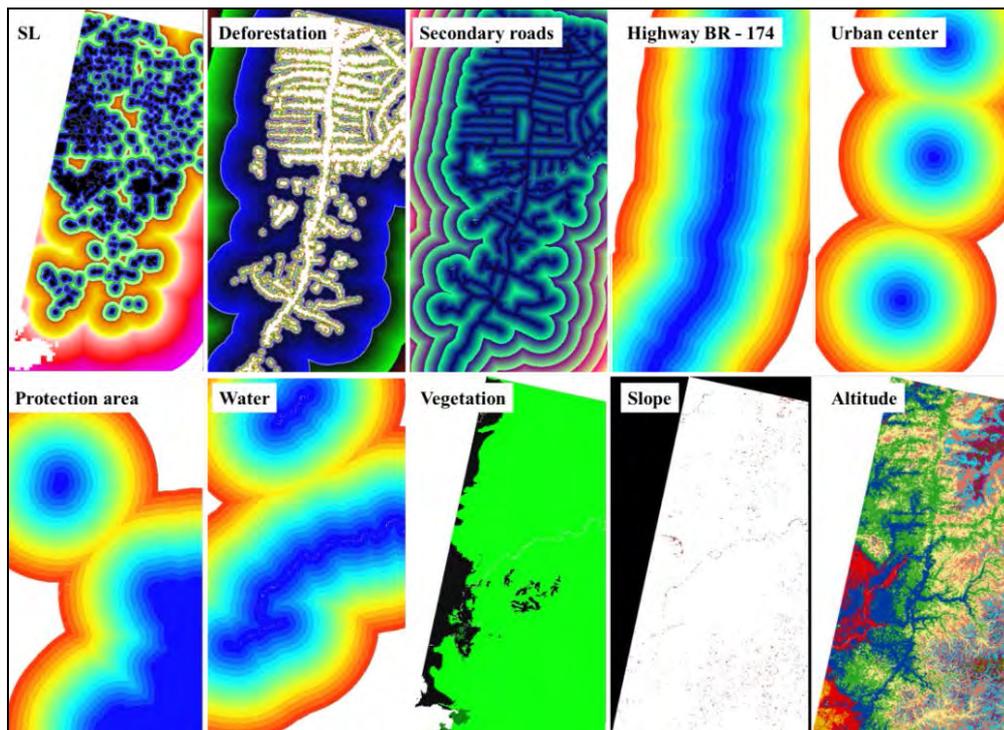
**Tabela S9.** Severidade do incêndio de acordo com o ano da extração seletiva de madeira.

Year	Light		Moderate		Strong		Very strong		Total
	Area (km <sup>2</sup> )	%							
2007	5.5	10.8	6.1	10.4	4.5	10.0	3.0	11.6	<b>19.1</b>
2008	3.3	6.4	3.0	5.2	1.9	4.2	0.8	2.9	<b>8.9</b>
2009	7.1	13.9	7.6	13.0	4.8	10.5	2.1	8.1	<b>21.5</b>
2010	6.0	11.8	5.0	8.7	2.7	6.0	0.9	3.6	<b>14.7</b>
2011	3.7	7.2	4.0	6.9	2.9	6.4	1.4	5.3	<b>11.9</b>
2013	4.7	9.3	7.4	12.7	6.8	15.1	3.9	14.8	<b>22.8</b>
2014	4.6	9.1	6.8	11.7	6.5	14.4	3.9	15.1	<b>21.9</b>
2015	16.0	31.5	18.3	31.4	15.1	33.5	10.0	38.4	<b>59.5</b>
<b>Total</b>	<b>51.0</b>	<b>100.0</b>	<b>58.2</b>	<b>100.0</b>	<b>45.2</b>	<b>100.0</b>	<b>26.1</b>	<b>100.0</b>	<b>180.5</b>

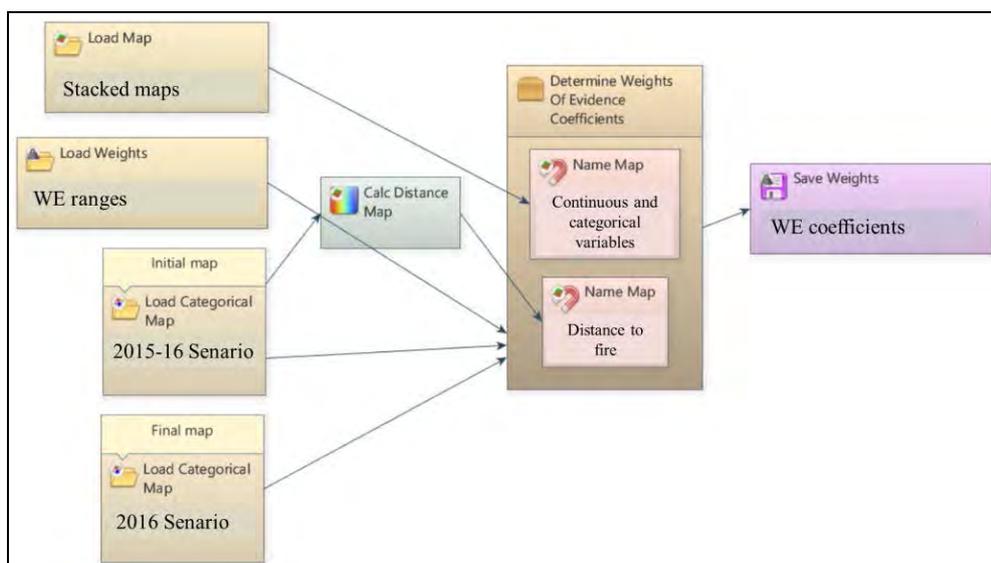
## 1.10 Cálculo dos pesos de evidência

### 1.10.1 Probabilidades a priori de eventos de incêndio

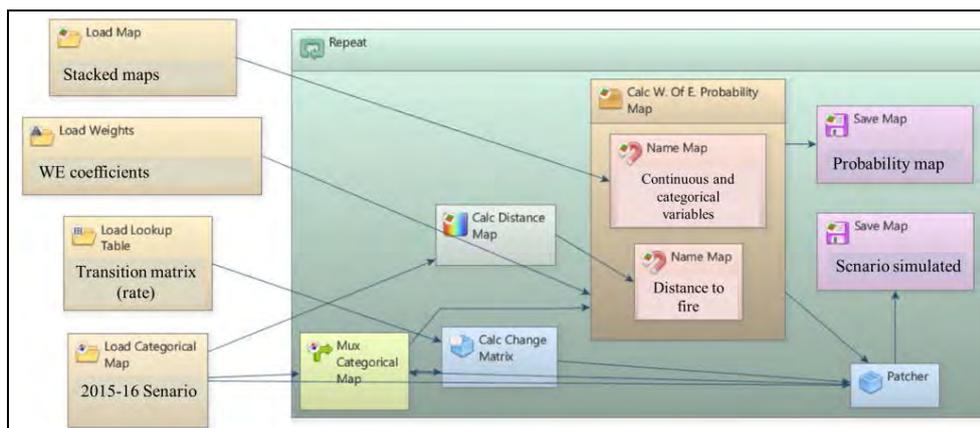
Os pesos de evidência originaram-se do método bayesiano de cálculo de probabilidades condicionais. Sua aplicação na modelagem da dinâmica de uso e cobertura do solo pressupõe que seja possível calcular a probabilidade a posteriori de um evento acontecer com base em informações obtidas a priori de um conjunto de condições (evidências) que favoreceram ou determinaram o evento, em questão. Em nosso estudo, um conjunto de condições ou “evidências” foi transformado em mapas de variáveis de distância (mapas de variáveis contínuas) e mapas de variáveis categóricas (mapas de classes) para representar a influências na ocorrência de incêndios florestais na área de estudo em 2015 / 2016 (Figura S4). Os cálculos dos pesos de evidência e do mapa de probabilidade foram realizados em um submodelo no *software* Dinamica-EGO com a técnica de empilhamento dos mapas (Soares-Filho et al., 2014) (Figuras S5 e S6).



**Figura S4.** Conjunto de variáveis contínuas (com faixas de distância) e variáveis categóricas (vegetação, declive e altitude). SL = ESM.



**Figura S5.** Submodelo do software Dinamica-EGO para cálculo dos coeficientes de pesos de evidência. **Fonte:** adaptado do guia Dinamica-EGO (<https://csr.ufmg.br/dinamica/>).



**Figura S6.** Submodelo do software Dinamica-EGO para cálculo do mapa de probabilidades de transição e do mapa simulado de incêndio. **Fonte:** adaptado do guia Dinamica-EGO (<https://csr.ufmg.br/dinamica/>).

A influência dos pesos de evidência pode ser positiva ou negativa. Os coeficientes dos pesos de evidência são positivos quando favorecem ou promovem um aumento na probabilidade de uma transição de classe e são negativos quando inibem a transição de classe, diminuindo sua probabilidade de ocorrência. Por exemplo, o mapa de probabilidade espacial (derivado de pesos de evidência) indicará ao *software* quais conjuntos de pixels que representam a floresta em um mapa de uso da terra no momento t1 têm uma maior chance ou probabilidade de mudar para uma área queimada no momento t2. A variável "distância a estradas secundárias", por exemplo, terá seu peso de evidência positivo (+) máximo nos primeiros metros de distância do fogo, e a distâncias progressivamente maiores esta influência diminuirá até se tornar negativa (-), atingindo seu máximo negativo no ponto mais distante.

Na modelagem, os pesos de evidência representam a quantidade de influência de cada variável na probabilidade de transição de uma célula que representa um determinado estado (i: floresta) para mudar para outro estado (j: fogo (F)), dependendo, por exemplo, em sua localização dentro de uma faixa de distância. Dessa forma, a célula mais próxima de onde o fenômeno ocorreu tem maior chance ou maior probabilidade. Essa relação pode ser representada pelas equações (1) a (9) abaixo, derivadas do método de inferência Bayesiana:

$$P(F / A) = \frac{P(F \cap A)}{P(A)} \quad (1)$$

$$P(A / F) = \frac{P(A \cap F)}{P(F)} \quad (2)$$

$$P(A \cap F) = P(A / F) * P(F) \quad (3)$$

Da mesma forma, considerando o não evento F como não F ( $\hat{F}$ ), obtemos (4):

$$P(\hat{F} / A) = P(\hat{F}) * \frac{P(A / \hat{F})}{P(A)} \quad (4)$$

Agora, substituindo (4) em (1), temos (5):

$$P(F / A) = P(F) * \frac{P(A / F)}{P(A)} \quad (5)$$

Aplicando a razão entre as Equações (6) e (7), obtemos (8): (6)

$$O(F / A) = O(F) * \frac{P(A/F)}{P(A/\bar{F})} \quad (6)$$

$$\log O(F / A) = \log O(F) + \log \frac{P(A/F)}{P(A/\bar{F})} \quad (7)$$

$$\log O(F / A) = \log O(F) + W^+ \quad (8)$$

Portanto:

$$\log O(F / A) = \log O(F) + \sum_{i=1}^n W_i^+ \quad (9)$$

Onde “{F}” e “O {F / A}” são proporções de probabilidade a priori de que o evento “F” (incêndio) ocorre, e o evento de incêndio ocorre dado um padrão espacial “A”, respectivamente. “W +” é, portanto, o peso da evidência da ocorrência do evento F dado o padrão espacial “A”. Assim, o cálculo da probabilidade de transição espacial a posteriori “i → j” para um conjunto de dados espaciais "(B, C, D, ... N)" pode ser representado por (10):

$$P(i \rightarrow j/B \cap C \cap D \dots \cap N) = \frac{e^{\sum w_i^+}}{1 + e^{\sum w_i^+}} \quad (10)$$

Onde, "B, C, D, ..., N" são os valores das k variáveis espaciais estimadas nas posições "x, y", sendo representados pelos seus respectivos pesos de evidência "W + N". Para obter mais detalhes sobre o método de peso-evidência, consulte Barni et al. (2015).

### 1.10.2 Correlação entre variáveis espaciais no cálculo de pesos de evidência

A aplicação do método de pesos de evidência pressupõe independência espacial entre as variáveis. No caso de pares de variáveis com correlação acima de 0,5, uma delas deve ser retirada do conjunto de mapas que serão utilizados na modelagem para garantir o cumprimento do pressuposto de independência do modelo (Bonham-Carter, 1994). Essa independência é medida ou estimada pela observação de alguns parâmetros, principalmente o de contingência, que, a exemplo da análise de correlação de Pearson (Figueiredo-Filho e Silva Junior, 2009), indica a quantidade de correlação que existe entre duas variáveis espaciais (Tabela S10).

**Tabela S10.** Variáveis correlacionadas no cálculo dos pesos de evidência.

Variable 1	Variable 2	CHI Sq.	CRAMMER	CONTING	ENTROPY	INF_C*INCERT
Deforestation	Secondary roads	26324385.8	0.38	0.86	4.36	0.35
Fire	Deforestation	13591362.2	0.31	0.81	4.97	0.20
SL	Secondary roads	11137374.0	0.30	0.78	4.75	0.21
BR-174	Village	12300562.7	0.29	0.78	4.74	0.24
Fire	SL	10654858.5	0.26	0.77	5.07	0.18
Fire	Secondary roads	10387346.3	0.29	0.77	5.04	0.18
Deforestation	SL	9312302.5	0.26	0.75	4.87	0.17
BR-174	Secondary roads	7309303.3	0.22	0.68	4.88	0.14
BR-174	Deforestation	7117818.5	0.21	0.67	4.88	0.14
Fire	Protected area	4585235.4	0.20	0.65	5.02	0.13

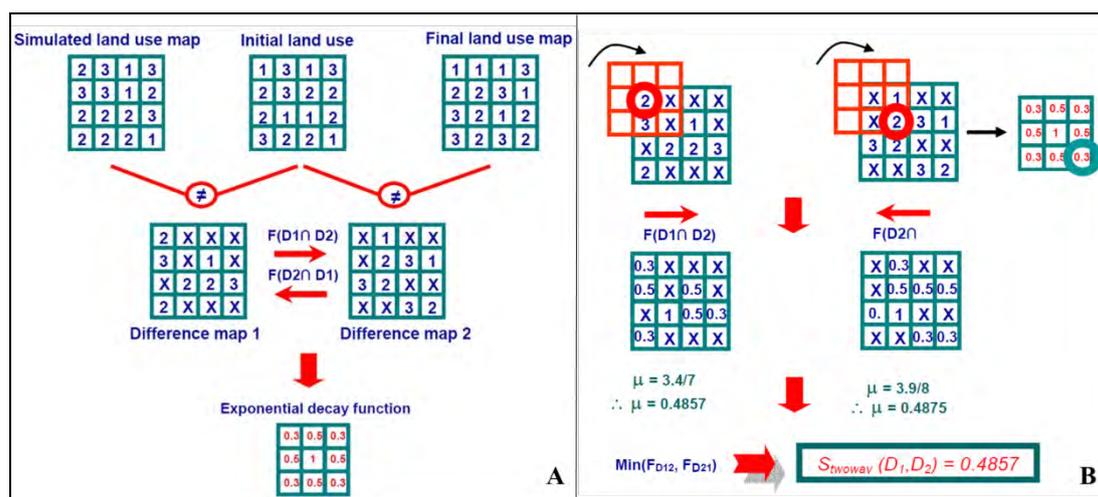
Fire	BR-174	5084155.0	0.20	0.65	5.22	0.09
Protected area	SL	4263722.4	0.19	0.64	4.83	0.13
Protected area	BR-174	4550167.7	0.19	0.63	4.80	0.13
Secondary roads	Village	4673617.7	0.19	0.61	5.07	0.11
Deforestation	Village	4629794.4	0.18	0.61	5.09	0.10
BR-174	SL	3819157.9	0.17	0.59	5.06	0.07
Protected area	Altitude	3321756.0	0.23	0.59	4.28	0.12
Fire	Village	3152213.0	0.14	0.57	5.35	0.07
SL	Water	2948194.9	0.15	0.56	5.14	0.06
Protected area	Secondary roads	3536961.0	0.16	0.56	4.90	0.09
Protected area	Deforestation	3378198.9	0.15	0.55	4.93	0.09
Protected area	Village	2480305.7	0.14	0.53	5.06	0.07
Protected area	Water	2553570.6	0.14	0.52	4.96	0.08
Water	Altitude	2382190.2	0.19	0.52	4.64	0.07
Altitude	Vegetation	2335823.6	0.40	0.49	2.34	0.10
Secondary roads	Altitude	2291973.7	0.18	0.49	4.60	0.06
SL	Village	2019896.1	0.12	0.48	5.23	0.06
Water	SL year class	214633.3	0.21	0.48	4.20	0.06
Village	SL year class	211868.6	0.21	0.48	4.30	0.06
Protected area	SL year class	181646.8	0.20	0.47	4.06	0.08
BR-174	Altitude	1947197.2	0.17	0.46	4.58	0.06
Fire	Water	1609818.9	0.10	0.45	5.42	0.04
Deforestation	Water	2167922.4	0.11	0.45	5.25	0.05
Deforestation	Altitude	1804270.1	0.16	0.44	4.61	0.05
BR-174	SL year class	168417.7	0.18	0.44	4.18	0.05
Fire	Altitude	1596435.5	0.15	0.43	4.85	0.04
SL	Altitude	1589559.1	0.15	0.42	4.64	0.04
BR-174	Water	1463864.6	0.10	0.40	5.25	0.03
Fire	SL year class	133323.5	0.16	0.40	4.38	0.05
Village	Altitude	1239948.2	0.13	0.39	4.74	0.04
Water	Secondary roads	1464261.7	0.10	0.38	5.29	0.04
Deforestation	SL year class	111350.3	0.15	0.37	4.21	0.04
Water	Village	1102794.6	0.07	0.36	5.38	0.03
Water	Vegetation	771589.5	0.25	0.33	3.11	0.04
BR-174	Vegetation	798968.3	0.24	0.32	2.98	0.04
Slope	Altitude	838470.5	0.11	0.32	4.11	0.03
Protected area	Vegetation	654567.6	0.23	0.31	2.79	0.03
Secondary roads	SL year class	68851.5	0.12	0.30	3.87	0.02
SL year class	Altitude	68036.6	0.12	0.29	3.69	0.03
Secondary roads	Vegetation	475077.7	0.18	0.25	3.01	0.02
Village	Vegetation	440054.3	0.18	0.25	3.13	0.02
SL	Vegetation	444832.3	0.18	0.24	3.05	0.02
Deforestation	Vegetation	327915.6	0.15	0.21	3.00	0.02
Fire	Vegetation	323501.9	0.15	0.21	3.26	0.01
SL year class	Vegetation	26428.0	0.14	0.19	2.18	0.02
Protected area	Slope	221586.4	0.06	0.18	4.52	0.01

Water	Slope	203287.6	0.06	0.17	4.76	0.01
SL	Slope	154153.7	0.05	0.14	4.74	0.00
Secondary roads	Slope	145011.5	0.05	0.14	4.69	0.00
Deforestation	Slope	128456.0	0.04	0.13	4.68	0.00
BR-174	Slope	123456.6	0.04	0.13	4.66	0.00
Fire	Slope	91464.5	0.04	0.11	4.94	0.00
Slope	Vegetation	54819.5	0.06	0.09	2.46	0.00
Village	Slope	29033.2	0.02	0.06	4.80	0.00
SL year class	Slope	2855.3	0.02	0.06	3.98	0.00
SL	SL year class	0.0	0.00	0.00	1.93	0.00

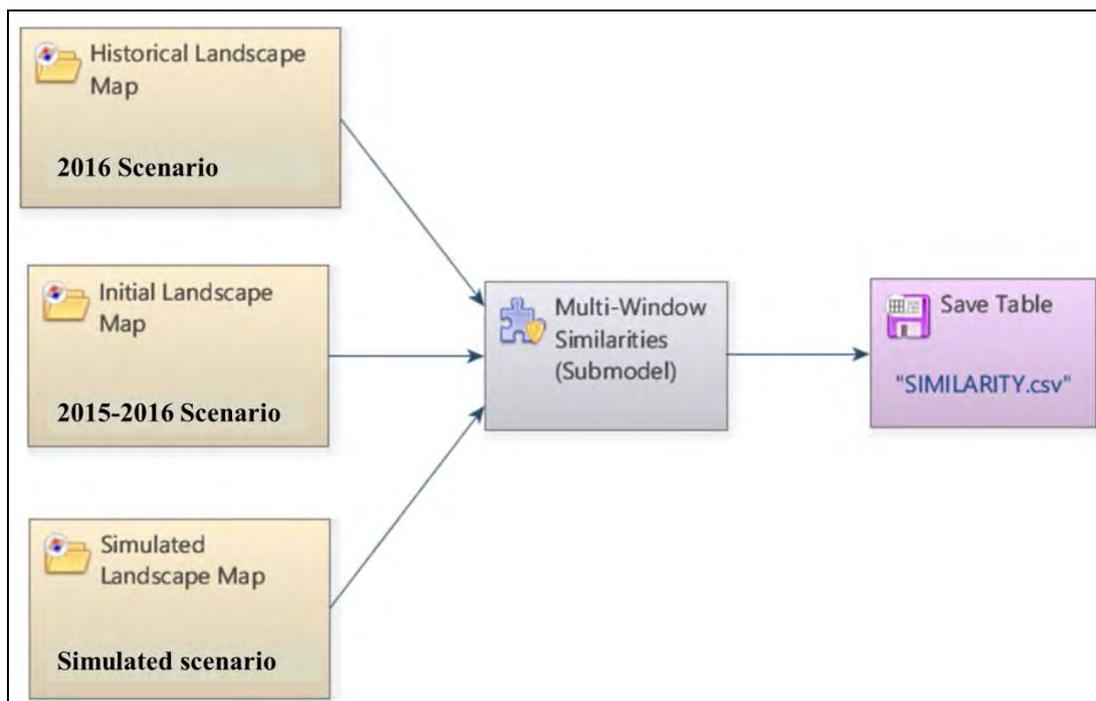
SL = ESM.

### 1.11 Validação do modelo usando função de decaimento exponencial e similaridade fuzzy

A função “Calc reciprocal similarity map” no Dinamica-EGO calcula uma similaridade bidirecional do primeiro mapa (cenário simulado) para o segundo (cenário inicial) e do segundo para o terceiro (cenário final) (Figura S7). É aconselhável escolher sempre o menor valor de similaridade, pois os mapas aleatórios tendem a produzir ajustes artificialmente altos quando comparados univocamente, pois espalham as alterações por todo o mapa. Este teste emprega uma função de decaimento exponencial truncada fora de um tamanho de janela de  $11 \times 11$  células. O resultado do teste é retornado em um arquivo de tabela .csv (Figura S8).



**Figura S7.** Método de comparação difusa usando um mapa de diferenças e uma função de decaimento exponencial. O processo aplica uma função de decaimento constante na qual todos os pesos da janela são definidos como 1 (A). A janela convolui sobre o mapa, obtendo um valor fuzzy para a célula central (B). X = valores nulos no mapa. **Fonte:** adaptado do guia Dinamica-EGO (<https://csr.ufmg.br/dinamica/>).



**Figura S8.** Submodelo para cálculo de similaridade no software Dinamica-EGO. Fonte: adaptado do guia Dinamica-EGO (<https://csr.ufmg.br/dinamica/>).

## 2. Resultados

### 2.1 Áreas de ocorrência

As áreas de ocorrência das principais variáveis distribuídas na área de estudo são apresentadas na Tabela S11. A área de floresta original foi estimada em 6.512,4 km<sup>2</sup>, representando 97,8% da área de estudo.

**Tabela S11.** Área de floresta original (km<sup>2</sup>), áreas protegidas, não florestais e desmatamento ocorrendo na área de estudo.

	Class	Area (km <sup>2</sup> )	%	Forest fire (km <sup>2</sup> )	Forest fire % of forest area	SL-fire (km <sup>2</sup> )	SL-fire % of forest fire area	SL (km <sup>2</sup> )	SL-fire (%) of SL area
<b>Original vegetation</b>	Forest	6,512.4	97.8						
	Non-forest	144.9	2.2						
	<b>Total</b>	<b>6,657.3</b>	<b>100.0</b>						
<b>2016 vegetation</b>	Forest	5,410.3	81.3	682.2	12.6	180.7	26.5	644.8	28.0
	Deforestation	1,102.1	16.6	-	-	-	-	-	-
	Non-forest	144.9	2.2	-	-	-	-	-	-
	<b>Total</b>	<b>6,657.3</b>	<b>100.0</b>						
<b>Protected areas</b>	Indigenous land	875.6	13.2	0.0	0.0	-	-	-	-
	Anauá National Forest	2.6	0.04	2.0	76.9	-	-	-	-

## **2.2 Estimativas de biomassa por tipo de floresta**

A floresta ombrófila densa foi a mais afetada pelos incêndios de sub-bosque, totalizando 532,7 km<sup>2</sup> e a biomassa seca afetada estimada no momento do incêndio totalizando  $26,2 \times 10^6$  Mg. A floresta ecotônica teve a menor área (9,3 km<sup>2</sup>) e a menor quantidade ( $0,3 \times 10^6$  Mg) de biomassa afetada (Tabela S12).

**Tabela S12.** Biomassa estimada antes e depois da exploração de madeira na área afetada pelo fogo, separada por tipo de floresta e pelo status de exploração seletiva.

Original biomass (prior to logging) Affected biomass (biomass at time of fire)										
Forest	Total area affected by fire (km <sup>2</sup> )	Total biomass in area affected by fire (10 <sup>6</sup> Mg)	% of total biomass in affected fire	Mean original biomass (Mg ha <sup>-1</sup> )	Area W/SL (km <sup>2</sup> )	Biomass after logging (10 <sup>6</sup> Mg)	Biomass removed or killed by SL (10 <sup>6</sup> Mg)	Affected biomass in area with SL (10 <sup>6</sup> Mg)	Area Wo/SL (km <sup>2</sup> )	Affected biomass in area Wo/SL (10 <sup>6</sup> Mg)
<i>Campinarana</i>	140.0	3.6	13.2	255.6	28.3	0.71	0.1	0.7	111.7	2.9
<b>Ecotone</b>	9.3	0.33	1.2	360.3	0.0	0.0	0.0	0.0	9.3	0.3
<b>Ombrophilous</b>	532.7	23.2	85.6	435.3	152.3	6.63	0.5	6.1	380.3	16.6
<b>Total</b>	<b>681.9</b>	<b>27.1</b>	<b>100</b>	<b>397.4</b>	<b>180.6</b>	<b>7.3</b>	<b>0.6</b>	<b>6.7</b>	<b>501.3</b>	<b>19.8</b>

A estimativa da biomassa florestal foi realizada para cada tipo de floresta separadamente para áreas com e sem exploração seletiva de madeira (ESM). A floresta ombrófila densa (Ds) apresentou a maior extensão em termos de área ocupada (87,8%) e em termos de biomassa (92,5%) em relação à biomassa total ( $277,37 \times 10^6$  Mg) estimada para as áreas florestais originais. A biomassa das áreas sob SL ( $27,6 \times 10^6$  Mg) representou 9,9% da biomassa total encontrada na área de estudo, e 95,3% dessa biomassa estava sob floresta ombrófila densa (Tabela S13).

**Tabela S13.** Biomassa estimada (Mg) na área de estudo separada por áreas afetadas por corte seletivo (ESM) (W-SL) e áreas não afetadas por ESM (Wo-SL).

Type	Area (km <sup>2</sup> )	%	Biomass (10 <sup>6</sup> Mg)	Mean (Mg ha <sup>-1</sup> )	Wo/SL (10 <sup>6</sup> Mg)	%	W/SL (10 <sup>6</sup> Mg)	%
<b>Campinarana</b>	727.9	11.2	18.7	256.3	17.4	93.0	1.30	7.0
<b>Ecotone</b>	63.7	1.0	2.1	335.5	2.1	99.1	0.02	0.9
<b>Ombrophilous</b>	5,720.8	87.8	256.7	448.5	230.3	89.7	26.3	10.3
<b>Total</b>	<b>6,512.4</b>	<b>100.0</b>	<b>277.4</b>	<b>425.9</b>	<b>249.8</b>	<b>90.0</b>	<b>27.6</b>	<b>9.9</b>

Wo/SL = sem ESM. W-SL = com ESM.

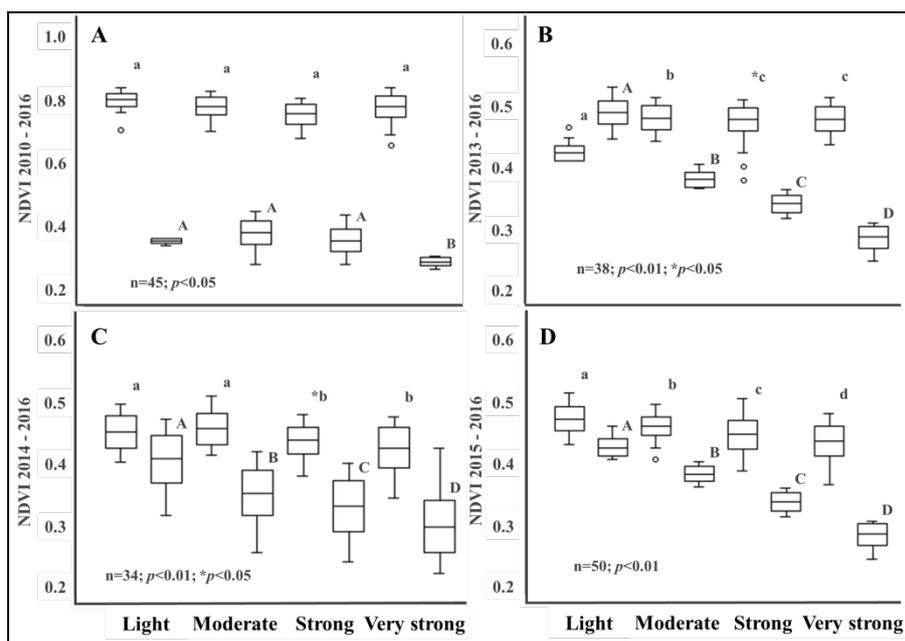
A perda de biomassa original por desmatamento acumulado até 2016 foi estimada em  $48,04 \times 10^6$  Mg, representando mais do que o dobro (2,1 vezes) da biomassa afetada por ESM em nossa área de estudo. A área desmatada em floresta ombrófila densa (1.059,3 km<sup>2</sup>) representou 96,1% da área total desmatada até 2016 e 97,5% da biomassa total perdida (Tabela S14).

**Tabela S14.** Biomassa perdida devido ao desmatamento acumulado até 2016.

Deforestation	Area (km <sup>2</sup> )	%	Biomass (10 <sup>6</sup> Mg)	%	Mean (Mg ha <sup>-1</sup> )
<b>Campinarana</b>	33.8	3.1	0.9	1.8	255.6
<b>Ecotone</b>	8.8	0.8	0.3	0.7	367.4
<b>Ombrophilous</b>	1,059.3	96.1	46.9	97.5	442.3
<b>Total</b>	<b>1,101.9</b>	<b>100.0</b>	<b>48.0</b>	<b>100.0</b>	<b>436.0</b>

### 2.3 Vulnerabilidade da floresta a incêndios de sub-bosque nas áreas de ESM

A ESM influenciou a propagação do fogo na área de estudo durante o evento El Niño 2015/2016 dentro das classes de severidade de incêndio. Com base nas análises de imagem NDVI, os gráficos na Figura S9 mostram correlações positivas entre os incêndios e a exploração madeireira praticada nos anos imediatamente anteriores aos incêndios.



**Figura S9.** Comparação entre os valores de NDVI em áreas de ESM em anos anteriores aos incêndios com os valores de NDVI na imagem de incêndio para 2016. (A) Comparação de valores de NDVI entre os anos de 2010 e 2016. (B) Comparação de valores de NDVI entre os anos de 2013 e 2016. (C) Comparação dos valores de NDVI entre os anos de 2014 e 2016 e (D) comparação dos valores de NDVI entre os anos de 2015 e 2016. As letras minúsculas acima das caixas indicam resultados estatísticos entre os valores de NDVI em anos anteriores ao incêndios considerando as classes de severidade dos incêndio, enquanto as letras maiúsculas indicam os resultados estatísticos para os valores de NDVI na imagem de 2016 nos locais do evento de incêndio, considerando também as classes de severidade.

#### 2.4 Comportamento do fogo e ESM em função da distância da borda da floresta

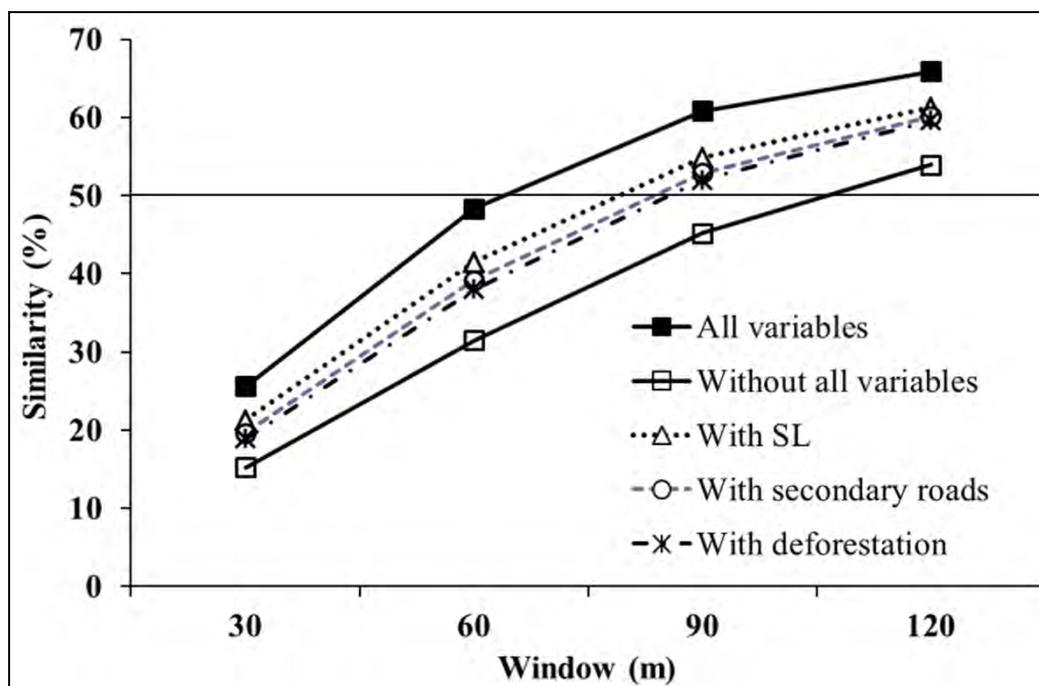
A maior ocorrência de incêndios florestais (114,9 km<sup>2</sup>: 20,1%) na área de estudo foi encontrada na faixa de 0 a 120 m da borda da floresta. A ESM apresentou resultado semelhante atingindo 113,9 km<sup>2</sup> (24,3%) no primeiro intervalo. As áreas incendiadas afetadas pela ESM foram calculadas em 161,2 km<sup>2</sup> na faixa de 0 a 1200 m, representando 89,4% do total atingido na área de estudo (Tabela S15).

**Tabela S15.** Incêndio e ocorrência de ESM dependendo da distância da borda da floresta.

Range (m)	Fire (km <sup>2</sup> )	%	SL (km <sup>2</sup> )	%	SL x Fire (km <sup>2</sup> )	%	SL / Fire (%)	SL x Fire / Fire (%)	SL x Fire / SL (%)
0 -- 120	114.9	20.1	113.9	24.3	23.7	14.7	99.1	20.6	20.8
120 -- 240	95.3	16.7	58.2	12.4	25.3	15.7	61.1	26.5	43.4
240 -- 360	77.8	13.6	55.2	11.8	23.5	14.6	70.9	30.2	42.5
360 -- 480	68.8	12.0	52.8	11.3	21.2	13.2	76.7	30.9	40.2
480 -- 600	55.6	9.7	47.5	10.1	17.9	11.1	85.3	32.2	37.7
600 -- 720	43.6	7.6	38.1	8.1	14.1	8.7	87.2	32.3	37.0
720 -- 840	37.8	6.6	32.5	6.9	11.8	7.3	85.9	31.2	36.3
840 -- 960	31.7	5.6	28.4	6.1	9.9	6.1	89.5	31.0	34.7
960 -- 1080	25.3	4.4	23.0	4.9	7.7	4.7	91.2	30.3	33.2
1080 -- 1200	21.0	3.7	19.3	4.1	6.3	3.9	92.2	30.1	32.7
<b>Total</b>	<b>571.7</b>	<b>100.0</b>	<b>468.8</b>	<b>100.0</b>	<b>161.2</b>	<b>100.0</b>			
<b>Percent</b>	<b>682.2</b>	<b>83.8</b>	<b>644.8</b>	<b>72.7</b>	<b>180.4</b>	<b>89.4</b>			

## 2.5 Resultados da validação do modelo

Os resultados do teste de validação são mostrados na Figura S10. O modelo contendo todas as variáveis apresentou a maior semelhança entre os cenários observados e simulados.

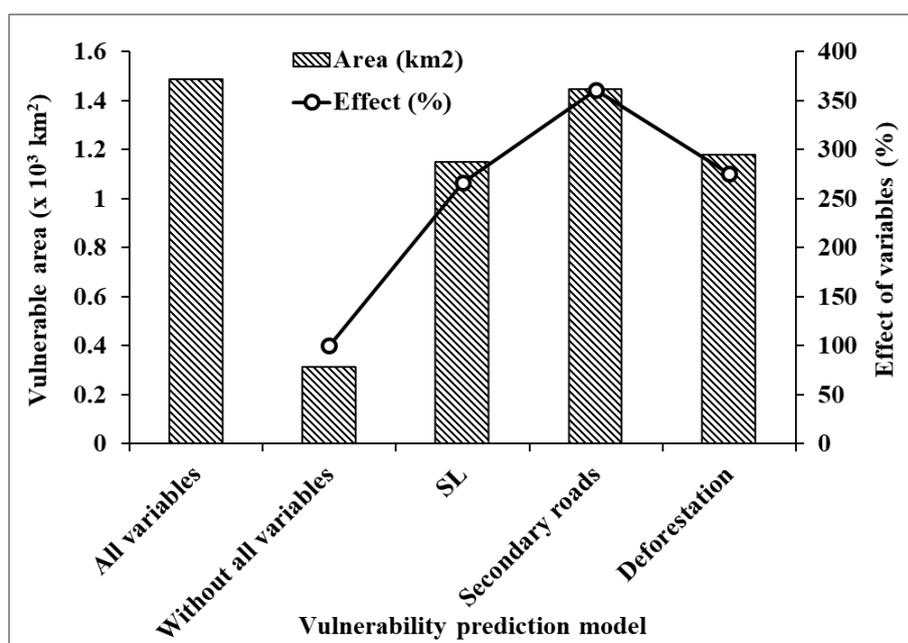
**Figura S10.** Teste de similaridade entre os mapas modelados e o mapa de incêndio de 2016.

## 2.6 Vulnerabilidade da floresta ao fogo

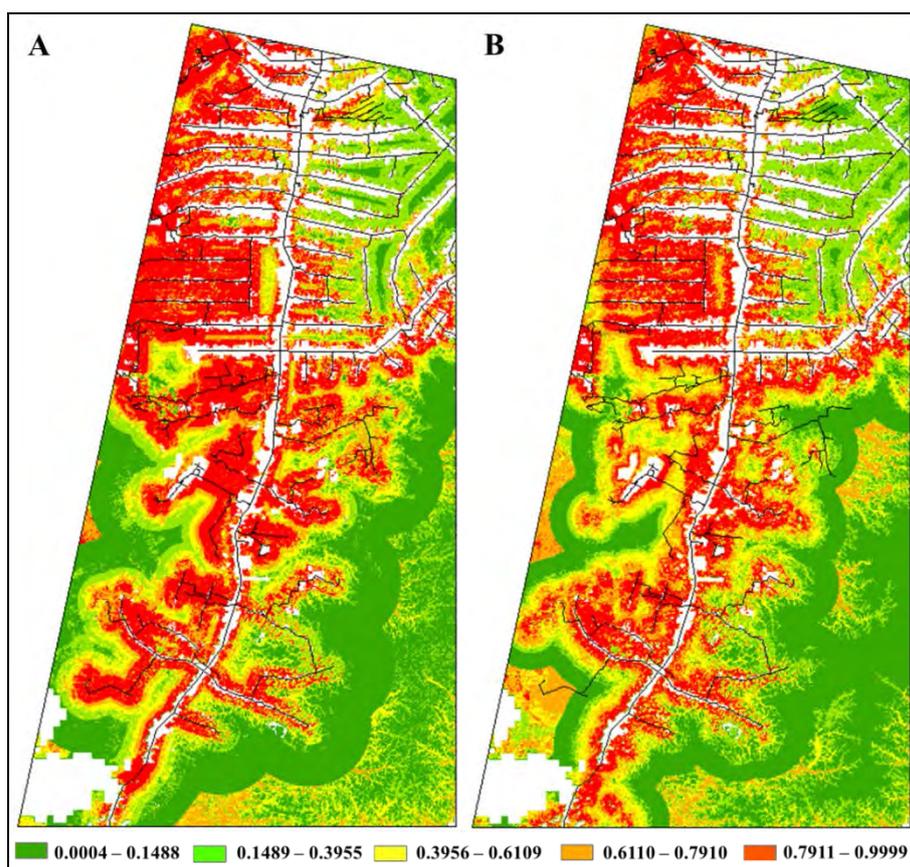
A avaliação dos mapas de vulnerabilidade mostrou que o SL influenciou a propagação do fogo na área de estudo durante o evento El Niño 2015/2016. A exposição de áreas florestais a incêndios aumentou 366,2% na faixa mais vulnerável, que variou de 79,11 a 99,99% (0,7911 a 0,9999 de probabilidade), com a presença de áreas SL no modelo em comparação com a ausência de SL no modelo (Tabela S16; Figuras S11 e S12).

**Tabela S16.** Classes de vulnerabilidade da floresta a incêndios florestais.

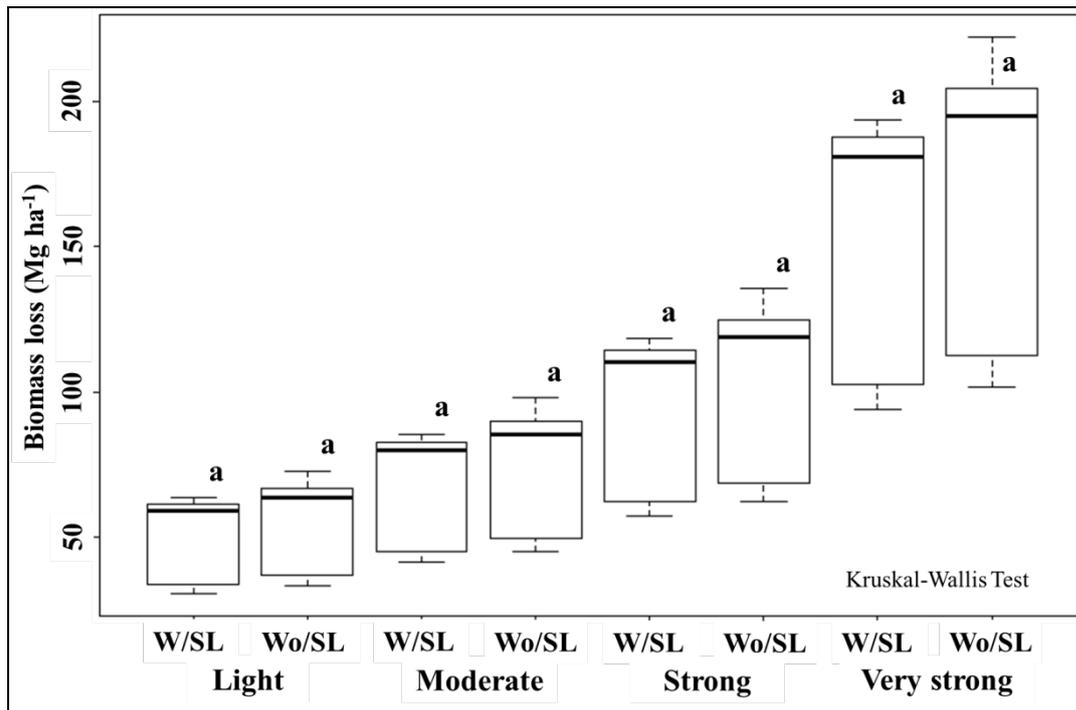
	Whole regardless impacts		area of Without SL		Without secondary roads		Without deforestation	
Range	Area (km <sup>2</sup> )	%	Area (km <sup>2</sup> )	%	Area (km <sup>2</sup> )	%	Area (km <sup>2</sup> )	%
<b>0.0004 - 0.1488</b>	2,550.4	47.1	1,750.1	32.3	2,467.7	45.6	2,478.5	45.8
<b>0.1489 - 0.3955</b>	421.4	7.8	822.4	15.2	511.3	9.4	501.1	9.3
<b>0.3956 - 0.6109</b>	407.5	7.5	938.9	17.3	500.3	9.2	478.1	8.8
<b>0.6110 - 0.7910</b>	547.7	10.1	1,315.5	24.3	588.7	10.9	609.0	11.2
<b>0.7911 - 0.9999</b>	1,487.9	27.5	587.9	10.9	1,346.7	24.9	1,348.1	24.9
<b>Total</b>	<b>5,414.8</b>	<b>100.0</b>	<b>5,414.8</b>	<b>100.0</b>	<b>5,414.8</b>	<b>100.0</b>	<b>5,414.8</b>	<b>100.0</b>
	Without SL, roads or deforestation		With SL		With secondary roads		With deforestation	
Range	Area (km <sup>2</sup> )	%	Area (km <sup>2</sup> )	%	Area (km <sup>2</sup> )	%	Area (km <sup>2</sup> )	%
<b>0.0004 - 0.1488</b>	1,576.3	29.1	1,859.3	34.3	1,557.9	28.8	1,497.2	27.7
<b>0.1488 - 0.3955</b>	784.3	14.5	821.7	15.2	966.9	17.9	985.9	18.2
<b>0.3956 - 0.6109</b>	694.7	12.8	671.2	12.4	707.8	13.1	802.0	14.8
<b>0.6110 - 0.7910</b>	2,045.3	37.8	912.2	16.8	735.8	13.6	951.1	17.6
<b>0.7911 - 0.9999</b>	314.2	5.8	1,150.4	21.2	1,446.4	26.7	1,178.6	21.8
<b>Total</b>	<b>5,414.8</b>	<b>100.0</b>	<b>5,414.8</b>	<b>100.0</b>	<b>5,414.8</b>	<b>99.9</b>	<b>5,414.8</b>	<b>100.0</b>



**Figura S11.** Área vulnerável a incêndios florestais de sub-bosque na área de estudo.



**Figura S12.** Mapas de vulnerabilidade da floresta a incêndios no sub-bosque. (A) mapa de vulnerabilidade florestal calculado a partir de variáveis não correlacionadas com “estradas secundárias”, mais a variável “estradas secundárias” e (B) mapa de vulnerabilidade florestal calculado a partir de variáveis não correlacionadas com “desmatamento”, mais a variável “desmatamento”. A legenda abaixo da figura mostra os intervalos de probabilidade  $([0,1])$  da floresta ser afetada pelo fogo novamente.



**Figura S-13.** Perda de biomassa ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) por classe de severidade do fogo em áreas com ESM (W / SL) e áreas sem ESM (Wo / SL) considerando todos os tipos de floresta na área de estudo. As letras minúsculas iguais acima das caixas indicam que não houve diferença significativa ( $p < 0,05$ ) entre a perda de biomassa por fogo em áreas previamente exploradas e áreas não exploradas dentro de cada classe de severidade.

## Referencias

- Barni, P.E., Fearnside, P.M., Graça, P.M.L.A., 2015. Simulating deforestation and carbon loss in Amazonia: impacts in Brazil's Roraima state from reconstructing Highway BR-319 (Manaus-Porto Velho). *Environmental Management*, 55, 124–1138.  
<http://rd.springer.com/article/10.1007%2Fs00267-015-0447-7>
- Barni, P.E., Silva, E.B.R., Silva, F.C.F., 2017. Incêndios florestais de sub-bosque na zona de florestas úmidas do sul de Roraima: Área atingida e biomassa morta. In: *Anais do Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto 2017*. Campinas, SP: Galoá, pp. 6280-6287. Available at: <https://bityl.co/5JeV>. Accessed on: 21 November 2020.
- Bonham-Carter, G., 1994. *Geographic Information Systems for Geoscientists: Modeling with GIS*. Pergamon, New York, USA. 398 pp.
- Brasil, IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), 2021. *Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura: Tabela 289*. Available at: <https://sidra.ibge.gov.br/Tabela/289>. Accessed on: 19 March 2021.
- Brasil, INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais), 2020. *Projeto PRODES – Monitoramento da Floresta Amazônica por Satélite*. São José dos Campos, SP, Brazil: INPE. Available at: <https://bityl.co/5JeS>. Accessed on: 21 November 2020.
- da Silva, R.P., 2007. *Alometria, Estoque e Dinâmica da Biomassa de Florestas Primárias e Secundárias na Região de Manaus (AM)*. Ph.D. Thesis in tropical forest science, Instituto

- Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, Amazonas, Brazil.  
[https://repositorio.inpa.gov.br/bitstream/1/4966/1/Roseana\\_Silva.pdf](https://repositorio.inpa.gov.br/bitstream/1/4966/1/Roseana_Silva.pdf)
- Fearnside, P.M., 1995. Global warming response options in Brazil's forest sector: Comparison of project-level costs and benefits. *Biomass and Bioenergy*, 8(5), 309-322.  
[https://doi.org/10.1016/0961-9534\(95\)00024-0](https://doi.org/10.1016/0961-9534(95)00024-0)
- Fearnside, P.M., 1997. Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 90(1), 59-89. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03840-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03840-6)
- Figueiredo Filho, D.B., Silva Junior, J.A., 2009. Desvendando os mistérios do coeficiente de correlação de Pearson (r). *Política Hoje*, 18(1), 115-146.  
<https://periodicos.ufpe.br/revistas/politica hoje/article/view/3852/3156>
- Higuchi, N., Santos, J., Ribeiro, R.J., Minette L., Biot, Y., 1998. Biomassa da parte aérea da vegetação da floresta tropical úmida de terra-firme da Amazônia brasileira. *Acta Amazonica*, 28(2), 153-166. <https://doi.org/10.1590/1809-43921998282166>
- Nogueira, E.M., Nelson, B.W., Fearnside, P.M., 2005. Wood density in dense forest in central Amazonia, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 208(1-3), 261-286.  
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.12.007>
- Nogueira, E.M., Fearnside, P.M., Nelson, B.W., Barbosa, R.I., Keizer, E.W.H., 2008. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: New allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. *Forest Ecology and Management*, 256(11), 1853-1857. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.07.022>
- Saldarriaga, J.G., West, D.C., Tharp, M., Uhl, C., 1988. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. *Journal of Ecology*, 76, 938-958. <https://doi.org/10.2307/2260625>
- Silveira, L.H.C., Rezende, A.V., Vale, A.T., 2013. Teor de umidade e densidade básica da madeira de nove espécies comerciais amazônicas. *Acta Amazonica*, 43(2), 179-184.  
<https://doi.org/10.1590/S0044-59672013000200007>
- Soares-Filho, B.S., Ferreira, B.M., Filgueira, D.S., Rodrigues, H.O., Hissa, L.B.V., Lima, L.S., Machado, R.F., Costa, W.L.S., 2014. Dinamica project. Remote Sensing Center. Federal University of Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, Minas Gerais. Available at: <http://www.csr.ufmg.br/dinamica/>. Last access: 12 June 2020.