



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

CARLOS FABRÍCIO ASSUNÇÃO DA SILVA

**ANÁLISE ESPACIAL DOS IMPACTOS AMBIENTAIS GERADOS POR ESTRADAS
OFICIAIS E NÃO OFICIAIS NAS TERRAS INDÍGENAS
DO BIOMA AMAZÔNIA**

Recife

2023

CARLOS FABRICIO ASSUNÇÃO DA SILVA

**ANÁLISE ESPACIAL DOS IMPACTOS AMBIENTAIS GERADOS POR ESTRADAS
OFICIAIS E NÃO OFICIAIS NAS TERRAS INDÍGENAS
DO BIOMA AMAZÔNIA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil.

Área de Concentração: Transporte e Gestão das Infraestruturas Urbanas.

Orientador: Prof. Dr. Maurício Oliveira de Andrade.

Coorientador: Prof. Dr. Silas Nogueira de Melo.

Recife

2023

Catálogo na fonte
Bibliotecária Margareth Malta, CRB-4 / 1198

- S586a Silva, Carlos Fabricio Assunção da.
Análise espacial dos impactos ambientais gerados por estradas oficiais e não oficiais nas terras indígenas do bioma Amazônia / Carlos Fabricio Assunção da Silva. – 2023.
138f., il., gráfs, tabs.
- Orientador: Prof. Dr. Maurício Oliveira de Andrade.
Coorientador: Prof. Dr. Silas Nogueira de Melo.
Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2023.
Inclui Referências.
1. Engenharia civil. 2. Bioma amazônia. 3. Rede viária. 4. Desmatamento. 5. Focos de calor ativo. 6. Terras indígenas. 7. Análise espacial. I. Andrade, Maurício Oliveira de. (Orientador). II. Melo, Silas Nogueira de. (Coorientador). III. Título.

UFPE

624 CDD (22. ed.)

BCTG/2023-119

CARLOS FABRICIO ASSUNÇÃO DA SILVA

**ANÁLISE ESPACIAL DOS IMPACTOS AMBIENTAIS GERADOS POR ESTRADAS
OFICIAIS E NÃO OFICIAIS NAS TERRAS INDÍGENAS
DO BIOMA AMAZÔNIA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil. Área de Concentração: Transporte e Gestão das Infraestruturas Urbanas.

Aprovada em: 11/05/2023.

BANCA EXAMINADORA

participação por videoconferência
Profª. Dra. Viviane Adriano Falcão (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

participação por videoconferência
Profª. Dra. Fabrizia Gioppo Nunes (Examinador Externo)
Universidade Federal de Goiás

participação por videoconferência
Prof. Dr. Alex Mota dos Santos (Examinador Externo)
Universidade Federal do Sul da Bahia

participação por videoconferência
Profª. Dra. Simone Sayuri Sato (Examinador Externo)
Universidade Federal de Pernambuco

participação por videoconferência
Prof. Dr. Anisio Brasileiro de Freitas Dourado (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

RESUMO

O documento da tese é composto por dois artigos, que analisam a influência da rede rodoviária sobre as Terras Indígenas (TIs) localizadas no Bioma Amazônia. Dessa forma, o objetivo principal é realizar a análise espacial dos impactos ambientais gerados pela construção e operação de estradas oficiais e não oficiais dentro e no entorno (*buffer* de 10 km) das Terras Indígenas. A hipótese desta pesquisa é que, a medida em que estradas oficiais e não oficiais cortam ou estão próximas às Terras Indígenas há uma tendência de aumento da área desmatada e do número de focos ativos de calor. Para o Artigo 1, a metodologia foi implementada num Sistema de Informação Geográfica e aplicado os métodos: Gaussian Mixture Model, Regressão por mínimos quadrados ponderados (WLS) e Modelos lineares generalizados (GLM). Para o artigo 2 foi utilizada a regressão por mínimos quadrados ordinários e o Estimador de Densidade de Kernel. Os resultados principais do primeiro artigo revelaram seis agrupamentos. Algumas TIs sofrem impactos diretos das estradas, enquanto outras estão mais bem preservadas. Os modelos de regressão revelaram que focos de calor ativo, garimpo ilegal e estradas não oficiais dentro das TIs são os motores do desmatamento. Os resultados gerais indicaram que a cada 1km de estrada não oficial criada, o desmatamento aumenta em 0,036 km². No entanto, ao analisar os modelos de regressão para *clusters*, concluímos que 45% das Terras Indígenas estão atualmente afetadas por infraestrutura rodoviária. Já os resultados para do segundo artigo revelam que, no total, 16% a 46% dos incêndios ocorreram dentro das TIs na maioria dos estados, enquanto o *buffer* de 10 km foi a região mais afetada pelo fogo. Confirmou-se que nos últimos três anos (2019-2021) houve um aumento significativo no número de incêndios ativos, representando anomalias na ocorrência de incêndios ao longo do período estudado. As principais conclusões desta tese confirmam a hipótese de que, a rede rodoviária oficial e não oficial influencia de forma direta e indireta no desmatamento e no aumento dos focos de calor ativo dentro e fora das Terras Indígenas no Bioma Amazônia. Isso implica na exposição das comunidades, colocando em risco a sua sobrevivência física e cultural e a expropriação dos recursos naturais nas áreas de Terras Indígenas. Desse modo, a Tese pode apoiar as instituições responsáveis subsidiando estratégias de combate aos cenários e aos conflitos revelados. Assim, sugere-se ações de fiscalização e gestão mais eficazes para preservação da sociobiodiversidade das Terras Indígenas.

Palavras-chave: bioma amazônia; rede viária; desmatamento; focos de calor ativo;

terras indígenas; análise espacial.

ABSTRACT

The thesis document is composed of two articles that analyze the influence of the road network on Indigenous Lands (ILs) located in the Amazon biome. The main objective is to perform a spatial analysis of the environmental impacts generated by the construction and operation of official and unofficial roads inside and within a 10 km buffer zone of the ILs. The research hypothesis is that as official and unofficial roads cut through or are close to the ILs, there is a tendency to increase deforested areas and the number of active fire outbreaks. In Article 1, the methodology was implemented in a Geographic Information System, and methods such as Gaussian Mixture Model, Weighted Least Squares Regression (WLS), and Generalized Linear Models (GLM) were applied. For Article 2, Ordinary Least Squares Regression and Kernel Density Estimator were used. The main results of the first article revealed six clusters. Some ILs suffer direct impacts from roads, while others are better preserved. Regression models revealed that active fire outbreaks, illegal mining, and unofficial roads within ILs are the drivers of deforestation. The overall results indicated that for every 1km of unofficial road created, deforestation increases by 0.036 km². However, when analyzing the regression models for clusters, it was concluded that 45% of ILs are currently affected by road infrastructure. The results of the second article reveal that, in total, 16% to 46% of fires occurred within ILs in most states, while the 10 km buffer zone was the most affected by fire. It was confirmed that over the last three years (2019-2021), there has been a significant increase in the number of active fires, representing anomalies in the occurrence of fires throughout the studied period. The main conclusions of this thesis confirm the hypothesis that official and unofficial road networks directly and indirectly influence deforestation and the increase of active fire outbreaks inside and outside ILs in the Amazon biome. This exposes communities, putting their physical and cultural survival at risk and leading to the expropriation of natural resources in IL areas. Therefore, the thesis can support responsible institutions by subsidizing strategies to combat the revealed scenarios and conflicts. Thus, more effective monitoring and management actions are suggested for the preservation of the socio-biodiversity of ILs.

Keywords: amazon biome; road network; deforestation; active fire; indigenous lands; spatial analysis.

A minha mãe, Sulene Leal da Silva, minha fonte de inspiração.

AGRADECIMENTOS

Quero agradecer primeiramente a Deus por eu ter chegado até aqui, por muitos dias difíceis que passei, sem Deus em minha vida não teria chegado até aqui.

A minha mãe por ter sido a maior incentivadora para eu está aqui hoje, que sempre me mostrou o melhor caminho a ser trilhado.

A João Paulo Ismério dos Santos Monnerat, meu esposo, pelo companherismo, pela paciência e por me apoiar nos momentos em que precisei me ausentar e por sempre me incentivar a continuar firme nessa caminhada. Muito obrigado por estar sempre ao meu lado me fazendo ser o melhor e por me fazer rir em dias escuros.

Ao meu orientador Prof. Dr. Mauricio Oliveira de Andrade, pelas excelentes orientações, pela dedicação incostante, pela grande paciência comigo, por todos os ensinamentos e experiências compartilhadas. Eu só tenho a agradecer pela parceria e por me incentivar a ser o melhor sempre. Agradeço a Deus por ele ter colocado esse grande ser humano no meu doutorado.

Ao meu Coorientador Prof. Dr. Silas Nogueira de Melo, por ter acreditado em mim e por ter sempre me incentivado a ser o melhor ao longo dessa caminhada.

Ao meu querido e grande amigo Alex Mota dos Santos. Ele foi e é super importante para minha vida, a quem me ensinou a ser esse pesquisador que sou hoje. Dessa forma, eu só tenho a dizer, muito obrigado meu amigo.

A minha irmã Cláudia Midlej Bernardinelli por ter me incentivado a ser sempre o melhor, pelo cuidado mesmo que distante. Eu só tenho a agradecer a Deus por ele ter colocado essa pessoa em minha vida. Te amo muito minha irmã.

A minha querida amiga Maria de Lourdes, por ter sempre estado presente em minha vida em todo esse processo do doutorado. Obrigado por ter sempre me mostrado o melhor caminho a ser seguido. Além disso, ter sido minha companheira diária de conversas, pelas risadas, pelas comidas e por todas as plantas.

A minha orientadora do mestrado Profa. Dra. Lucilene Antunes Correia Marques de Sá, pelo apoio e pelos ensinamentos dados durante a minha vida acadêmica.

A minha amiga e companheira Simone Sayuri Sato, pelo apoio diário, pela parceria

na minha vida acadêmica e pela linda amizade que construímos nos últimos anos.

A Karoline Jamur, por sempre ter me apoiado e me guiado a fazer boas escolhas, além de ser um grande amiga.

As meus queridos amigos do Decart, por sempre estarem ao meu lado em todos os momentos da minha vida acadêmica.

Aos meus amigos Viviane Adriano Falcão, Celso José Leão e Silva e Nathane Ana Rosa Negri, por todo companherismo, pelos sorrisos, pelo cuidado e pela parceria de vida.

A minha amiga que o doutorado me presenteou, Kattyline de Melo Barbosa. Obrigado ser uma grande parceira de viagem e de vida.

A minha amiga que conheci no doutorado, Isabela Kopperschmidt, que me apoiou em todo o processo, e obrigado por sua amizade.

Ao meu amigo Alexander Heiland, que se fez e se faz presente em minha vida desde o início da minha graduação. Obrigado por ter sido tão companheiro e amigo. Obrigado por ter me apresentado com meu afilhado Lasse Heiland, vocês são importantes em minha vida.

A minha grande amiga Odenilda Souza, que desde 2016 me acompanha nessa caminhada acadêmica e sempre se fez presente em minha vida. Obrigado pelo carinho.

As minhas amigas Diana Tibrea e Karin por estarem sempre participando dessa caminhada e por estarem enviado boas energias mesmo que por milhares de quilômetros que nos separam.

Ao grande amigo Matheus Ferraz, por seus conselhos e por ter sempre estado ao meu lado em todos os momentos. Obrigado por compartilhar a vida comigo meu amigo.

A minha amiga Emylle Lira, a quem foi minha companheira desde a graduação, por todos os conselhos, parceria e amizade, além de tudo, confiança.

A minha querida amiga Pâmmela Santos, que é uma companheira incrível, mesmo estando separados por milhares de quilômetros. Agradeço pelo apoio incondicional em todos os momentos e por acreditar em mim quando eu próprio não acreditava. Você é uma amiga especial, e eu te amo muito.

Aos meus amigos do grupo Gravatá, Thais, Raquel (Carol), Jessyca, Jordlly, Ellyne, Carlinhos, Camilla, Dayvson, Victória, Andressa, Izaias, Pablo e Oscar. Obrigado por todos estarem presentes em minha vida. Foi muito bom ter conhecido todos vocês ao longo dessa

jornada chamada “Vida”.

Ao meu Amigo Robson Cavalcanti, amigo de longas datas que esteve presente em toda a minha trajetória na UFPE.

Aos meus amigos da vida e da UFPE, Reinelo Kavetskei, Márcio Nunes, Eudes Naziazeno, Mariana Santa Cruz, Dassaele Felix, Isabela Oliveira, Eva Gerlaine, Eduardo Paes Barreto e Fábio Marley.

A minha priminha linda Maria Victória, por ter sido uma prima incrível em diversos momentos durante o doutorado.

Aos meus amigos da laje, Lilian Arantes, Daniel Ramiro, Adriana Guim, Cláudio Parra. Obrigado por compartilhar os melhores momentos comigo durante essa etapa de minha vida.

A minha amiga de longas datas, Fernanda Lúcia, a quem me conhece desde sempre e que foi e é uma irmã. Obrigado pelo carinho e amor de sempre.

A minha prima Maria Rita Leal e Paloma Leal, as minhas tias Silene, Sandra, Simone, Priscila.

A meu sobrinho e irmão.

A toda a minha família.

As secretárias do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Andrea e Juliana, pela boa vontade em sempre ajudar.

Ao CNPq pela assistência financeira, que foi imprescindível para realização da pesquisa.

A todos que torceram e me enviaram boas vibrações.

“Somos o que pensamos. Tudo o que somos surge com nossos pensamentos. Com nossos pensamentos fazemos o nosso mundo”

Buda.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Mapa de localização do Bioma Amazônia.....	26
Figura 2 -	Mapa das principais rodovias construídas a partir de 1960.....	28
Figura 3 -	Incremento anual do desmatamento no Bioma Amazônia de 2008 a 2021.....	37
Figura 4 -	Número de focos de calor ativo no Bioma Amazônia de 2008 a 2021.....	40
Figura 5 -	Evolução do quadro regulatório do processo histórico de garantia dos direitos dos povos indígenas.....	45
Figura 6 -	Quadro das instituições envolvidas no processo de defesa das Terras Indígenas.....	48
Figura 7 -	Mapa dos postos da Polícia Rodoviária Federal no Bioma Amazônia.....	49
Figura 8 -	Mapa de localização da área de estudo.....	52
Figura 9 -	Mapa dos grupos de Vegetação do Bioma Amazônia.....	54
Figura 10 -	Mapa das unidades Climáticas do Bioma Amazônia.....	55
Figura 11 -	Mapa de classificação do solo do Bioma Amazônia.....	56

Article 1

Figure 1 -	Location of the study area.....	69
Figure 2 -	Map of the Gaussian Mixture Model Cluster Grouping.....	74

Article 2

Figure 1	Location of the Indigenous Lands (IL) of the Brazilian Amazon biome, classified according to the highway presence: IL with highways, IL without highways, and IL with highways in a 10 km buffer. Source: Prepared by the authors.....	97
Figure 2	Interannual variation in active fires in the Indigenous Lands (IL) of the Brazilian Amazon biome, classified according to the highway presence: IL with highways, IL without highways and IL with highways in a 10 km buffer, in the Brazilian Amazon biome.....	101

Figura 3	Active fires by season in the Brazilian Amazon Indigenous Lands classified according to the highway presence: IL with highways, IL without highways, and IL with highways in a 10 km buffer.....	102
Figura 4	Active fires density by state in the Brazilian Amazon Indigenous Lands classified according to the highway presence: IL with highways, IL without highways, and IL with highways in a 10 km buffer.....	103
Figure 5	Density of active fires calculated for the years 2008 to 2021 in the Indigenous Lands (IL) and their buffers across the Brazilian Amazon biome.....	105
Figura 6	Density of active fires calculated for period 2008–2021 in the Indigenous Lands (IL) and their buffers across the Brazilian Amazon biome.....	106
Figura 7	Distribution of accumulated active fires by IL area intervals and according to land use and land cover type in the Indigenous Lands of the Brazilian Amazon biome.....	107
Figura 8	Linear regression analysis between the annual average active fires by the size of indigenous lands for each IL category (with highways, without highways, and highways in a 10 km buffer)	109
Figura 9	Number of active fires per km ² classified according to the total area for Amazon biome, IL with highways in a 10 km buffer, IL with Highways, and IL without highways.....	110

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Estudos voltados aos impactos ambientais causados pelas estradas oficiais e não oficiais na Floresta Floresta Amazônica.....	42
---	----

Article 1

Table 1 - Description of transportation infrastructure and environmental variables....	70
Table 2 - OLS regression model adjustment.....	76
Table 3 - WLS regression model adjustment.....	77
Table 4 - GLM regression model adjustment.....	78
Table 5 - Regression analysis by cluster.....	78

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AIC	Akaike Information Criteria
AID	Área de Influência Direta
ANM	Agência Nacional de Mineração
CF	Constituição Federal
CIMI	Conselho Indigenista Missionário
DNIT	Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes
DP	Distância Padrão
EDK	Estimador de Densidade de Kernel
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
FUNAI	Fundação Nacional do Índio
GEIA	Grupo Executivo da Indústria Automobilística
GLM	Generalized Linear Model
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IES	Instituições de Ensino Superior
IMAZON	Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
INCRA	Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária
IPEA	Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
KDE	Kernel Density Estimation
MQO	Mínimos Quadrados Ordinários
OLS	Ordinary Least Squares
OMS	Organização Mundial da Saúde
ONG	Organização Não Governamental
ONU	Organização das Nações Unidas
PF	Polícia Federal
PIN	Programa de Integração Nacional
PNGATI	Política Nacional de Gestão Territorial e Ambiental de Terras

	Indígenas
PRF	Polícia Rodoviária Federal
TIs	Terras Indígenas
MQO	Mínimo Quadrados Ordinários
RAISG	Rede Amazônica de Informação Socioambiental
RI	Reserva Indígena
RPG	Regressão Ponderada Geograficamente
SESAI	Secretaria Especial de Saúde Indígena
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SPI	Serviço de Proteção aos Índios
SR	Sensoriamento Remoto
WLS	Weighted Least Squares

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	19
1.1	JUSTIFICATIVA DA PESQUISA	22
1.2	HIPÓTESES DE PESQUISA	24
1.3	OBJETIVOS	24
1.3.1	Objetivo Geral	24
1.3.2	Objetivos Específicos.....	24
1.4	ESTRUTURA DA TESE.....	24
2	IMPACTOS AMBIENTAIS DE RODOVIAS SOBRE O BIOMA AMAZÔNIA	26
2.1	CARACTERIZAÇÃO HISTÓRICA DA IMPLANTAÇÃO DA MALHA RODOVIÁRIA NA AMAZÔNIA	26
2.2	CARACTERIZAÇÃO HISTÓRICA DO DESMATAMENTO NO BIOMA AMAZÔNIA	32
2.3	CAUSAS RECENTES DO DESMATAMENTO NO BIOMA AMAZÔNIA.....	35
2.4	FOCOS ATIVOS DE CALOR NA AMAZÔNIA	39
2.5	QUADRO REGULATÓRIO E INSTITUCIONAL SOBRE AS TERRAS INDÍGENAS	43
3	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	52
3.1	VEGETAÇÃO	53
3.2	ELEMENTOS DO CLIMA	54
3.3	SOLOS.....	56
3.4	TRANSPORTES	57
4	METODOLOGIA.....	58
4.1	FONTES DOS DADOS.....	58
4.2	MÉTODOS UTILIZADOS.....	60
4.2.1	Clusterização por Modelo de Mistura Gaussiano	60
4.2.2	Regressão dos Mínimos Quadrados Ordinários.....	61
4.2.3	Regressão dos Mínimos Quadrados Ordinários Ponderados	61
4.2.4	Modelos Lineares Generalizados	62
4.2.5	Estimador de Densidade de Kernel.....	62
5	ARTIGO 1 - ROAD NETWORK AND DEFORESTATION OF INDIGENOUS LANDS IN THE BRAZILIAN AMAZON	64

6	ARTIGO 2 - HIGHWAY NETWORK AND FIRE OCCURRENCE IN AMAZONIAN INDIGENOUS LANDS.....	93
7	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	120
	REFERÊNCIAS	123

1 INTRODUÇÃO

O número e a extensão de estradas vêm crescendo globalmente, devido a pressões do aumento da população mundial e do desenvolvimento econômico. As infraestruturas rodoviárias e de transportes são fundamentais para o desenvolvimento de uma região. Historicamente, o início da ocupação da região Amazônica se deu ao longo dos rios e estradas, o que favorecia o transporte de pessoas e cargas (FERRANTE; FEARNSTIDE, 2020a). De acordo com Nascimento *et al.* (2021), a abertura de estradas na Amazônia foi motivada pela necessidade da integração terrestre e de infraestruturas para o escoamento de *commodities*. Esse processo aconteceu de forma mais intensa entre as décadas de 1960 e 1980.

A abertura de novas estradas trouxe consigo o crescimento na forma de fornecimento contínuo de bens e serviços, melhores facilidades de transporte, desenvolvimento econômico e mais segurança em áreas de fronteira internacional (KACZAN, 2020). Entretanto, do ponto de vista ambiental, a expansão dessas novas estradas trouxe impactos negativos como: mudanças no uso e cobertura do solo (SCHIELEIN *et al.*, 2021), poluição atmosférica e sonora (KHAN *et al.*, 2018), mudanças socioeconômicas (TEBBUTT *et al.*, 2021) e perdas na biodiversidade local (SECCO; ALVES DA ROSA; GONÇALVES, 2018). De acordo com Milien *et al.* (2021), a construção de estradas em todo o mundo tem sido responsável por significativas mudanças socioeconômicas e ambientais.

Atualmente, os incêndios florestais e o desmatamento, impulsionados pela abertura e consolidação da malha viária, são as principais ameaças à floresta amazônica (REIS *et al.*, 2021). De acordo com Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) (2021), uma área de aproximadamente 11.000 km² de florestas foi desmatada em 2020, e a área acumulada de perda florestal na Amazônia Legal brasileira atingiu 820.000 km².

Diversos estudos na Amazônia revelam que o desmatamento e os incêndios florestais estão concentrados em torno de estradas (BARBER *et al.*, 2014; NEPSTAD *et al.*, 2001; SOUTHWORTH *et al.*, 2011). Áreas desmatadas geralmente se concentram em regiões mais próximas às estradas (RUTT *et al.*, 2019), pois a proximidade com a rede rodoviária facilita a logística do desmatamento e do escoamento da madeira (CONCEIÇÃO *et al.*, 2021). Desse modo, a influência da infraestrutura de transportes que favorece os deslocamentos na região e contribui para escoamento da produção local, também facilita atividades ilegais, dentre as quais, a extração de madeira.

Distância de estradas e a presença de centros urbanos são os fatores que mais

contribuem para o aumento da probabilidade de desmatamento, uma vez que, para criar essas estradas e cidades, foi necessária a retirada de florestas (OLIVEIRA *et al.*, 2020). De acordo com Laurance *et al.* (2009), nas regiões ao longo dos trópicos, as principais estradas abrem áreas de extração de recursos florestais, permitindo o acesso a áreas mais afastadas. No caso do Bioma Amazônia, a maior parte do desmatamento tem ocorrido nas proximidades das principais estradas (CONCEIÇÃO *et al.*, 2021). Além disso, melhorias nas infraestruturas de transportes têm intensificado o desmatamento ao longo de seus traçados e em áreas mais ligadas a suas influências (SILVA *et al.*, 2020a).

As estradas têm facilitado a extração seletiva de madeira de interesse comercial (MILIEN *et al.*, 2021). Essa extração tem ocorrido principalmente por vias clandestinas, ou também chamadas estradas não oficiais. De acordo com Nascimento *et al.* (2021), essas estradas clandestinas são abertas pelo setor privado com intuito de explorar os recursos naturais da floresta. Além disso, segundo Brandão Jr e Souza Jr (2006), as estradas não oficiais são abertas sem qualquer controle e não seguem as regras de implantação de uma estrada. Devido a isso, essa dinâmica do desmatamento causada pela abertura de estradas oficiais e não oficiais vem sendo percebida em áreas especiais, detentoras de remanescentes florestais não mais identificados fora delas. Dentre as áreas especiais destacam-se as Terras Indígenas (TIs). As TIs são cruciais para uma estratégia global efetiva de preservação das florestas tropicais, com potencial de contribuir para a mitigação das mudanças climáticas e a conservação da biodiversidade (FA *et al.*, 2020).

Nos últimos anos, pesquisas têm revelado mudanças significativas em áreas das Terras Indígenas da Amazônia (LIMA *et al.*, 2020; RORATO *et al.*, 2021; RORATO *et al.*, 2022; SANTOS *et al.*, 2022). Por exemplo, Santos *et al.* (2021) estudaram a dinâmica dos dados de queimadas e sua relação com as queimadas nas áreas de Terras Indígenas Regularizadas no estado de Rondônia. Os autores observaram que o número de focos de calor que ocorreram fora das TIs influencia o número de focos dentro delas. Já Santos *et al.*, (2022) avaliaram se o desmatamento ocorrido fora das TIs, em sua Área de Influência Direta (AID), influencia a remoção da vegetação dentro de suas áreas. Seus resultados revelaram que o desmatamento dentro das TIs cresce na proporção de 2/1, ou seja, um aumento de 1% no desmatamento fora das TIs pode aumentar em cerca de 0,47% o desmatamento dentro delas. Assim, as pesquisas supracitadas revelam que a presença das TIs, por sua vez, tem contribuído para a proteção do bioma e de outras áreas especiais na Amazônia, a exemplo das Unidades de Conservação (CABRAL, 2018).

Apesar das importantes contribuições desses estudos, há ainda uma lacuna no

conhecimento da atual vulnerabilidade de todo o conjunto das Terras Indígenas do Bioma Amazônia, a ameaças ambientais causadas pela rede rodoviária. Adicionalmente, é relevante referir que o Brasil possui um aparato de legislações que buscam enfrentar o cenário de desrespeito socioambiental vivenciado na Amazônia. Apesar disso, têm sido recorrentes os conflitos socioambientais sofridos pelos povos indígenas. Dito de outro modo, o problema do desmatamento, especialmente a partir da implantação e da consolidação das estradas, nas terras indígenas não decorre da falta de legislação ou de instituições responsáveis pelo seu controle, mas de uma inação histórica do Estado. A inação é explicada, em parte, pela fiscalização ineficiente que revela os conflitos e a problemática da questão regulatória e institucional frente à proteção da Amazônia (AREAL, 2020).

Dessa forma, a tese inova no sentido de investigar a influência da rede rodoviária, seja ela oficial ou não oficial nos impactos ambientais (desmatamento e focos de calor ativo) dentro das TIs do Bioma Amazônia, pesquisa com essa abrangência, não foram encontradas na literatura. Adicionalmente, é importante frisar que a compreensão dos impactos ambientais gerados pelas infraestruturas rodoviárias e de transportes se torna fundamental para a tomada de decisões imparciais e ambientalmente adequadas por parte dos órgãos governamentais sobre a viabilidade de tais projetos de desenvolvimento.

Portanto, nesta tese, a análise espaço-temporal dos impactos ambientais causados pela abertura e operação estradas oficiais e não oficiais nas Terras Indígenas no Bioma Amazonia será investigada. Esta investigação será realizada através do emprego de análises de séries temporais utilizando ferramentas de Geoprocessamento. Além disso, serão utilizados métodos econométricos e espaciais, com o propósito de investigar em que intensidade a malha viária está influenciando no desmatamento e nos incêndios ativos. Desse modo, a pesquisa busca preencher uma lacuna sob os impactos ambientais causados pela malha viária em áreas de todas as Terras Indígenas da Amazônia Brasileira.

Para esta tese, foi definida a forma de apresentação por artigos. Esse tipo de formatação é aceito pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. O *template* foi disponibilizado pela Biblioteca Central da Universidade Federal de Pernambuco- UFPE. A estruturação da tese se dá inicialmente pelo Capítulo 1, que corresponde à Introdução, em seguida Capítulo 2, que corresponde a revisão de literatura. No Capítulo 3 é abordada a Área de Estudo, logo em seguida pelo capítulo de metodologia. No Capítulo 5, o primeiro artigo, em seguida o capítulo 6 pelo segundo. Por fim, as conclusões e recomendações.

No capítulo 5, encontra-se o artigo que foi aceito e publicado pelo periódico *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, com o seguinte título: “*Road*

network and deforestation of Indigenous Lands in the Brazilian Amazon". Esse artigo tem como objetivo estudar a influência da rede rodoviária oficial e não oficial no desmatamento dentro e no entorno imediato (*buffer* de 10 km) das TIs no Bioma Amazônia, no Brasil, no período de 2008 a 2021.

No Capítulo 6 encontra-se o artigo que foi aceito e publicado pelo periódico *Sustainability*, com o seguinte título: "*Highway Network and Fire Occurrence in Amazonian Indigenous Lands*". Esse artigo tem como objetivo avaliar a influência da infraestrutura rodoviária na ocorrência de incêndios no interior e no entorno de Terras Indígenas (TIs) localizadas no Bioma Amazônia, no período de 2008 a 2021.

1.1 JUSTIFICATIVA DA PESQUISA

As infraestruturas rodoviárias e de transportes têm sido apontadas como uma das causas do desmatamento e de incêndios florestais na Amazônia. De acordo com a *Global Forest Watch* (2022), o Brasil foi responsável por quase 40% do desmatamento global em 2021. O país perdeu cerca de 1,5 milhão de hectares (15.000 km²) das chamadas florestas primárias, aquelas que se encontram em seu estado natural. As maiores perdas aconteceram na região norte, onde está localizado o Bioma Amazônia. De acordo com Barber *et al.* (2014), grande parte do desmatamento e dos incêndios florestais está concentrada em torno de corredores rodoviários.

Muitos fatores estão promovendo a rápida expansão rodoviária globalmente. Devido a isso, cresce a necessidade de estudos sobre os impactos ambientais causados pela malha viária em Terras Indígenas do Bioma Amazônia. Além disso, a perda territorial das TIs devida ao desmatamento, garimpo ilegal e aos incêndios, tem causado deslocamentos de povos indígenas em busca de locais mais seguros. Esses movimentos trazem outros perigos, como a abordagem involuntária às populações vizinhas e possível contágio de doenças. Esse tema tem se destacado frequentemente nas mídias sociais e na literatura científica internacional. Esse destaque se dá por diversos fatores, pois as TIs são importantes áreas que protegem a floresta das ações exógenas.

As estradas influenciam fortemente as ameaças às áreas protegidas, como as Terras Indígenas. A proteção oferecida pelas TIs contra incêndios e desmatamento foi avaliada usando as principais redes rodoviárias do Bioma Amazônia (SILVA *et al.*, 2022), assim como projetando os efeitos futuros dos esforços de conservação (LAURANCE *et al.*, 2001; LAURANCE *et al.*, 2014; RORATO *et al.*, 2022).

Diante de tais constatações, esta tese de doutorado visa ajudar a preencher uma lacuna da literatura, apresentando a primeira investigação sobre as principais ameaças envolvidas na degradação ambiental causada pela malha viária em todas as Terras Indígenas do Bioma Amazônia. A descoberta terá implicações claras para medidas de proteção mais eficazes das TIs que estão inseridas ou próximas às estradas amazônicas. Além disso, comparar o desmatamento e os incêndios florestais dentro e próximo às Terras Indígenas é a melhor forma de conhecer a capacidade de preservar a cobertura florestal e, assim, sustentar sua prestação de serviços ecossistêmicos (sequestro de carbono, reciclagem de água, entre outros) para que essas possam continuar desempenhando seu papel de *habitat* para a biodiversidade e para as comunidades tradicionais.

A compreensão desses impactos ambientais utilizando análises espaciais é fundamental para a tomada de decisões imparciais e ambientalmente adequadas por parte dos órgãos governamentais sobre a viabilidade de projetos de novas estradas. A análise espacial utilizando o Sistema de Informação Geográfica (SIG) nos fornece informações espaciais e mapas para melhorar o planejamento e a tomada de decisões em todos os níveis e escalas de maneira simples e imparcial (SKIDMORE, 2002).

Esta investigação é realizada por meio de análises através de métodos econométricos e espaciais. As técnicas espaciais aplicadas ao estudo do comportamento espacial dos fenômenos dispostos na superfície terrestre, como no caso das ferramentas de geoprocessamento, permitem a interligação de diversas ciências voltadas para estudos dessa natureza. A visão geossistêmica, a necessidade de se trabalhar com conjuntos de dados de naturezas e fontes diversas possibilitando análises de forma mais diversificada e integradora, promove a incorporação crescente do uso das geotecnologias, como suporte às análises na Engenharia, que também carecem de investigação científica. O uso desses instrumentos torna-se ainda mais importante quando trata de estudos que envolvem análises das mudanças ocorridas no espaço, onde há uma heterogeneidade de atores envolvidos em organização, e diferentes outras condições diversificando o seu uso. Além de que, os dados e *softwares* são gratuitos e acessíveis para serem usados para pesquisa e planejamento de políticas públicas.

Dessa forma, diante de toda problemática apresentada, emerge a seguinte questão de pesquisa: Em que medida a rede rodoviária oficial e não oficial impacta nas terras indígenas em termos de desmatamento ou queimadas no Bioma Amazônia e como modelar os riscos envolvidos?

1.2 HIPÓTESES DE PESQUISA

Como resposta prévia a essa questão, sustenta-se a seguinte hipótese de trabalho:

À medida em que estradas oficiais e não oficiais cortam ou estão próximas as Terras Indígenas, sem que haja uma eficiente fiscalização, há uma tendência no aumento de ocorrência de focos ativos de calor e desmatamento.

1.3 OBJETIVOS

A seguir são apresentados o objetivo geral e os objetivos específicos da Tese .

1.3.1 Objetivo Geral

O objetivo é realizar uma análise dos impactos ambientais gerados pela construção e operação de estradas oficiais e não oficiais dentro e no entorno (*buffer* de 10km) nas Terras Indígenas no Bioma Amazônico no período de 2008 a 2021.

1.3.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos são:

- a) Realizar uma análise exploratória dos dados dos incrementos do desmatamento e dos focos de calor ativo com a malha viária do período de 2008 a 2021 e extrair os principais fatores influentes;
- b) Verificar a influência da infraestrutura rodoviária oficial e não oficial no aumento do desmatamento dentro e fora de Terras Indígenas;
- c) Verificar a influência da infraestrutura rodoviária na ocorrência de incêndios dentro e fora de Terras Indígenas.

1.4 ESTRUTURA DA TESE

Para tentar responder ao objetivo e verificar a hipótese da tese, o tema é estudado por meio de análises na literatura a fim de se aprofundar no assunto abordado e tentar encontrar alternativas para solucionar a questão central. Esta de tese está estruturada em oito capítulos.

No Capítulo 1 é apresentada a introdução da tese, contextualizando o problema dos impactos ambientais gerados pela implantação e operação das rodovias nas Terras Indígenas no Bioma Amazônia.

O Capítulo 2 trata dos impactos ambientais de rodovias sobre os ambientes de preservação, que englobam uma caracterização histórica da implantação da malha viária, do desmatamento e dos focos ativos de calor no Bioma Amazônia. Além disso, o Capítulo 2 apresenta o quadro regulatório e institucional sobre a gestão das Terras Indígenas.

No Capítulo 3, se encontra a Caracterização da Área de Estudo, um Breve Histórico Geográfico e Econômico, o Uso, Ocupação e cobertura do Solo e o Sistema de Transporte.

No Capítulo 4 é apresentada a metodologia proposta para esta tese. O Capítulo 5 traz o artigo 1, com o título: *Road network and deforestation of Indigenous Lands in the Brazilian Amazon* . O Capítulo 6 apresenta o artigo 2, com o título: *Highway Network and Fire Occurrence in Amazonian Indigenous Lands* . Por fim, são apresentadas no Capítulo 7, as conclusões e recomendações da Tese.

2 IMPACTOS AMBIENTAIS DE RODOVIAS SOBRE O BIOMA AMAZÔNIA

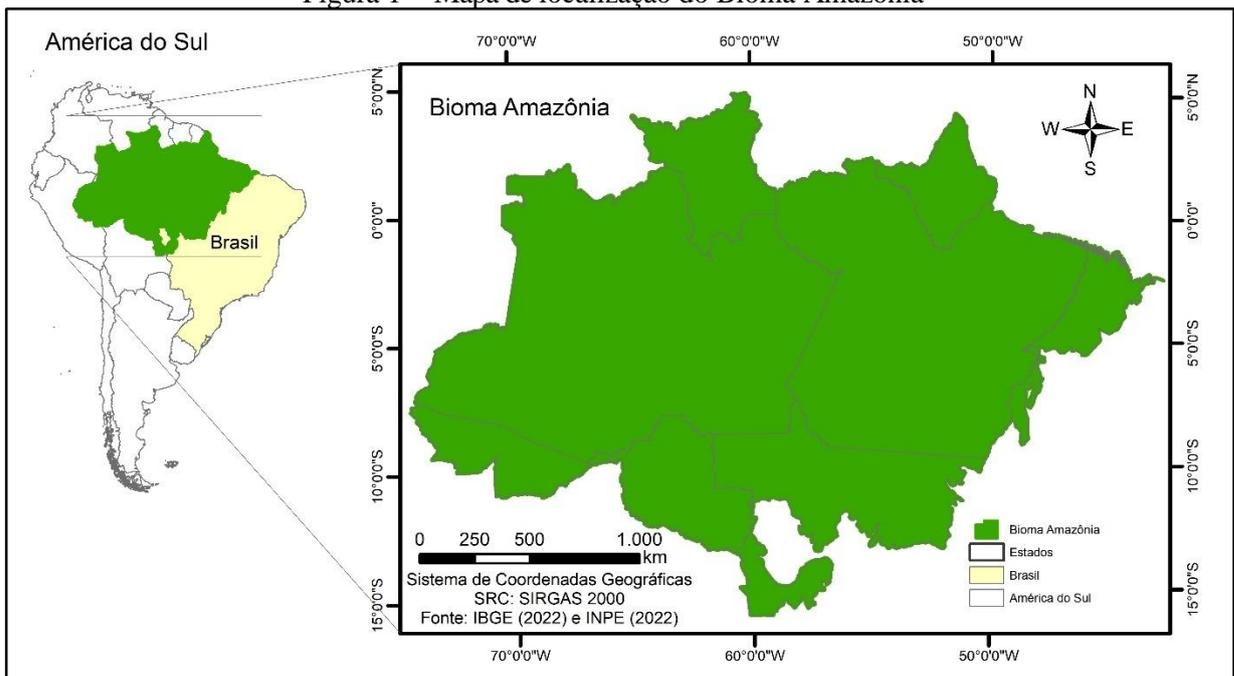
Neste capítulo, procurou-se explicar a fundamentação teórica para atender aos objetivos propostos para a tese. Para tal, está contextualizada a caracterização da implantação da malha rodoviária no Bioma Amazônia, bem como os impactos causados pelo desmatamento e pelos focos ativos de calor em todo o Bioma.

2.1 CARACTERIZAÇÃO HISTÓRICA DA IMPLANTAÇÃO DA MALHA RODOVIÁRIA NA AMAZÔNIA

Conforme o mapa da Figura 1, o Bioma Amazônico ocupa uma área de 4.196.943 km², que corresponde a mais de 40% do território brasileiro (IBF, 2022). Na década de 1960, a região do Bioma Amazônia era habitada por apenas 4% da população total do país (MACIEL; CARVALHO; LEMES, 2020). Atualmente a população do Bioma é estimada em 28,1 milhões de habitantes e representa cerca de 13% da população brasileira.

Até o fim da década de 1960, poucas áreas vinham conhecendo o desenvolvimento, enquanto o restante dessa região permanecia estagnada com sua população vivendo um processo de regressão social, cultural e econômico.

Figura 1 - Mapa de localização do Bioma Amazônia



Fonte: O Autor (2022).

No entanto, esse bioma sempre foi alvo de interesse internacional, tendo em conta sua grande abundância em recursos naturais e minerais. Dessa forma, com uma área tão extensa, no final da década de 1950, o governo brasileiro decidiu evitar esforços para que houvesse uma maior integração entre as regiões, e foi através da infraestrutura rodoviária que iniciou essas ligações.

As ligações entre regiões, estados e municípios, trouxeram consigo o início da ocupação mais intensa dessa região do Brasil. A ocupação da Amazônia passou a ser foco do governo logo após o golpe militar de 1964, com a justificativa de assegurar a segurança e a integração nacional. Dessa maneira, o então governo teve a intenção de modernizar e acelerar a ocupação humana dessas áreas (SOARES, 2015).

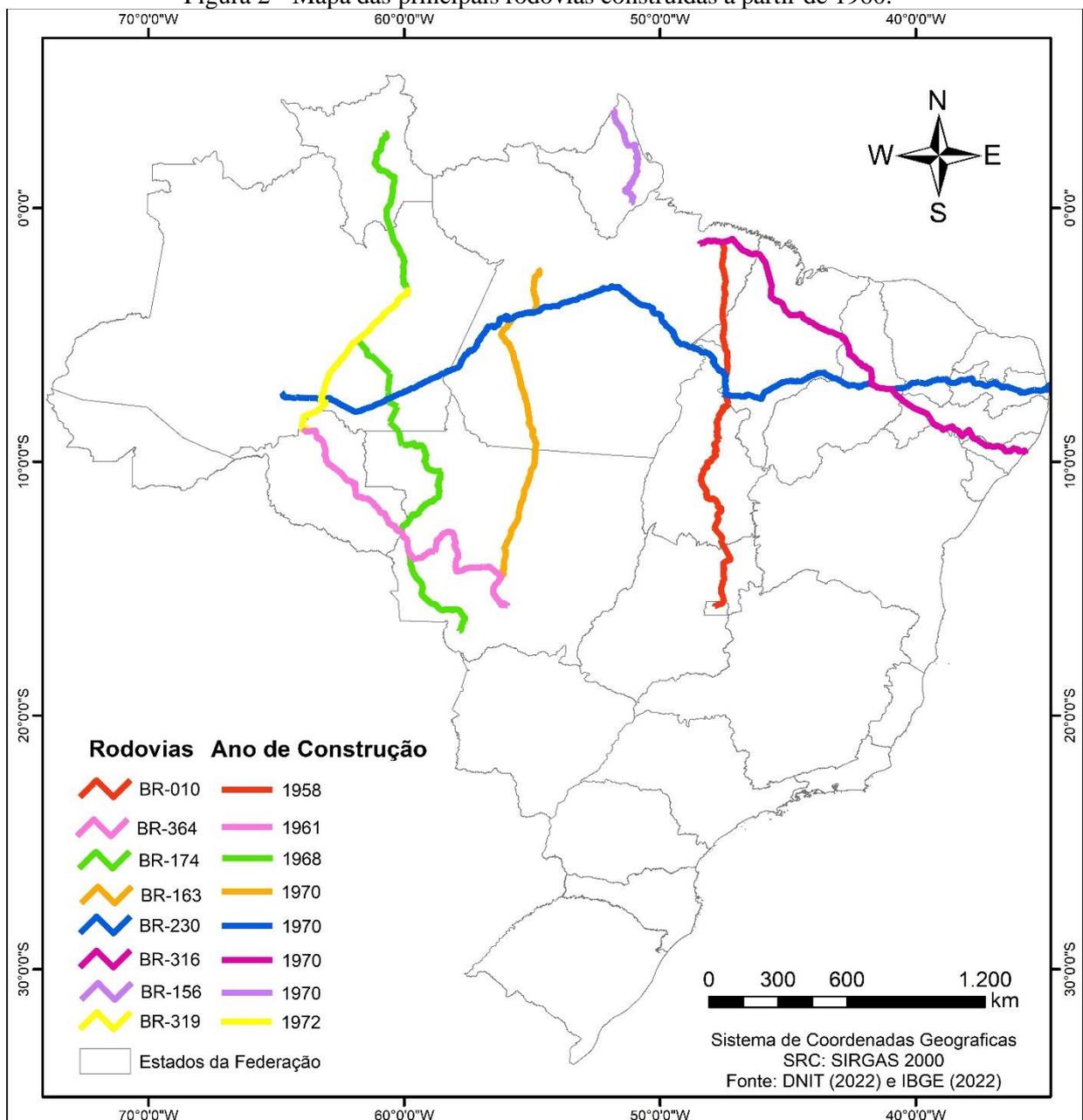
O governo federal criou em 1966, o Plano Operação Amazônia. Esse plano foi um passo inicial para desenvolver uma política que tinha como objetivo propor metas para reformular estratégias para ocupar a região do Bioma Amazônico. De acordo com Venturieri (2003), essa região possuía muitos ciclos extrativistas desde a época do Império, porém até a década de 1960, essa área permanecia praticamente intacta. Nesse período, os produtos eram escoados principalmente por meio dos 16.093,44 km de hidrovias navegáveis, no entanto, os meios aquaviários mostravam-se economicamente inadequadas e os custos para a manutenção das infraestruturas se mostravam excessivamente elevados.

Foi então em 1960, durante o então governo de Juscelino Kubitschek (1956–1961), que a região do Bioma Amazônia começou a deixar para trás a condição de região isolada (VENTURIERI, 2003). O presidente Juscelino Kubitschek, ao governar o país a partir de 1956, comprometeu-se a trazer desenvolvimento, realizando 50 anos de progresso em 5 anos de governo, no *slogan* chamado “50 anos em 5”. Os principais investimentos estatais em infraestrutura focaram em seis áreas gerais: energia, transportes, fornecimento de alimentação, indústria de base, educação e a construção de Brasília. No governo de Juscelino, houve uma grande ênfase para o setor de transportes, que veio a se consolidar com o Plano Nacional da Indústria Automobilística (1956). Devido a essa ênfase, foram atraídas grandes empresas multinacionais automobilísticas pelas vantagens fiscais dadas naquela época. A partir da criação do Grupo Executivo da Indústria Automobilística (GEIA), foram implantadas várias industriais de automóveis no país, como a Volkswagen, Ford e a General Motors. Devido a esse grande *boom* na indústria de automóveis no país, o governo de então foi influenciado para a criação de novas rodovias, a exemplo da Rodovia Bernardo Sayão, mais conhecida como Belém-Brasília (BR-010).

No início de 1958, conforme o mapa da Figura 2, iniciou-se a abertura da BR-010,

ligando a Capital Federal até o município de Belém no estado do Pará. A implantação da BR-010 se tornou um marco para a ligação entre a região Amazônica com a região Centro-Oeste do Brasil. Essa rodovia, também chamada de Rodovia da Unidade Nacional, representou ainda uma estratégia geopolítica de ocupação de uma enorme região localizada no interior do país caracterizada pelo denominado “grande vazio demográfico” (SOUSA; PACHECO, 2013). Essa rodovia trouxe consigo, o desenvolvimento da pecuária e também atividades subsidiárias nas áreas adjacentes a ela. Além disso, o crescimento populacional das áreas adjacentes entre as décadas de 1960 a 1970, passou de 100 mil para quase 1 milhão de habitantes.

Figura 2 - Mapa das principais rodovias construídas a partir de 1960.



Fonte: O Autor (2022).

Em 2 de fevereiro de 1960, em meio a uma reunião com os governadores dos estados da Região Norte, o Presidente Juscelino Kubitschek decidiu construir a então BR-364, ligando Cuiabá a Porto Velho e Rio Branco. Dessa forma, ligaria o oeste brasileiro à região centro oeste do Brasil. Essa construção iniciou um ano depois, em 1961. A conclusão da pavimentação, no entanto, só veio ocorrer em 1984, no Governo João Figueiredo, o último do regime militar.

Com o avanço da agropecuária no norte da Amazônia, necessitava-se de outras formas para escoar a produção, além das hidrovias, que até o momento era uma das únicas formas de escoar a produção de grãos da época. De acordo com Neto (2013), a BR-364 (Figura 1) foi o primeiro corredor rodoviário para exportar os grãos produzidos nos estados do norte brasileiro. Essa produção era direcionada para os portos dessa região, numa intermodalidade, que incluiu a construção do Porto de Porto Velho e a transformação do Rio Madeira em uma hidrovia. Segundo Neto e Nogueira (2018), a abertura da BR-364 viabilizou naquele momento, um processo de indução para a migração de pessoas com a criação de diversos assentamentos rurais, projetos agropecuários e de mineração. Além disso, essa migração gerou conflitos entre seringueiros, indígenas e os novos migrantes.

Os conflitos entre trabalhadores e os povos indígenas foram recorrentes em todo esse processo de abertura de rodovias na Amazônia. De acordo com o Conselho Indigenista Missionário (CIMI, 2014), cerca de oito mil indígenas foram mortos em pelo menos quatro frentes de construção de estradas no Bioma Amazônia na década de 1970. Um dos povos que mais sofreram com esse processo, foram os indígenas da Terra Waimiri Atroari que é cortada pela BR-174 (Figura 2). Esse percurso atravessa a Terra Indígena Waimiri Atroari, o que resultou em graves conflitos em sua fase de construção, resultando em mais de dois mil indígenas Waimiri-Atroari mortos. De acordo com Neto e Nogueira (2018), a BR-174 começou a ser construída por volta dos anos de 1968 e inaugurada por volta dos anos de 1977. Essa rodovia incluía o trecho Manaus-Boa Vista – Pacaraima. Inicialmente, o objetivo principal da construção da BR-174 era consolidar a ligação rodoviária entre Roraima e o restante do Brasil.

Paralelo à construção da BR-174, o Estado do Amazonas iniciou incentivos para criação de assentamentos rurais, que contribuiu para a atração de um fluxo migratório, formado por pequenos agricultores que ocuparam as margens da BR-174 e a Estrada de Balbina (AM-240) (OLIVEIRA, 2000). Atualmente a BR-174 é a rodovia mais importante de ligação entre os estados de Roraima e Amazonas para o transporte de cargas e passageiros.

Com o início do desenvolvimento da Região Amazônica, impulsionado pelo então

“Programa de Integração Nacional” (PIN), o governo federal iniciou nos anos de 1970, mais precisamente no dia 16 de março de 1970, a construção de diversas rodovias na região amazônica e no Planalto Central, sendo a Belém-Brasília o grande eixo de referência.

De acordo com Venturieri (2003), entre as rodovias que foram mencionadas, estava a construção de duas extensas vias: a BR-230, mais conhecida como a Transamazônica e a BR-163, que liga Cuiabá a Santarém. O trajeto da BR-230 (Figura 1) corta longitudinalmente aproximadamente toda a região norte do país, iniciando-se na cidade de Cabedelo, no Estado da Paraíba, e projetada para chegar à cidade de Lábrea, no estado do Amazonas.

A rodovia BR-230 foi escolhida como prioridade pelo governo da época, devido a isso, representou um verdadeiro genocídio para 29 grupos indígenas, dentre eles, 11 etnias que viviam completamente isoladas (CIMI, 2014). Essa prioridade se dava por ser uma grande obra, pois iria conectar duas grandes regiões do país.

De acordo com Neto (1986), todo o planejamento da BR-230 previa a construção de uma extensão com mais de 4.260 km. A finalidade do grande projeto era de conectar locais que possuíam trechos navegáveis dos afluentes da porção meridional do Rio Amazonas. Esse grande projeto possibilitou a população da região Nordeste migrar pra áreas que antes eram consideradas como um enorme vazio demográfico. Além disso, uma das perspectivas do governo era unir povoados e cidades que antes se comunicavam somente por hidrovias, para dar início à exploração de potenciais até então inacessíveis.

Com o aumento da migração de pessoas da Região Nordeste para a Região Norte, através da abertura da BR-230, o governo percebeu a necessidade de outra ligação da região Norte com a Região Nordeste, foi então que surgiu o projeto da BR-316. A rodovia BR-316 (Figura 1), ou também chamada de Rodovia Pedro Teixeira, inicia no município de Belém no Pará e termina no município de Maceió em Alagoas. O percurso possui um total de 2.030 km de extensão. Foi iniciada no final da década de 1960 e foi terminada na década de 1970. De acordo com Neto *et al.* (2013), o interesse do governo para essa época era que houvesse circulação de pessoas, tropas militares, mercadorias e a circulação da sociedade civil em cidades isoladas, que passaram a ter acesso terrestre pelas rodovias recém-construídas entre a região Nordeste e a região Norte do Brasil.

Em paralelo à construção da Transamazônica, também estava em construção a BR-163 (Figura 2), que liga Cuiabá (MT) a Santarém (PA). Esse percurso foi um dos projetos mais antigos de circulação do país, que data do ano de 1844. Porém, esse projeto veio a se concretizar entre 1970 até outubro de 1976. A rodovia BR-163 possibilitou a inserção de vários projetos agropecuários, tendo a colaboração do Instituto Nacional de Colonização e

Reforma Agrária (INCRA) na porção setentrional da rodovia. Essa colaboração tinha o propósito de projetos de povoação dessas áreas. Além disso, o povoamento no Estado do Mato Grosso foi comandado por empresas privadas.

Esse povoamento trouxe com ele o avanço das atividades econômicas centradas na mineração, garimpo, construção de usinas hidrelétricas, entre outras. Com a necessidade de escoar a produção que crescia a cada ano, houve a necessidade de abertura de novas rodovias. Por exemplo, a rodovia BR-156 (Figura 1) teve como objetivo a integração fronteiriça à expansão da produção da região do extremo Norte do Brasil, possibilitando a ligação entre a capital Macapá e o município de Oiapoque que faz fronteira com o território ultramarino da Guiana Francesa.

A rodovia BR-156 começou a ser projetada ainda nas décadas de 1930 -1950 (SILVA E ROCHA, 2019). A abertura da rodovia ocorreu com sucesso, mas a infraestrutura da pavimentação, iniciada em 1970, continua ainda sem conclusão. Porém, os primeiros 100 quilômetros de pavimentação da estrada foram construídos no governo do Presidente José Sarney (1985-1990). A BR-156 atravessa uma importante faixa de fronteira, que em décadas passadas foi alvo de acordos fronteiriços. Na década de 1970, o seu objetivo geopolítico era de integração territorial e efetivar a ocupação do território. Segundo Neto (2019) havia uma grande preocupação com as fronteiras desde o início da ditadura militar. Dessa forma, a necessidade de cercar as fronteiras com infraestruturas de circulação objetivava o povoamento e o deslocamento do exército pelo território de forma ágil e rápida. Assim, esse povoamento ocorreu em boa parte do Bioma Amazônico.

Ainda na década de 1970, com o aumento da produção agropecuária na Região Norte, houve a necessidade de escoar *commodities* para o Porto de Manaus. Devido a isso, foi iniciada em 1972, a construção da BR-319, ligando Manaus a Porto Velho.

A abertura da BR-319 (Figura 1), também conhecida como a Nova Transamazônica, começou a ser construída em 1972 (DNIT, 2022). Sua inauguração aconteceu em 27 de março de 1976 (DNIT, 2022). A Rodovia Álvaro Maia, também conhecida como BR-319, começa no município de Manaus, capital do estado do Amazonas, e termina em Porto Velho, capital do Estado de Rondônia (FERRANTE *et al.*, 2021). A Rodovia BR-319 interliga 22 municípios na Floresta Amazônica, na região do interflúvio dos Rios Madeira e Purus. Originalmente a BR-319 foi construída como parte de um esforço geral do governo brasileiro para desenvolver a Amazônia. Ao contrário de outras estradas amazônicas que não eram pavimentadas, inicialmente foi pavimentada. A falta de manutenção e os efeitos climáticos logo comprometeram o revestimento asfáltico, resultando em uma estrada esburacada e

intransitável durante as estações chuvosas, culminando com seu fechamento em 1988 (FEARNSIDE; DE ALENCASTRO GRAÇA, 2006).

Anos depois, mais precisamente em 2015, foram reconstruídos e pavimentados os trechos sul e norte da rodovia BR-319, mas a reforma do trecho central foi suspensa até abril de 2015. Esse trecho de 406 km, denominado “trecho do meio”, está localizado entre os kms 250 e 656 e teve sua construção interrompida por ordem judicial, por não estar em conformidade com os requisitos apresentados nos estudos de impacto ambiental (RITTER *et al.*, 2017). Em 2020, no entanto, o governo brasileiro, “fechando os olhos” para a decisão judicial, abriu um processo de licitação para a reconstrução do “Lote C” (km 198 a 250) da estrada, enquanto um estudo ambiental para o “trecho do meio” foi submetido ao órgão ambiental e aguarda aprovação (FERRANTE; FEARNNSIDE, 2020a).

Conforme levantado em todo o processo histórico de abertura e implantação de rodovias entre a década de 1960 e 1970 na Região Amazônica, é evidente que essa abertura além de resultados econômicos, trazem também externalidades negativas significativas, como os impactos ambientais, dentre eles, o desmatamento, aumento de focos ativos de calor, além de perdas de vida de indivíduos pertencem aos povos tradicionais.

2.2 CARACTERIZAÇÃO HISTÓRICA DO DESMATAMENTO NO BIOMA AMAZÔNIA

No século XVI, quando os europeus chegaram à região do Bioma Amazônia, encontraram essa área com uma floresta densa e habitada por diversos povos indígenas. Porém, durante a conquista e a colonização dessa área, muitas populações indígenas que ali habitavam, foram suprimidas radicalmente, sobretudo por doenças que eram transmitidas pelos não indígenas (IMAZON, 2015). No século XIX, essa região era habitada principalmente por indígenas, brancos e negros, que deixaram para trás o trabalho da coleta de produtos naturais e agricultura, para viver principalmente da extração do látex para a produção de borracha.

Até o final da década de 1960, a economia do Bioma Amazônia se concentrava principalmente no extrativismo da borracha, além de castanhas e outros produtos florestais. O desmatamento no Bioma Amazônia até esse período não era considerado significativo, pois se restringia apenas às margens dos rios. O processo de desmatamento mais intenso teve início na década de 1970 (GODAR; TIZADO; POKORNY, 2012) com a ocupação das áreas adjacentes às rodovias que começavam a ser implantadas, como a BR-010, ligando a capital

federal ao município de Belém no Pará. Essa abertura incentivou um processo migratório e um consequente adensamento urbano às margens das rodovias (BECKER, 2005).

Diversos fatores são mencionados na literatura como causadores do desmatamento na Amazônia. De acordo com Reis e Margullis (1991), a abertura de estradas foi uma das principais causas, além de outros fatores como a migração e a especulação fundiária. Além disso, a legislação brasileira da época teria incitado, de certo modo, o desmatamento, à medida que a reivindicação da posse da terra se dava a partir da comprovação produtiva de seu uso.

Muitos estudos têm revelado que a relação entre a abertura de estradas e a migração vinda de outras regiões do Brasil representa um dos principais causadores do início do desmatamento do Bioma Amazônia (ANDERSEN; GRANGER; REIS, 1997; NEPSTAD *et al.*, 2001; FEARNSSIDE, 2020; MILIEN *et al.*, 2021). Por exemplo, um dos principais estudiosos sobre o desmatamento da década de 1990 foi Nepstad *et al.*, (2001). De acordo com seu estudo, $\frac{3}{4}$ do desmatamento que ocorreu entre 1978 e 1994, ocorreu dentro de uma faixa de até 100 km de largura ao longo das principais rodovias abertas a partir da década de 1960, como a BR-010 (Belém-Brasília) e a BR-364 (Cuiabá-Porto Velho). Além disso, já em 1978, a área desmatada chegava a 14 milhões de hectares (IMAZON, 2013).

Segundo o Instituto Imazon (2013), a colonização da Amazônia brasileira resultou em um processo de intenso desmatamento. Os problemas ambientais e sociais associados, incluindo perdas na biodiversidade, degradação dos solos, mudanças climáticas regionais e globais, violência, agitação social e pobreza, são de preocupação nacional e global.

Segundo Fearnside (2020), entre as décadas de 1970 e 1980, os incentivos fiscais foram um dos principais motivadores do desmatamento no Bioma Amazônia. Segundo o autor, nesse período houve uma combinação de subsídios governamentais para o desenvolvimento nessa região, como investimentos em abertura de estradas e em políticas que favoreciam a especulação fundiária, que proporcionava aos desmatadores títulos formais da terra. Para Fearnside (2020), existe um peso relativo ao desmatamento dos pequenos fazendeiros versus grandes latifundiários e isso se altera constantemente por motivo das pressões econômicas e demográficas. Os grandes latifundiários são mais sensíveis a mudanças econômicas, tais como, taxas de juros e outros investimentos, subsídios governamentais para o crédito agrícola, índice de inflação e preço da terra.

Com a chegada da década de 1990, as atividades agropecuárias passaram a ser pautadas como fatores que contribuem para o aumento do desmatamento no Bioma Amazônico. Muitas pesquisas demonstram a relação entre a agropecuária e o desmatamento

no Bioma (CHOMITZ; THOMAS, 2001; SIMON; GARAGORRY; FEARNSSIDE, 2005; PACHECO, 2009; BARONA *et al.*, 2010; GODAR; TIZADO; POKORNY, 2012; PEREIRA *et al.*, 2020; SANTOS *et al.*, 2021b). Segundo o MAPBIOMAS (2021), a área convertida em pastagens ocupa atualmente 154 milhões de hectares em todo o país. Essa área equivale a quase o tamanho de todo Estado do Amazonas. Na Amazônia, a área ocupada por pastos cresceu 200% entre 1985 e 2020. Hoje a atividade já ocupa 56,6 milhões de hectares do Bioma.

Segundo Fearnside (2006), o cultivo da soja no início da década de 1990 foi se expandido rapidamente pela Amazônia brasileira. Essa expansão foi um resultado combinado de preços altos e de subsídios governamentais indiretos em várias formas, incluindo volumosas despesas públicas com infraestruturas de transportes, como hidrovias e rodovias. Esse avanço da soja representou a maior ameaça à floresta, pois foi estimulado pelo investimento do governo em infraestrutura. O desenvolvimento da infraestrutura (abertura de rodovias) levou a uma cadeia de investimentos e exploração na região que destruiu mais florestas do que as próprias plantações (FEARNSSIDE, 2001).

De acordo com Fearnside (2020), a retirada de madeira, principalmente aquelas consideradas rentáveis, como é o caso da espécie mogno, também se mostrou como um fator importante no desmatamento. Além disso, as estradas e rodovias tornaram-se fronteiras acessíveis para o investimento dos lucros do comércio da madeira em plantações de soja e em fazendas para a criação de gado (FEARNSSIDE, 2005a).

Segundo Fearnside (2006), a extração da madeira aumenta a inflamabilidade da floresta, levando às queimadas do sub-bosque que colocam em movimento um ciclo vicioso de mortalidade de árvores, aumentando a carga de combustível, reentrada do fogo e, por fim, a destruição de áreas de florestas nativas.

A expansão da agricultura mecanizada ainda na década de 1990 para a produção de grãos, com destaque para a soja e o milho, foi liderada como um processo recente de expansão da fronteira agrícola em direção às áreas de florestas na Amazônia (FEARNSSIDE, 2005b; FARIA *et al.*, 2016; SAUER, 2018; VALE *et al.*, 2019; FEARNSSIDE, 2020). A expansão das plantações de soja entre o final da década de 1990 e o início da década de 2000, juntamente com a pecuária, colocou o Brasil como o maior desmatador do mundo nas últimas décadas (BINSWANGER, 1991; NEPSTAD *et al.*, 2009; BOUCHER; ROQUEMORE; FITZHUGH, 2013).

De acordo com o IBGE (2020), o rebanho bovino na Amazônia Legal cresceu 20 vezes mais do que no restante do país. Desde 1974, quando o IBGE começou o

monitoramento, a boiada aumentou 984% nos municípios dos estados amazônicos, enquanto cresceu 49% nas demais cidades brasileiras. Os dados do IBGE mostram que o rebanho do ano de 2020 somava 218 milhões de bois no país, mais que os 213 milhões de brasileiros daquele ano. Na Amazônia Legal, o rebanho saltou de 8,5 milhões em 1974 para 93 milhões de animais em 2020, o que representa quase 43% do rebanho nacional. Entre 2004 e 2020, o rebanho aumentou 30% na Amazônia Legal, enquanto que nas outras regiões do Brasil encolheu 6%. Nessas duas décadas, a Amazônia brasileira perdeu 197 mil km² de florestas, área equivalente a do estado do Paraná, sobretudo pela abertura de pastagens (TERRABRASILIS, 2021).

A concentração de rebanhos na Amazônia é fruto de incentivos políticos e econômicos para incremento da agropecuária, desenhados desde a ditadura militar (PROBST *et al.*, 2020). A política de incentivos fiscais se tornou a maior fonte de financiamento do desmatamento para a formação de pastagens e da pecuária nos vastos territórios da Amazônia (PROBST *et al.*, 2020). Segundo Floreano e De Moraes (2021), um impacto ambiental que tem se tornado uma séria preocupação é a perda de floresta na Amazônia, por meio da mudança indireta de uso da terra.

Diversos estudos têm revelado o quanto é significativo o uso do solo da floresta Amazônica (GUERRERO *et al.*, 2020; ARVOR *et al.*, 2017; SIQUEIRA-GAY; SONTER; SÁNCHEZ, 2020). Segundo Arima *et al.* (2011), o crescimento da produção de lavoura mecanizada na Amazônia pode ser visto como um vetor de desmatamento, mesmo se as novas áreas destinadas à sua produção apenas substituírem os pastos existentes ou as áreas de savana na periferia da Bacia Amazônica. Arima *et al.* (2011) sugerem que as políticas ambientais no Brasil deveriam reconhecer as relações de uso da terra no setor agrícola da economia. Dessa forma, é importante que as pesquisas busquem analisar os impactos de políticas na região, considerando as mudanças indiretas do uso da terra e as possibilidades de conversão entre os diferentes usos.

2.3 CAUSAS RECENTES DO DESMATAMENTO NO BIOMA AMAZÔNIA

Muitas pesquisas têm se debruçado em investigar a retirada da vegetação natural em áreas de ocupação de Terras Indígenas e não Indígenas no Bioma Amazônia (SANTOS *et al.*, 2021b; SANTOS *et al.*, 2022; SIERRA *et al.*, 2022). De acordo com Vergopolan e Fisher (2016), o desmatamento provoca mudanças significativas no ciclo hidrológico. Para Curtis *et al.* (2018), a perda intensiva de floresta impulsionada pela alta demanda por produção de

commodities e expansão agrícola na Amazônia, causa grandes problemas, como, reduções na evapotranspiração e transporte de umidade a favor do vento (ELLISON *et al.*, 2017), reciclagem de umidade (XU *et al.*, 2022), perda da qualidade das águas e dos ambientes aquáticos (RÍOS-VILLAMIZAR *et al.*, 2017), aumento da temperatura (REZENDE *et al.*, 2022), aumento de eventos climáticos extremos (ALVES DE OLIVEIRA *et al.*, 2021), aumento de doenças (SANTOS *et al.*, 2018), entre outros. De acordo com Nóbrega (2014), o desmatamento é o maior problema na bacia hidrográfica do Rio Amazonas e seus impactos podem gerar inúmeras consequências que podem afetar em diferentes escalas geográficas (local, regional e global).

Outros estudos têm revelado que os principais motivos para o aumento do desmatamento em florestas tropicais é a sucessiva busca pela construção de novas estradas (LAURANCE *et al.*, 2006; LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009; BARBER *et al.*, 2014; NASCIMENTO *et al.*, 2021; MILIEN *et al.*, 2021), retirada de madeira (BARNI *et al.*, 2021), produção agrícola (BARONA *et al.*, 2010; CARRERO *et al.*, 2020; MULLAN *et al.*, 2021), minérios (RORATO *et al.*, 2020; SIQUEIRA-GAY, SONTER, SÁNCHEZ, 2020; SIQUEIRA-GAY; SÁNCHEZ, 2021; VILLÉN-PÉREZ *et al.*, 2022), biocombustíveis (SUBRAMANIAM; MASRON; AZMAN, 2019; FERRANTE; FEARNSIDE, 2020b; MENDES; BARROS, 2021) pecuária (SILVA *et al.*, 2021; SKIDMORE *et al.*, 2021; SANTOS *et al.*, 2021b), entre outros.

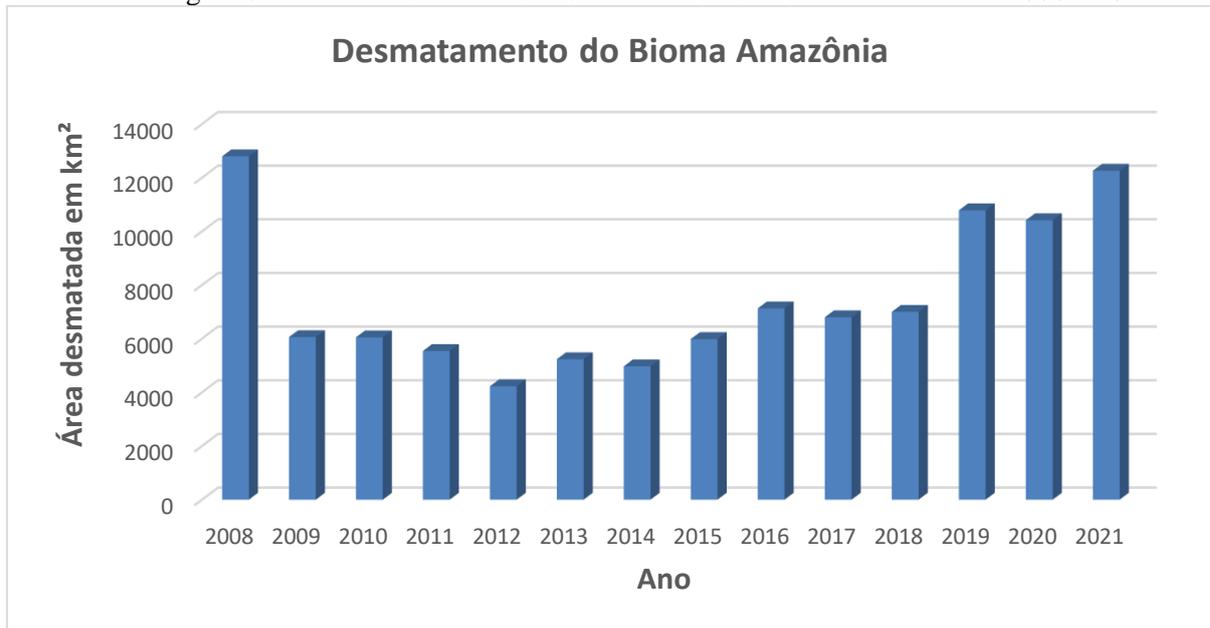
De acordo com Brandt *et al.* (2018), a retirada de madeira de florestas tropicais ocorre porque na maioria das regiões tropicais, manter e manejar a floresta não é o uso da terra mais lucrativo. Assim, as florestas são desmatadas para madeira, celulose, e outros produtos florestais, e depois substituídas por culturas agrícolas ou outros usos da terra mais rentáveis (NASI; FROST, 2009). Esse problema representa um grande desafio para a conservação dessas áreas, uma vez que as florestas tropicais ocupam grande parte das terras necessárias para a expansão da agricultura (GIBBS *et al.*, 2010).

O desmatamento no Bioma Amazônia é monitorado pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) que produz estimativas anuais baseadas em imagens de satélite desde 1988 (INPE, 2022). Esse monitoramento é feito através do projeto Monitoramento Florestal da Amazônia Brasileira por Satélite (PRODES). De acordo com o INPE (2022) os tipos de feições que contribuem para as estimativas de desmatamento incluem pastagens, áreas agrícolas, áreas de mineração, áreas inundadas como reservatórios hidrelétricos, estradas e áreas urbanas. Porém, as atividades como extração seletiva de madeira e incêndios superficiais que podem diminuir significativamente o dossel da floresta, mas que não o

destroem totalmente, não estão incluídas nas estimativas de desmatamento do INPE. Segundo o INPE (2021), de 1988 a 2020 foram desmatados 729.781 km² de floresta, o que corresponde a 17% do referido bioma. Desse total, 300.000 km² foram desmatados nos últimos 20 anos.

Na Figura 3 pode-se observar a evolução do desmatamento do Bioma Amazônia no período de 2008 a 2021. No entanto, a que se referir que o aumento considerável no ano de 2021 se situa no contexto da consolidação do desmatamento, ou seja, a área desmatada em 2008 pode ser considerada expansão da fronteira agrícola. Dito de outra forma, é preciso considerar que já há área suficiente que sustenta as atividades econômicas desenvolvidas na região. Portanto, esse aumento é resultado de enfraquecimento dos órgãos de fiscalização e do argumento de que é preciso preservar o Bioma Amazônia, que foi pautado nos últimos quatro anos. A variação observada nas taxas anuais de desmatamento ao longo dos anos é influenciada por um conjunto de fatores socioeconômicos, políticos e ambientais. Nesse sentido, o desmatamento no Bioma Amazônia pode ser explicado por diversos fatores.

Figura 3 - Incremento anual do desmatamento no Bioma Amazônia de 2008 a 2021.



Fonte: INPE (2022).

Dos Santos *et al.* (2021b) sugerem que as áreas desmatadas geralmente se concentram mais próximas às estradas. De acordo com Silva *et al.* (2020), melhorias na infraestrutura rodoviária intensificaram o desmatamento ao longo de sua rota e em locais mais ligados à sua influência. Por exemplo, Santos *et al.* (2021b) realizaram a análise da variabilidade espacial dos possíveis fatores do desmatamento no Bioma Amazônia, no Brasil, (2010-2019) utilizando o modelo de Regressão Ponderada Geograficamente (GWR). Os resultados

revelaram uma relação entre a distância das estradas até a área de desmatamento, onde os municípios de Mato Grosso apresentaram coeficientes negativos, ou seja, quanto maior a distância das estradas, menor o desmatamento. Laurance *et al.* (2009) afirmam que as estradas também facilitam a extração seletiva de madeira de interesse comercial.

Outro estudo que investigou a relação do aumento do desmatamento na Amazonia com a infraestrutura rodoviária foi realizado por Neves *et al.* (2021). Esse estudo teve como objetivo investigar a influência da malha viária clandestina e regular no desmatamento da floresta Amazônica e desenvolver uma abordagem para previsão de desmatamento, utilizando uma série temporal de 30 anos (1988-2018). O método utilizado foi o aprendizado de máquina, que foi aplicado na modelagem das variáveis quantitativas relacionadas à infraestrutura de transporte, variáveis sociais, variáveis ambientais e variáveis econômicas. Para Bragagnolo *et al.* (2021), com o aprimoramento das técnicas de aprendizado de máquina aplicadas ao processamento de imagens, novas metodologias começaram a ser estudadas para a detecção de mudanças na cobertura florestal.

Técnicas como o Sensoriamento Remoto (SR), se mostram como oportunidades para monitorar a degradação florestal, incluindo a extensa cobertura de áreas inacessíveis, como a região do Bioma Amazônia, e informações sobre trajetórias históricas de mudanças na cobertura da terra (HEROLD; SKUTSCH, 2011). Além do sensoriamento remoto, outros métodos se mostram satisfatórios em estudos relacionados ao desmatamento como é o caso dos métodos clássicos de regressão, como os Mínimos Quadrados Ordinários (OLS), que podem apenas analisar uma relação entre a variável resposta e as variáveis explicativas, mas não consideram uma dependência espacial (ANSELIN; REY, 2014). Já a análise espacial local cria uma relação entre os resultados das técnicas espaciais e a capacidade de visualização do Sistema de Informação Geográfica (SIG) (FOTHERINGHAM *et al.*, 2003), enquanto os padrões espaciais são ignorados nas correlações das estatísticas globais (WU *et al.*, 2010).

A importância das informações georreferenciadas na infraestrutura rodoviária foi destacada por Meijer *et al.* (2018), que apresentaram um conjunto de dados incluindo 222 países e utilizaram um modelo matemático para estimar a extensão das redes rodoviárias no ano de 2050. O estudo considerou variáveis sociais e econômicas, concluindo que é importante ter um conjunto preciso de dados em infraestrutura viária para o planejamento e redução de impactos, no caso do Brasil, na floresta amazônica. A pesquisa revelou ainda que os maiores aumentos na extensão das estradas estão previstos para os países em desenvolvimento em regiões como a Bacia Amazônica e do Congo e Nova Guiné.

Os estudos citados denotam a importância de pesquisas voltadas para entender os impactos ambientais gerados pela abertura e implantação de novas rodovias no Bioma Amazônia. Além do desmatamento, outro grave problema enfrentado atualmente, é o aumento de focos ativos de calor.

2.4 FOCOS ATIVOS DE CALOR NA AMAZÔNIA

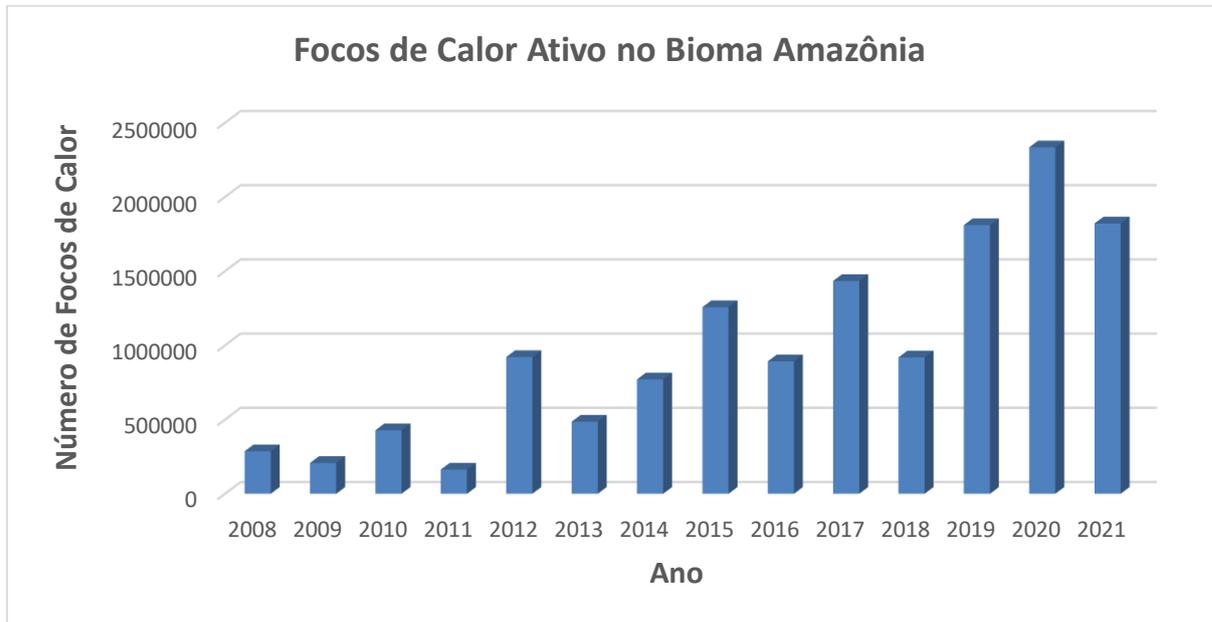
No Bioma Amazônia, mais de um terço da umidade que forma as precipitações, é fornecida localmente através da reciclagem da evapotranspiração (DAVIDSON *et al.*, 2012). A retirada da floresta impulsionada pela expansão agrícola e alta demanda por produção de *commodities* causa grandes reduções na evapotranspiração e no transporte de umidade (CURTIS *et al.* 2018).

De acordo com Xu *et al.* (2022), as florestas sob estresse hídrico são mais inflamáveis e facilitam a propagação de incêndios que muitas vezes são provocados intencionalmente para limpeza de terras (BARLOW *et al.*, 2020). Portanto, a relação enfraquecida entre incêndios, desmatamento e reciclagem de umidade provoca alterações que comprometem as funções ecológicas no Bioma Amazônia. Assim, o aumento do número de incêndios na vegetação, juntamente com o aumento acelerado do desmatamento, resulta na conversão e modificação de extensas áreas sobre a floresta amazônica nos últimos anos (GUEDES *et al.*, 2020).

De acordo com Müller (2020), um regime agravado de incêndios florestais e de desmatamento na Amazônia coloca em risco os ativos de socio-biodiversidade mais ricos do mundo pois, é um importante regulador climático.

Segundo o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE (2021), a Amazônia é o bioma brasileiro que historicamente mais registra focos de incêndio anualmente. De acordo com INPE (2022), apenas em 2020, foram registrados 2.334.463 focos de calor ativo (Figura 4), o maior registro desde 2008. Em segundo lugar, o ano de 2021 registrou 286.255 focos, e em terceiro lugar o ano de 2019, com 1.810.193 focos.

Figura 4 - Número de focos de calor ativo no Bioma Amazônia de 2008 a 2021.



Fonte: INPE (2022).

Silva Junior *et al.* (2019) afirmam que os incêndios florestais de 2015, foram provocados pela seca extrema causada pelo fenômeno climático El Niño. Diversos estudos projetam que os eventos extremos de seca se tornem cada vez mais frequentes devido às mudanças climáticas (BROWNE *et al.*, 2021; REIS *et al.*, 2021). De acordo com Lizundia-Loiola *et al.* (2020), a área queimada no Bioma Amazônia, para o ano de 2019, ficou próxima da média do período de 2001 a 2018. Contudo, para Kelley *et al.* (2020), a baixa influência meteorológica nos incêndios no Bioma Amazônia para o ano de 2019 mostra que esses estavam principalmente associados ao desmatamento ou ao manejo da terra.

O desmatamento acelerado e o manejo da terra têm contribuído para o aumento contínuo de focos ativos de calor no Bioma Amazônia (DE OLIVEIRA *et al.*, 2020; SILVEIRA *et al.*, 2020). Esse aumento tem sido influenciado por diversos fatores, principalmente por mudanças no uso da terra (FEARNSIDE, 2005b; SILVA JUNIOR *et al.*, 2019; BARBOSA *et al.*, 2021) e condições climáticas (LIMA *et al.*, 2012; PENG *et al.*, 2020).

De acordo com Silva *et al.* (2022), o uso da terra é influenciado e diversificado a partir da abertura de estradas e rodovias. Conceição *et al.* (2021) afirmam que as áreas desmatadas são mais frequentes próximas as estradas. Ainda de acordo com os autores, essa proximidade proporciona toda a dinâmica de atividades econômicas predatórias, a exemplo, da retirada de madeira da floresta. Adicionalmente, Pailler (2018) revela a influência das estradas

clandestinas e endógenas na retirada seletiva de madeira das florestas. Essa dinâmica contribui também para a ocorrência de focos ativos de calor no interior das florestas. Adicionalmente, Adeney *et al.* (2009) também revelaram que os incêndios provenientes do desmatamento diminuía exponencialmente com o aumento da distância das estradas em todas as áreas.

Segundo Folharini *et al.* (2022), a dinâmica de desmatamento e incêndios também é identificada em áreas especiais como, unidades de conservação e Terras Indígenas (TIs). Apesar disso, de acordo com BenYishay *et al.* (2017), as Terras Indígenas são reconhecidas como áreas que contribuem para a redução da velocidade do desmatamento. Já Santos *et al.* (2021a) sugerem que as TIs são importantes barreiras contra incêndios florestais. Adicionalmente, segundo BenYishay *et al.* (2017), as TIs são áreas que possuem papel estratégico para a manutenção da biodiversidade e prestação de serviços ecossistêmicos.

Nos últimos anos, tem sido restrito o número de estudos que abordam a influência da abertura e operação de rodovias e sua relação com os incêndios no Bioma Amazônia (MATAVELI *et al.*, 2021; RORATO *et al.*, 2021). Por exemplo, Nepstad *et al.* (2006) realizaram um estudo sobre a influência do uso e ocupação do solo, incluindo as rodovias, sobre as áreas especiais. Segundo os autores, esses fenômenos influenciam no avanço do desmatamento e dos incêndios florestais. Os resultados da pesquisa revelaram que as áreas especiais, incluindo as Terras Indígenas reduziram significativamente, tanto o desmatamento, quanto o fogo. O desmatamento foi de 1,7 a 20 vezes maior no exterior do que no interior dessas áreas. No caso dos incêndios, o percentual foi de 4 a 9 vezes maior fora das áreas especiais. O estudo de Adeney *et al.* (2009) revelou que menos incêndios de desmatamento ocorreram dentro de áreas protegidas do que fora e a diferença entre áreas protegidas e desprotegidas foi maior perto de estradas. Dessa forma, esses resultados denotam que as áreas protegidas foram especialmente eficazes na prevenção dessas ações, onde essas áreas são mais propensas a queimar, porém não forneciam proteção absoluta contra os agentes exógenos.

Em estudo mais recente, Reis *et al.* (2021) avaliaram os potenciais causadores de desmatamento e incêndios florestais na Amazônia central brasileira em um período de 31 anos (1985-2015). A pesquisa de Reis *et al.* (2021) utilizou uma estatística de contraste de pesos de evidência (WOEC). Essa é uma estatística Bayesiana que determina a probabilidade de um evento ocorrer com base em fatores de evidência. Os resultados revelaram que florestas próximas a estradas, rios e áreas já desmatadas são mais suscetíveis ao desmatamento e fogo, uma vez que essas áreas são atrativas para agricultura e pastagens. Já as TIs mostraram-se como fator importante na proteção da floresta, enquanto os projetos de assentamento rural

atraíram, tanto incêndios florestais, quanto desmatamento.

A Tabela 1 mostra dez estudos de autores que utilizaram diferentes técnicas para avaliar os impactos ambientais como desmatamento e queimadas influenciados pela malha viária oficial e não oficial na Floresta Amazônica.

Tabela 1 - Estudos voltados aos impactos ambientais causados pelas estradas oficiais e não oficiais na Floresta Amazônica.

Autor	Método	Dados	Área de estudo
López (2022)	Séries temporais e Regressão Logisítica	Desmatamento, Malha Rodoviária Oficial, Densidade de estradas e Densidade populacional	Amazônia Equatoriana
Silva et al. (2022)	Técnicas de Geoprocessamento	Focos de Calor Ativo, Uso e Ocupação do Solo e Malha Viária Oficial	Bioma Amazônia
Botelho et al. (2022)	Aprendizado de Máquinas	Desmatamento e Malha Viária Não Oficial	Bioma Amazônia
Lima et al. (2022)	Componentes Principais e Correlação de Pearson	Desmatamento Focos de Calor Ativo, Áreas Queimadas, Pluviosidade e Malha Viária Oficial	BR-319
Milien et al. (2021)	Técnicas de Geoprocessamento	Desmatamento e Malha Viária Oficial	Reserva Extrativista Chico Mendes - Acre
Nascimento et al. (2021)	Técnicas de Sensoriamento Remoto Orbital	Desmatamento, Malha Viária Oficial e Não Oficial	Estado do Acre
Neves et al. (2021)	Aprendizado de Máquina	Desmatamento, Malha Viária Oficial e Não Oficial, População, Renda Per Capta, PIB, Taxa de Desemprego e Taxa de Homicídios	Estado do Pará
Mataveli et al. (2021)	Técnicas de Geoprocessamento	Desmatamento, Malha Viária Oficial e Focos de Calor Ativo	BR-319

Santos et al. (2021)	Índice de Moran, Regressão Mínimos Quadrados Ordinários e Regressão Geograficamente Ponderada	Desmatamento, Malha Viária Oficial, Número de Bois, Crédito Agrícola, Crédito Pecuária, Culturas Temporárias e Madeira	Bioma Amazônia
Rorato et al. (2021)	Análise de Cluster	Desmatamento, Degradação florestal, Focos de Calor Ativos, Mineração, Área de Lavouras, Pastagens e Malha Viária Oficial	Amazônia Legal

Fonte: O Autor (2022).

Dessa forma, conhecer as influências das estradas e rodovias na ocorrência de focos ativos de calor permite aos gestores ambientais proporem políticas públicas voltadas ao manejo do fogo, que deve ocorrer concomitantemente com as políticas para a redução do desmatamento. O avanço nessa área de pesquisa é fundamental para quantificar o real impacto das estradas e rodovias sobre as Terras Indígenas do Bioma Amazônia e o papel dessas como barreiras ao avanço dos incêndios e desmatamento.

Além do que foi exposto, é fundamental caracterizar o quadro regulatório e institucional que envolve as principais instituições que assumem por inteiro a realização dos objetivos para a preservação dos povos indígenas do Bioma Amazônia. Essa etapa se faz necessária para apresentar os órgãos capazes de executar ou auxiliar na política de preservação e conservação do bem-estar e reprodução física e cultural, segundo os usos, costumes e tradições conforme preconiza a Constituição Federal.

2.5 QUADRO REGULATÓRIO E INSTITUCIONAL SOBRE AS TERRAS INDÍGENAS

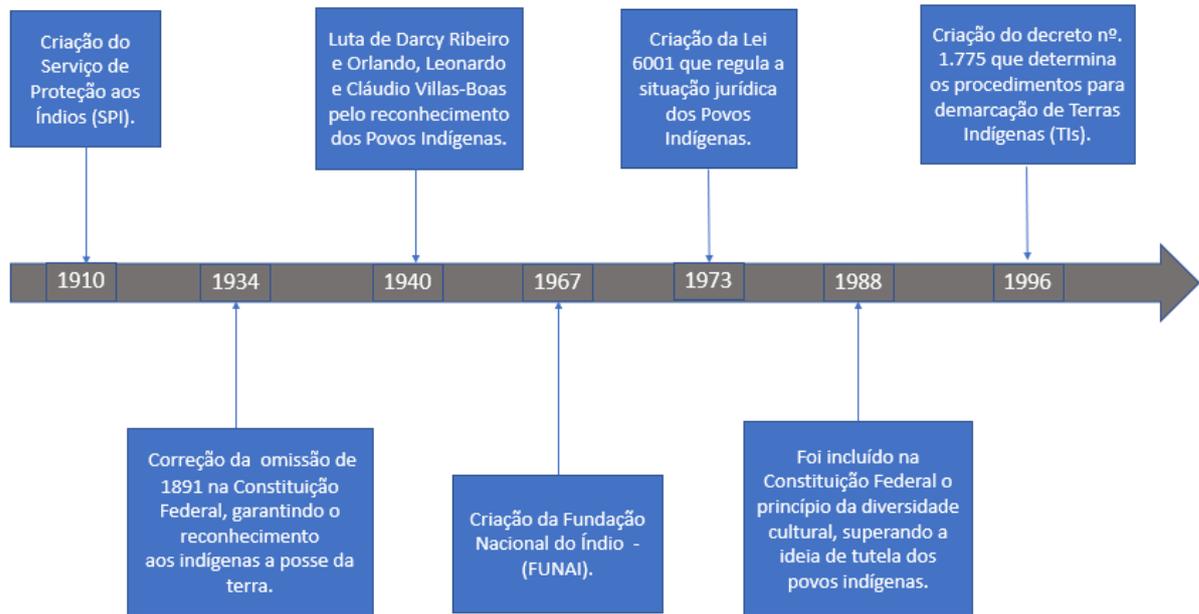
A Constituição Federal brasileira (BRASIL, 1988) atribui no Artigo 23, VI e VII, à União, aos Estados, ao Distrito Federal e aos Municípios a competência comum para proteger o meio ambiente e combater a poluição em qualquer de suas formas, bem como preservar as florestas, a fauna e a flora. Atribui ainda no Artigo 24, VI, competência à União, aos Estados e ao Distrito Federal para legislar sobre “florestas, caça, pesca, fauna, conservação da natureza, defesa do solo e dos recursos naturais, proteção do meio ambiente e controle da poluição. O Artigo 20, elenca como bens da união as terras devolutas indispensáveis à defesa das fronteiras, das fortificações e construções militares, das vias federais de comunicação e a preservação ambiental (parágrafo II) e as terras

tradicionalmente ocupadas pelos índios (Parágrafo IX). Dessa forma, quando se constata a prática de crimes ambientais dentro de Unidades de Conservação e Terras Indígenas estabelecidas e monitoradas pelo governo federal, ocorre um prejuízo direto ao patrimônio da União.

Nesse contexto, o direito à terra, hoje assegurado aos povos indígenas, só passou a ser reconhecido oficialmente na Constituição Federal de 1934, ou seja, quatro séculos depois do início da colonização do Brasil (ALENCAR, 2015). Porém, de acordo com Dambrós (2019), antes mesmo da Constituição de 1934, após a Proclamação da República em 1889, já havia denúncias de genocídios e grandes massacres de indígenas brasileiros. Tais denúncias ganharam repercussão no mundo e forçaram o governo da época a tomar posicionamentos sobre essa situação.

Foi então em 1910, conforme a Figura 5, criado o Serviço de Proteção ao Índio (SPI), autarquia que estava sob a liderança do Marechal brasileiro Cândido Rondon, que defendia que os povos indígenas vivessem com autonomia. De acordo com Frank (2019), Marechal Cândido Rondon transformou fortemente a política voltada para os povos indígenas. Cândido Rondon fez com que o governo da época abandonasse ao longo prazo o modelo de catequese e da violência, para então inovar com a incorporação laica dos povos originários à sociedade brasileira. Essa política indigenista se apresentava como a mais avançada para o período em nível mundial.

Figura 5 - Evolução do quadro regulatório do processo histórico de garantia dos direitos dos povos indígenas.



Fonte: O Autor (2022).

Segundo Dambrós (2019), com a repercussão dos massacres e genocídios que vinham ocorrendo no Brasil, a Constituição de 1934 corrigiu a omissão da Constituição de 1891, que não reconhecia aos povos indígenas a posse da terra. De acordo com a Constituição de 1934, no artigo 129 passou a ser reconhecida a posse de terras aos povos indígenas, que nelas se achassem permanentemente localizados, sendo-lhes, no entanto, vedado aliená-las. Destaca-se o fato de que o artigo 129 da Constituição Federal de 1934 se manteve inalterado nas Constituições de 1937 (Estado Novo Vargas) e de 1946 (retorno à democracia pós-Vargas).

O direito dos povos indígenas, embora estivesse assegurado pelas Constituições de 1934, 1937 e 1946, ainda não era praticado na forma da lei. Desse modo, é importante referir as contribuições de pesquisadores, nos idos dos anos da década de 1940 (Figura 5), como Darcy Ribeiro. Os irmãos Villas-Boas (Orlando, Leonardo e Cláudio) denunciaram o genocídio e a opressão vivida pelos povos indígenas, ao mesmo tempo, que destacaram sua riqueza e as suas particularidades socioculturais. Nesse sentido, a principal conquista dos irmãos Villas-Boas juntamente com Darcy Ribeiro foi a criação em 1961 do Parque Indígena do Xingu no Estado do Mato Grosso.

Nesse período também é fundamental referir-se às discussões que fortaleceram o movimento indigenista, especialmente sob a influência do I Congresso Indigenista Interamericano, realizado no México (BITTENCOURT, 2000). Portanto,

Os movimentos indígenas representam uma das mudanças mais significativas na cultura política dos povos indígenas, uma vez que, a partir da organização estes povos se consolidam como atores políticos. Seus assuntos passam a ser assumidos por eles mesmos e não apenas pelo órgão governamental ou por outros intermediários não indígenas, como sempre ocorreu (BITTENCOURT, 2000, p.1).

Dentre os acontecimentos desse período, destaca-se a criação da Fundação Nacional do Índio – FUNAI em 1967 (Figura 5), em substituição ao Serviço de Proteção ao Índio - SPI. A FUNAI é uma autarquia vinculada ao Ministério da Justiça e que é mantida até os dias atuais. Na Constituição de 1967, foi reconhecida aos povos indígenas, a posse permanente das terras que habitam, assim como o seu direito ao usufruto exclusivo dos recursos naturais e de todas as utilidades nelas existentes.

Passados seis anos da Constituição de 1967, foi criada a Lei 6001 (Figura 5). A Lei nº 6.001, de 19 de dezembro de 1973, também conhecida como Estatuto do Índio, regula a situação jurídica dos povos indígenas, com o propósito de preservar a sua cultura e a integração de forma progressiva e harmoniosa com a sociedade brasileira.

O movimento indigenista apoiado por intelectuais, Igreja e universidades foram fundamentais para as discussões que culminaram com a promulgação da Constituição de 1988 (Figura 5). O reflexo sobre as questões indígenas apareceu com a introdução de um capítulo exclusivo (na Constituição Federal de 1988), com oito artigos para descrever os direitos dos povos indígenas.

Assim, o capítulo oito descreve que são reconhecidas aos povos indígenas a sua organização social, costumes, e tradições, além disso, o direito sobre a terra que tradicionalmente ocupam. Compete à União em relação às terras indígenas: demarcar, proteger e fazer respeitar todos os seus bens. Foi na Constituição de 1988 que se deixou claro a importância da demarcação desses territórios como forma de proteger esses povos contra diversos problemas que os circundam. Segundo o professor Gustavo Proença, enquanto o Estatuto do Índio (Lei 6.001) previa prioritariamente que as populações deveriam ser "integradas" ao restante da sociedade, a Constituição de 1988 passou a garantir o respeito e a proteção à cultura das populações originárias (AGÊNCIA BRASIL, 2017).

Decorrente da CF de 1988 (Figura 5) foi regulamentado o processo que envolve a demarcação das Terras Indígenas. Isso foi possível através do Decreto nº 1.775, de 8 de janeiro de 1996, que dispõe sobre os procedimentos administrativos para demarcação das terras indígenas e dá outras providências, de competência do Poder Executivo Federal. Foi por meio desse Decreto que se definiu e sinalizou os limites dos territórios tradicionalmente

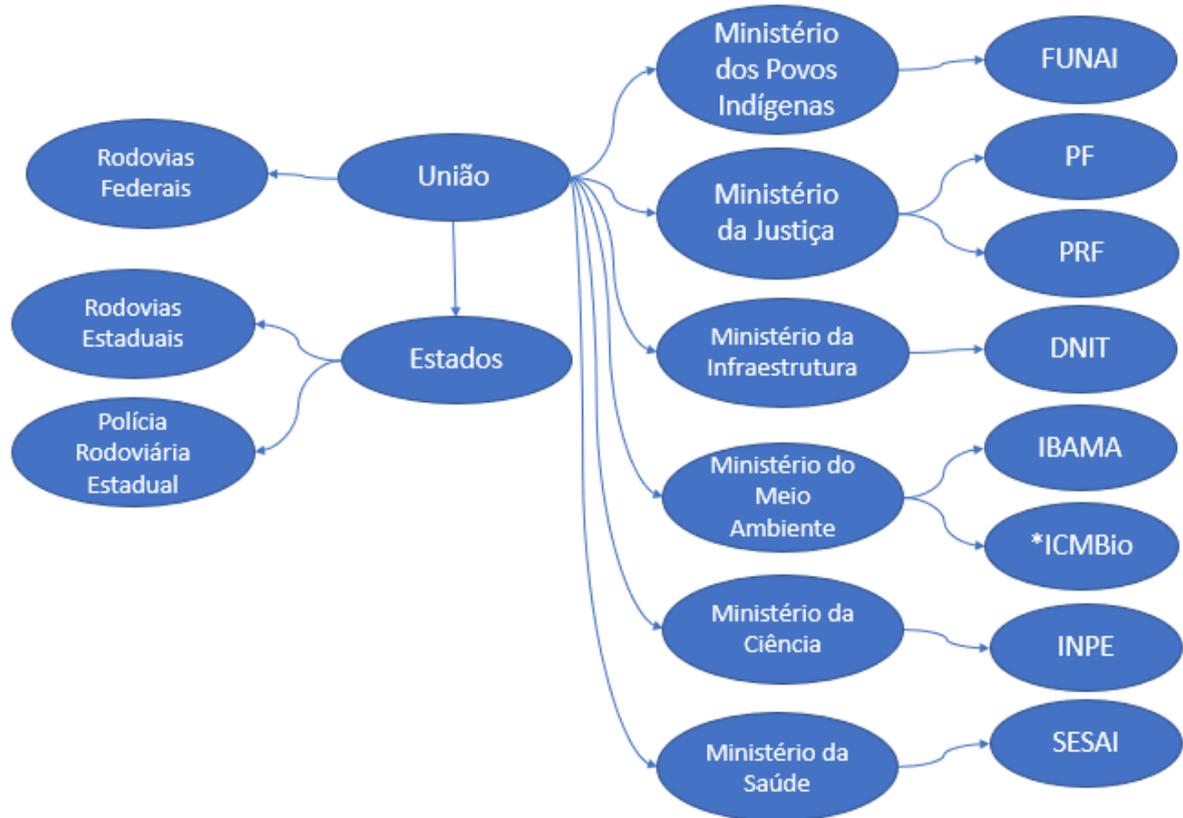
ocupados pelos povos indígenas.

Segundo o citado decreto, o processo demarcatório até a fase de conclusão para a regularização deve obedecer a nove etapas descritas abaixo:

- a) Estudos de identificação e delimitação, a cargo da FUNAI;
- b) Contraditório administrativo;
- c) Declaração dos limites, a cargo do Ministro da Justiça;
- d) Demarcação física, a cargo da FUNAI;
- e) Levantamento fundiário de avaliação de benfeitorias implementadas pelos ocupantes não-índios, a cargo da FUNAI, realizado em conjunto com o cadastro dos ocupantes não-índios, a cargo do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA);
- f) Homologação da demarcação, a cargo da Presidência da República;
- g) Retirada de ocupantes não-índios, com pagamento de benfeitorias consideradas de boa-fé, a cargo da FUNAI, e reassentamento dos ocupantes não-índios que atendem ao perfil da reforma agrária, a cargo do INCRA;
- h) Registro das terras indígenas na Secretaria de Patrimônio da União, a cargo da FUNAI; e
- i) Interdição de áreas para a proteção de povos indígenas isolados, a cargo da FUNAI.

A Fundação Nacional dos Povos Indígenas - FUNAI tem como responsabilidade institucional auxiliar e garantir aos indígenas a posse de suas terras, além de proteger os povos indígenas isolados. Além da FUNAI, outras instituições contribuem para o fortalecimento das políticas de assistência aos povos indígenas. Dessa forma, foi organizado um organograma com os demais órgãos que contribuem com a política indigenista brasileira (Figura 6).

Figura 6 - Quadro das instituições envolvidas no processo de defesa das Terras Indígenas.



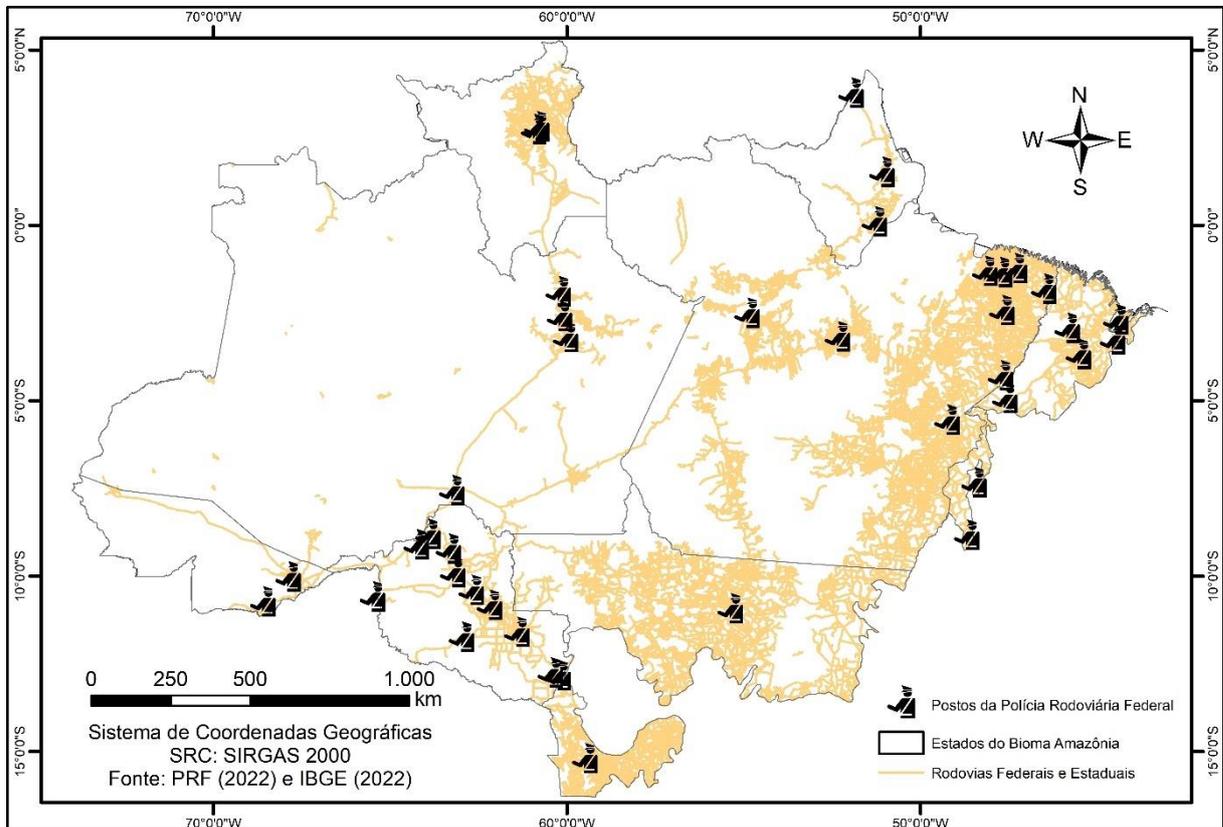
Fonte: O Autor (2022).

A Polícia Rodoviária Federal- PRF (Figura 6) é um órgão permanente, ligado ao Ministério da Justiça, que se destina, na forma da lei, ao patrulhamento ostensivo das rodovias federais. Nesse sentido, a PRF tem atribuição de atuar para evitar quaisquer tipos de crimes que ocorram em terras indígenas localizadas às margens de rodovias federais (RAMOS, 2017). Ao realizar as fiscalizações de rotina nas rodovias, a PRF pode inibir ações criminosas que resultam em ameaças aos recursos naturais e a sociobiodiversidade no Bioma Amazônia. Isso ocorre, pois, a fiscalização efetiva nessa região pode combater o tráfego de veículos transportadores de produtos naturais de extração vedada e assim reduzir os impactos ambientais que ocorrem nas TIs.

No que se refere à fiscalização efetiva pela PRF, foi elaborado o mapa da Figura 7 que revela a espacialização dos 39 postos espalhados em todo o Bioma Amazônia. Conforme o mapa da Figura 7 observa-se no estado de Rondônia o maior número de postos de fiscalização e nos estados de Roraima e Acre com somente dois postos cada um. Observa-se ainda que grandes extensões de rodovias federais nos Estados do Amazonas e Pará, como a BR-230 (Rodovia Transamazônica) e as BRs-319 (Porto Velho-Manaus) e 174 (Manaus-Boa Vista),

atravessam diversas terras indígenas, mas não contam com postos de fiscalização da PRF, assim dificultando qualquer tipo de fiscalização do tráfego de veículos com transportes ilegais.

Figura 7 - Mapa dos postos da Polícia Rodoviária Federal no Bioma Amazônia.



Fonte: O Autor (2022).

A Polícia Federal – PF (Figura 6) é uma instituição policial brasileira, ligada ao Ministério da Justiça. Segundo o Artigo 144 da CF (BRASIL, 1988), a PF exerce com exclusividade a função de polícia judiciária da União, apurando as infrações penais civis e penais praticadas em detrimento de bens, serviços e interesses do Estado brasileiro. Além disso, ela atua exercendo atividades de polícia de fronteiras, aeroportuária e marítima, bem como no combate do tráfico de drogas, contrabando, e crimes ambientais, entre outros. No que concerne a proteção das TIs, a PF tem contribuído no combate ao garimpo ilegal e do desmatamento, retirando madeireiros, garimpeiros e grileiros que invadem as Terras Indígenas para realizar atividades ilegais.

Em conjunto com a PF, o Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes – DNIT (Figura 6), que atua em algumas Terras Indígenas, é uma autarquia federal vinculada ao Ministério da Infraestrutura. Essa autarquia tem como missão implementar a política de infraestrutura de transportes terrestres e aquaviários. Dessa maneira, a fiscalização das obras

em rodovias federais é de responsabilidade do DNIT. No Bioma Amazônia não é diferente, o DNIT tem atuado em Terras Indígenas, principalmente aquelas que são cortadas por Rodovias, como é o caso das Terras Indígenas (Balaio, Boca do Acre, Cué Cué, Kaxuyana-Tunayana, Raposa Serra do Sol, São Marcos, Tenharim Marmelos, Trombetas, Urubu-Branco, Waimiri-Atroari, Yanomami) localizadas nos estados do Amazonas e Roraima. Essa atuação visa controlar acessos marginais das rodovias, inclusive de rodovias não oficiais e preservar suas faixas de domínio de ocupações irregulares. É importante destacar que há competências concorrentes na fiscalização das rodovias, onde além das Rodovias Federais, têm-se as rodovias Estaduais, construídas e operadas pelos Departamentos Estaduais de Estradas de Rodagem (DERs) e fiscalizadas pelas polícias rodoviárias estaduais. Cabe, portanto, aos estados coibir acessos as vias não oficiais a partir de sua rede de rodovias.

Além dos já mencionados, foram identificados outros órgãos de fiscalização que podem atuar em áreas de Terras Indígenas, já que muitas delas se sobrepõem às unidades de conservação de proteção integral. Nesse sentido, destaca-se o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis -IBAMA (Figura 6), que é uma autarquia federal ligada ao Ministério do Meio Ambiente. De acordo com o Decreto nº 7.747, de 5 de junho de 2012, Art. 1 fica instituída a Política Nacional de Gestão Territorial e Ambiental de Terras Indígenas - PNGATI onde o IBAMA atua com o objetivo de garantir e promover a proteção, a recuperação, a conservação e o uso sustentável dos recursos naturais das terras e territórios indígenas. Além disso, outro órgão ligado ao Ministério do Meio Ambiente que atua nas Terras Indígenas é o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio

O ICMBio (Figura 6) é uma autarquia em regime especial vinculada ao Ministério do Meio Ambiente. De acordo com o ISA, o ICMBio atua principalmente na proteção de Unidades de Conservação Federais. Em comum com a FUNAI, o ICMBio atua nas Terras Indígenas quando há sobreposição entre elas. Todo esse trabalho de fiscalização tem sido orientado a partir de dados coletados por sensores remotos, advindos do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, o INPE.

O INPE (Figura 6) é uma instituição pública federal, vinculada ao Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações. O INPE tem sido uma referência no Brasil e no mundo, no que se refere a monitoramento, seja ele do desmatamento ou de queimadas, clima ou inovações para a pesquisa aeroespacial. Além disso, o INPE tem contribuído de forma efetiva, na divulgação de dados que possam ser utilizados por órgãos como, FUNAI, PF, PRF, IBAMA, entre outros, como ferramentas para combater qualquer tipo de impacto

que ocorra em áreas das Terras Indígenas. Adicionalmente, é importante destacar a Secretaria Especial de Saúde Indígena - SESAI, órgão responsável pela saúde desses povos.

A SESAI (Figura 6) é responsável por coordenar e executar a Política Nacional de Atenção à Saúde dos Povos Indígenas e todo o processo de gestão do Subsistema de Atenção à Saúde Indígena (SasiSUS) no Sistema Único de Saúde (SUS) que é ligada ao Ministério da Saúde. A SESAI é uma secretária muito importante no que se refere aos cuidados com os povos indígenas, que tem o controle dessa população, com intuito de manter a saúde em dia.

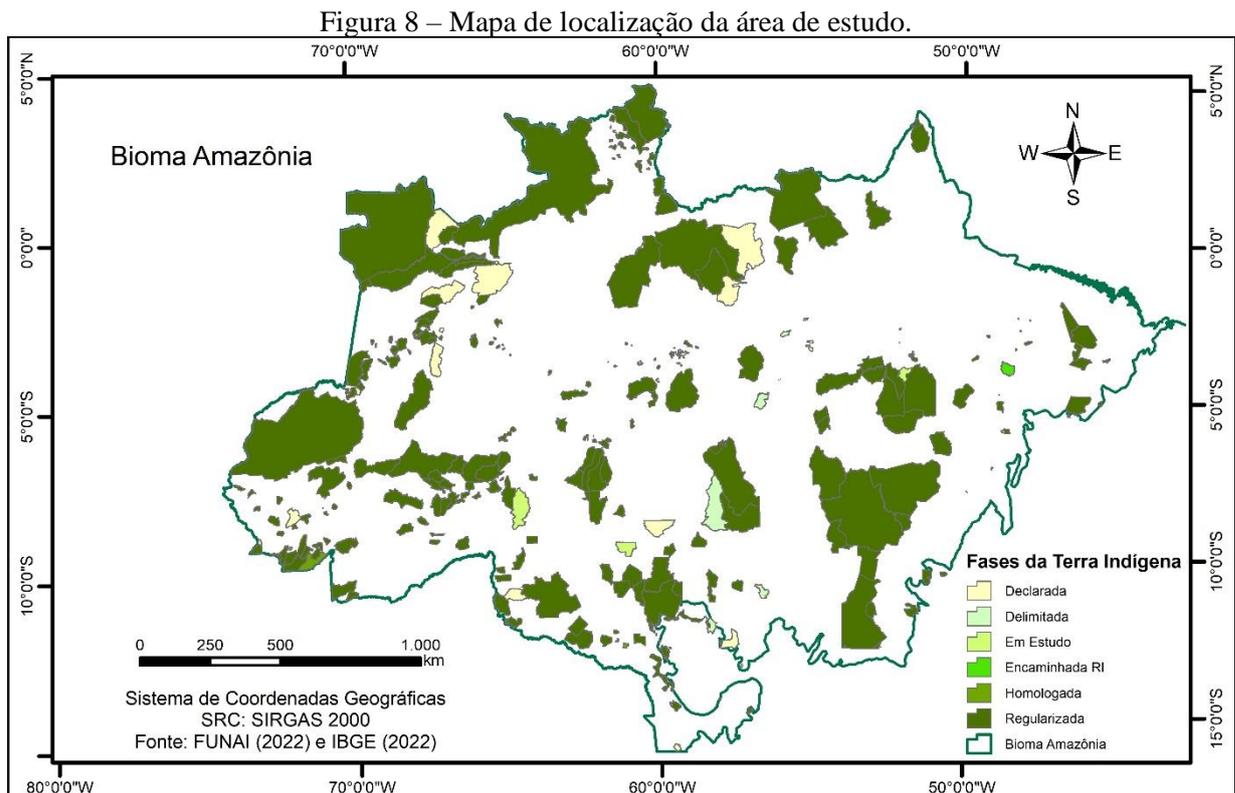
Apesar do amplo quadro institucional apresentado, tem sido observado nos últimos anos o enfraquecimento de órgãos de fiscalização e controle do Estado Nacional sobre essas áreas no Bioma Amazônia (SANTOS *et al*, 2022).

Por fim, é importante referir também a atuação de Organizações Não Governamentais - ONGs, Organizações da Sociedade Civil de Interesse Público e as Instituições de Ensino Superior - IES. No que se refere às IES, destaque é dado para a criação dos programas e cursos de licenciaturas em Educação Intercultural, destinados à formação de docentes indígenas.

Como é percebido, existe um quadro institucional composto por diversos órgãos e autarquias que são ligadas a diversos ministérios, todas com um bem comum, proteger as Terras Indígenas, seja ela em qualquer região do Brasil.

3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Conforme o mapa da Figura 8, a área de estudo compreende as 332 Terras Indígenas localizadas integralmente no Bioma Amazônia, no Brasil. De acordo com a Fundação Nacional do Índio (FUNAI), órgão indigenista oficial do Brasil, as Terras Indígenas são classificadas em: Declarada, Delimitada, em Estudo, Encaminhadas com Reserva Indígena (RI), Homologada e Regularizada.



Fonte: O Autor (2022).

Nesse sentido, segundo a FUNAI, as terras indígenas consideradas **Declaradas**, são aquelas que obtiveram a expedição da Portaria Declaratória pelo Ministério da Justiça e estão autorizadas para serem demarcadas fisicamente, com a materialização dos marcos e georreferenciamento. As terras **Delimitadas** são aquelas que tiveram os estudos aprovados pela Presidência da FUNAI, com a sua conclusão publicada no Diário Oficial da União e do Estado, e que se encontram na fase do contraditório administrativo ou em análise pelo Ministério da Justiça, para decisão acerca da expedição de Portaria Declaratória da posse tradicional indígena. **Em Estudo** são terras em que estão sendo realizados os estudos antropológicos, históricos, fundiários, cartográficos e ambientais, que fundamentam a identificação e a delimitação da terra indígena. Já as terras **Encaminhadas como Reserva**

Indígena (RI) são áreas que se encontram em procedimento administrativo visando sua aquisição (compra direta, desapropriação ou doação). As **Homologadas** são as terras que possuem os seus limites materializados e georreferenciados, cuja demarcação administrativa foi homologada por decreto Presidencial. Por fim, as TIs **Regularizadas** são áreas adquiridas que possuem registro em Cartório em nome da União e que se destinam a posse e usufruto exclusivos dos povos indígenas.

As 332 Terras Indígenas ocupam juntas uma área de 1.089.421,07 km², ou seja, 25,95% do Bioma Amazônico. Além disso, da área total das TIs, 91,41% estão regularizadas, contudo, há seis TIs ainda em estudo, que ocupam 10.807,40 km².

De acordo com a Constituição Federal (CF) do Brasil de 1988, artigo 231, Parágrafo 1º, as TIs são áreas tradicionalmente ocupadas pelos povos indígenas, habitadas em caráter permanente e utilizadas para suas atividades produtivas. Adicionalmente, são áreas imprescindíveis à preservação dos recursos socioambientais necessários a seu bem-estar e reprodução física e cultural, segundo os usos, costumes e tradições dos povos indígenas. Ainda de acordo com a CF, no Parágrafo 2º, as TIs ocupadas pelos povos indígenas destinam-se a sua posse permanente, cabendo-lhes o usufruto exclusivo das riquezas do solo, dos rios e dos lagos nelas existentes.

Tanto a Constituição Federal, quanto o Estatuto do Índio (Lei 6.001/73) garantem que qualquer forma de arrendamento de terras ou qualquer ato legal ou negócio que restrinja a propriedade direta dos povos indígenas é proibido nas TIs. Além disso, os não indígenas estão proibidos de caçar, pescar, colonizar ou desenvolver atividades agrícolas ou extrativistas nessas áreas.

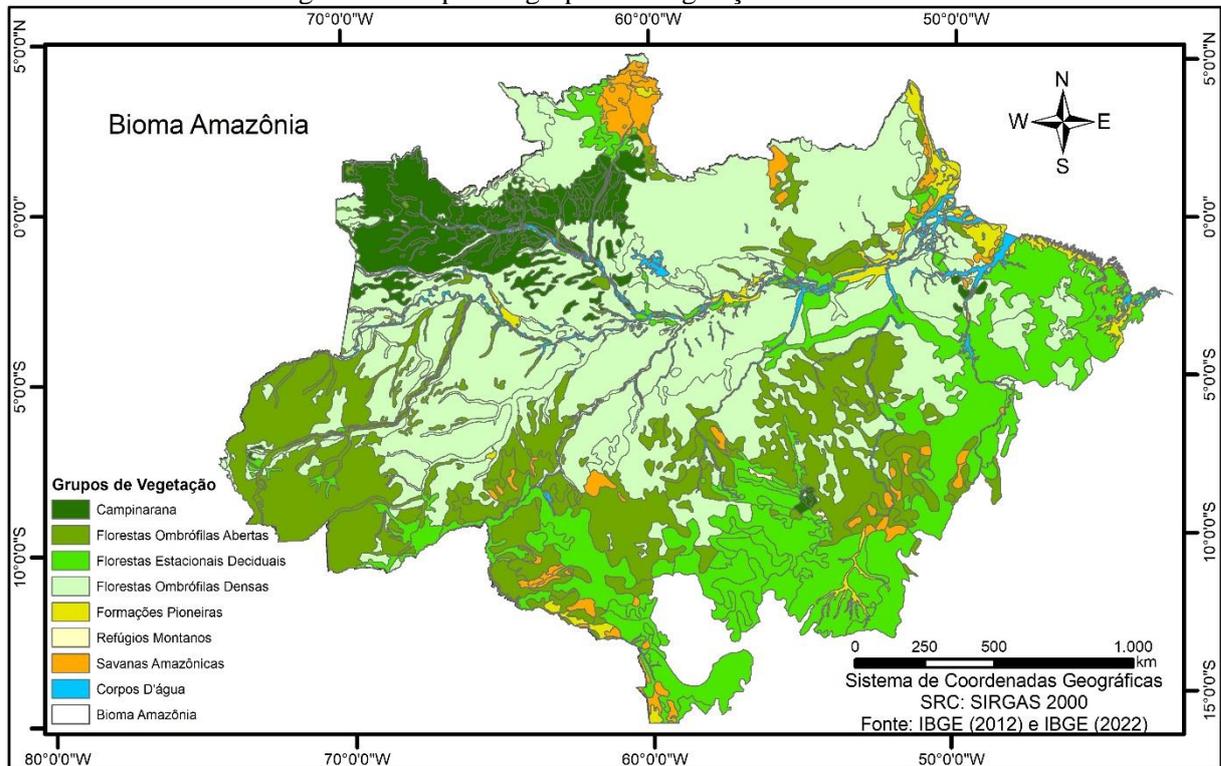
As TIs localizadas no Bioma Amazônia estão distribuídas integralmente nos estados do Acre, Amapá, Amazonas, Pará e Roraima, e parcialmente nos estados do Maranhão, Mato Grosso, Rondônia e Tocantins, em ambientes extremamente heterogêneos do ponto de vista da vegetação, elementos do clima e dos usos.

3.1 VEGETAÇÃO

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2012), a vegetação do Bioma Amazônia é bastante heterogênea, varia de fitofisionomias florestais tropicais úmidas às savanas. Desse modo, há sete grandes grupos de vegetação conforme o mapa da Figura 9: as campinaranas, as florestas estacionais decíduais ou semidecíduais, as florestas ombrófilas abertas, as florestas ombrófilas densas e as formações pioneiras com influência fluvial ou

marinha, os refúgios montanos, e as savanas amazônicas (IBGE, 2012).

Figura 9 – Mapa dos grupos de Vegetação do Bioma Amazônia.

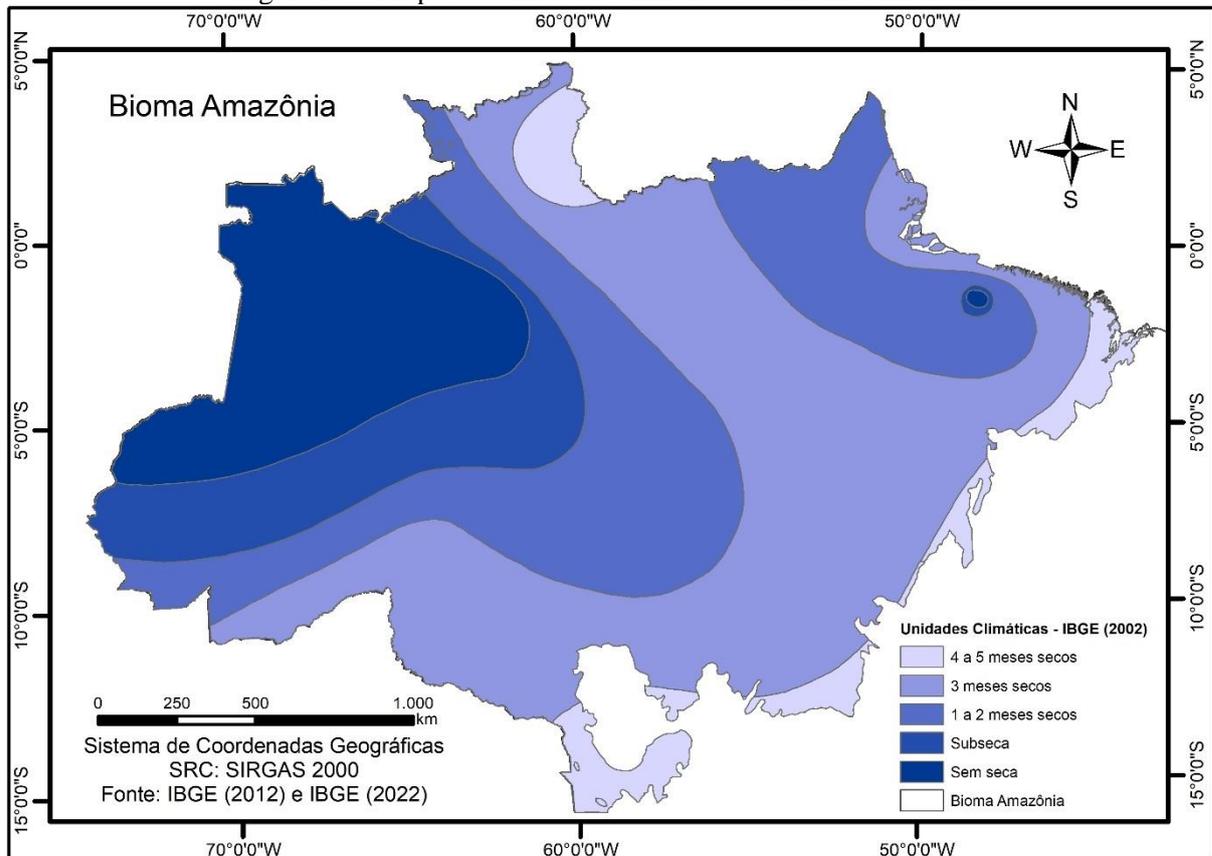


Fonte: O Autor (2022).

3.2 ELEMENTOS DO CLIMA

Conforme o mapa da Figura 10, assim como a vegetação, os elementos do clima também apresentam variação no Bioma Amazônia. Nesta pesquisa, para a caracterização da área de estudo foi adotada a classificação climática do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Desse modo, o clima está incluído nas zonas: Equatorial e Tropical. Na zona Equatorial, que se subdivide em quatro subzonas, o clima é quente, as temperaturas médias são maiores que 18°C. Apesar disso, a umidade varia de: úmido com três meses secos; úmido com um a dois meses secos, super-úmido, subseca e super úmido sem seca. Na zona Tropical, que se compõe de uma única subzona, o clima também é quente, com temperaturas médias superiores a 18° C em todos os meses, com ambiente semi-úmido de quatro a cinco meses secos (IBGE, 2002).

Figura 10 – Mapa das unidades Climáticas do Bioma Amazônia.



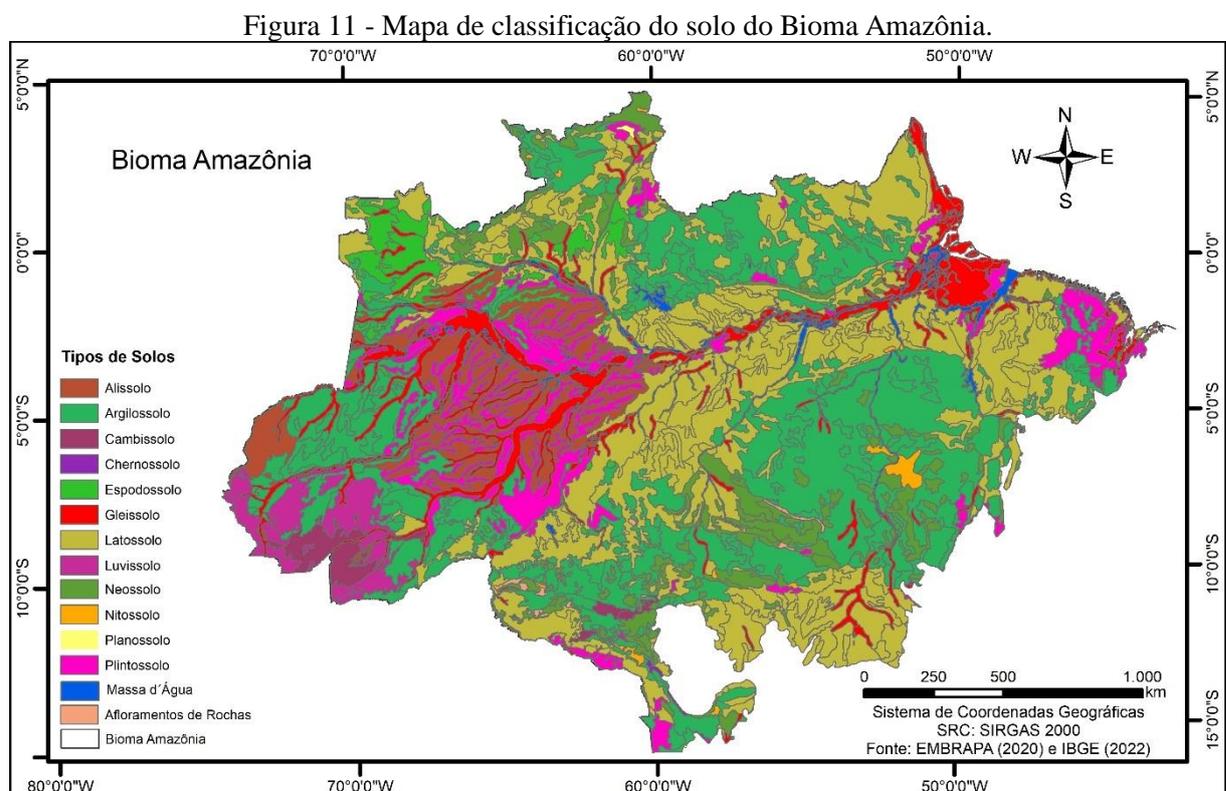
Fonte: O Autor (2022).

Segundo Marengo e Nobre (2009), a região amazônica se distingue por ser uma das mais extensas áreas quentes e úmidas do mundo, onde possui um índice pluviométrico de aproximadamente 2.300 mm/ano, em média, e de até 5.000 mm/ano em sua porção ocidental. De acordo com Franca (2015), essas características resultam na conjugação de fatores estáticos e dinâmicos, como sua posição geográfica e a atuação de sistemas atmosféricos produtores de chuva. Segundo Obregón (2013), os principais fatores regionais que determinam as características do sistema climático da Amazônia, são: a sua posição latitudinal, a influência do Atlântico Tropical, a existência da Cordilheira dos Andes e a presença da floresta pluvial.

De acordo com Marengo e Nobre (2009), os três principais núcleos chuvosos da Amazônia estão localizados: 1) no noroeste do estado do Amazonas, com volume maior que 3.000 mm/ano; 2) na região central da Amazônia, em torno da latitude 5° sul, volumes maiores que 2.500 mm/ano; e 3) entre o litoral do Amapá e a foz do rio Amazonas no estado do Pará, uma pluviosidade maior que 4.000 mm/ano.

3.3 SOLOS

Segundo Lourenço Jr e Garcia (2006), cerca de 92% dos solos do Bioma Amazônia são de baixa fertilidade natural ou distróficos, enquanto os restantes 8% são eutróficos ou de elevada fertilidade (aproximadamente 40 milhões de hectares). De acordo com a EMBRAPA (2020), os solos do Bioma Amazônia são classificados em Alissolo, Argissolo, Cambissolo, Chernossolo, Espodossolo, Gleissolo, Latossolo, Luvisolo, Neossolo, Nitossolo, Planossolo e Plintossolo (Figura 11).



Fonte: O Autor (2022).

Segundo o Instituto Brasileiro de Florestas (IBF, 2022), os solos que sustentam a floresta amazônica são em geral bastante arenosos. De acordo com IBF (2022), são solos que possuem uma fina camada de nutrientes que se forma a partir da decomposição de folhas, frutos e animais mortos. Esta camada é rica em húmus, matéria orgânica muito importante para algumas espécies de plantas da região. Em áreas desmatadas, as fortes chuvas “lavam” o solo, carregando seus nutrientes. Esse processo é chamado de lixiviação, que deixa os solos amazônicos ainda mais pobres. Apenas 14% de todo o território pode ser considerado fértil para a agricultura.

3.4 TRANSPORTES

Em relação a configuração dos modos de transportes na região amazônica, de acordo com a Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (DNIT, 2022), a região amazônica possui uma rede hidroviária navegável de cerca de 17,6 mil km, ocupando uma extensão territorial de mais de 3,6 milhões de km². Segundo Sant'anna (1998), os principais rios que integram esse sistema são navegáveis em grande parte de seu percurso e formam a espinha dorsal que estrutura a rede hidroviária da Amazônia. Já o subsistema rodoviário, de acordo com DNIT (2022) possui cerca de 46.613,48 mil km. Segundo Sant'anna (1998), o sistema rodoviário tem o papel de complementar o sistema hidroviário e objetiva assegurar a construção de vias alimentadoras estaduais e municipais.

Já em relação ao transporte aéreo, o desenvolvimento desse modo se deu em razão de haver grandes distâncias e por questões da precariedade das ligações por meio do sistema rodoviário e hidroviário. Dessa maneira, o transporte aéreo na região amazônica assumiu um rápido crescimento em função das necessidades (IPEA, 2022). Já o subsistema aéreo possui cerca de 656 aeródromos públicos e privados no Bioma Amazônia (MINISTERIO DE INFRAESTRUTURA, 2022).

4 METODOLOGIA

Este capítulo descreve os materiais e métodos usados para a investigação desta tese. Para isso foi necessário revisar as técnicas adotadas para avaliar a influência da rede rodoviária nos impactos ambientais causados nas Terras Indígenas do Bioma Amazonia. Dessa forma, a metodologia foi dividida em duas etapas. A primeira etapa consiste em realizar a descrição das fontes dos dados utilizados para os dois artigos. A segunda etapa consiste em realizar a descrição dos métodos utilizados nos dois artigos.

4.1 FONTES DOS DADOS

O objetivo da primeira etapa da metodologia foi descrever os dados que foram utilizados para investigar a influência da rede rodoviária oficial e não oficial, no desmatamento e nos focos de calor ativo dentro e no entorno próximo das Terras Indígenas do Bioma Amazônia.

Os dados relacionados às áreas de estudo foram obtidos junto a Fundação Nacional do Índio (FUNAI, 2022). Inicialmente foi delimitada a área de influencia (*buffer* de 10 km) de cada Terra Indígena. A área de 10 km foi escolhida baseada nos estudos de Cabral *et al.* (2018) e Rorato *et al.* (2021). Os dados relacionados às Terras Indígenas foram obtidos no formato de arquivo vetorial junto à FUNAI.

Os dados relacionados ao desmatamento foram obtidos junto ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2022) através do projeto PRODES. O projeto PRODES realiza o monitoramento por satélite do desmatamento por corte raso na Amazônia Legal e produz, desde 1988, as taxas anuais de desmatamento na região. No caso do desmatamento, foram obtidos os incrementos anuais a partir de 2008, ano que começou a ser calculado. O período do estudo se deu justamente por motivos de não haver dados de incrementos anteriores a 2008. Dessa maneira foi realizada a média dos incrementos anuais de desmatamento do período de 2008 a 2021, totalizando um período de 14 anos. No caso dessa variável foram consideradas as áreas de desmatamento em km² dentro e fora (*buffer de 10 km*) das TIs.

Os dados relacionados aos focos de calor ativo foram obtidos junto ao Programa Queimadas do INPE. O programa realiza pesquisa, desenvolvimento tecnológico e a inovação de produtos, processos e geoserviços para o monitoramento e a modelagem da ocorrência e propagação e classificação do fogo ativo na vegetação utilizando técnicas de Sensoriamento

Remoto, Geoprocessamento e Modelagem Numérica. No caso dessa variável foram considerados os números de focos ativos dentro e fora das TIs.

Em relação aos dados sobre a infraestrutura da rede rodoviária, foram considerados no primeiro artigo as estradas oficiais. No segundo artigo foram considerados os dados de estradas oficiais e não oficiais. Os dados das estradas oficiais foram obtidos no Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (DNIT, 2022). No caso das estradas oficiais foram consideradas as pavimentadas e as não pavimentadas. Já os dados relacionados às estradas não oficiais foram obtidos do Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia – (Imazon, 2022). As estradas não oficiais são consideradas aquelas que são construídas, em grande parte, para a exploração dos recursos naturais, sem qualquer planejamento com a rede rodoviária oficial e sem as autorizações exigidas por lei, representando o primeiro passo para destruição da floresta (BRANDÃO; SOUZA., 2006). No caso dessas duas variáveis foram consideradas as extensões em quilometro dentro e fora das TIs.

Os dados relacionados à Mineração foram obtidos da Agência Nacional de Mineração (ANM, 2022). Os dados de Mineração foram considerados aqueles que possuem a mineração ativa perante os órgãos responsáveis. Além disso, foram utilizados dados de área de Garimpo Ilegal no período de 2013 a 2020. Esses dados foram obtidos através da Rede Amazônica de Informação Socioambiental Georreferenciada (RAISG, 2022). De acordo com a ANM, o garimpo é considerado ilegal quando feito, basicamente, em áreas maiores que 50 hectares ou em terras indígenas. No caso dessas duas variáveis foram consideradas as áreas de mineração e de garimpo ilegal em km² dentro e fora das TIs.

Houve a limitação na obtenção de algumas variáveis para todos os anos escolhidos da pesquisa. Como por exemplo, dados da rede rodoviária oficial e não oficial e do garimpo ilegal.

Para as análises estatísticas foram utilizados os *softwares* SPSS e RStudio. O RStudio é um *software* de código aberto de ambiente de desenvolvimento integrado para R, uma linguagem de programação para gráficos e cálculos estatísticos. Já o SPSS, é um software estatístico que permite a utilização de dados em diversos formatos para gerar relatórios, calcular estatísticas descritivas, conduzir análises estatísticas complexas e elaborar gráficos. Para as análises espaciais foi utilizado o software Qgis 3.22.5. que é um software livre com código-fonte aberto, multiplataforma de sistema de informação geográfica – SIG, que permite a visualização, edição e análise de dados georreferenciados.

4.2 MÉTODOS UTILIZADOS

Essa segunda etapa da metodologia tem como objetivo, descrever os métodos utilizados para se chegar aos objetivos propostos para esta tese de doutorado.

No primeiro artigo, foram empregados quatro métodos: Gaussian Mixture Models, Regressão dos Mínimos Quadrados Ordinários, Regressão dos Mínimos Quadrados Ordinários Ponderados e Modelo Linear Generalizado. Por sua vez, o segundo artigo se valeu de dois métodos: Estimador de Densidade de Kernel e Regressão dos Mínimos Quadrados Ordinários.

4.2.1 Clusterização por Modelo de Mistura Gaussiano

O método de Agrupamento Gaussian Mixture Models (GMM) é um modelo probabilístico que avalia cada amostra criada a partir de um número finito de distribuições Gaussianas com parâmetros desconhecidos (LAI *et al.*, 2022). De acordo com Majumder (2022) o GMM é um método de clustering não supervisionada que cria clusters elípticos com base na densidade de probabilidade estimada pela abordagem Expectation-Maximization (EM).

O Gaussian Mixture Models possui uma capacidade de agrupamento elevado quando é comparado ao método de agrupamento K-Means, pois o modelo de agrupamento K-means utiliza apenas a média para agrupar o conjunto de dados, já o modelo GMM utiliza a média e a covariância. O método de agrupamento GMM pode ser expresso através da Equação 1, que é uma combinação de distribuições Gaussianas simples.

$$p(X) = \sum_{k=1}^k \pi_k N(X|\mu_k, \Sigma_k) \quad (1)$$

Onde X representa os pontos de dados, o k representa o número de clusters, N é a função de densidade gaussiana, π_k representa o coeficiente de mistura, μ_k é o valor médio de cada componente k e o Σ_k a covariância.

Para a determinação do número ideal de agrupamentos foi utilizado o método de BIC (Bayesian Information Criterion). O método de BIC é um critério estatístico utilizado para selecionar o melhor modelo entre um conjunto de modelos candidatos. Além disso, o BIC leva em consideração dois fatores principais para selecionar o melhor modelo: a qualidade do ajuste e a complexidade do modelo.

Adicionalmente, para testar as diferenças nas distribuições das variáveis individualmente entre clusters foi utilizado o teste não paramétrico para amostras independentes de Kruskal-Wallis.

4.2.2 Regressão dos Mínimos Quadrados Ordinários

A análise conjunta das variáveis se deu inicialmente por meio da regressão por mínimos quadrados ordinários (MQO). A análise por regressão é um dos métodos mais utilizados para a análise conjunta de dados, sendo adotada em quase todas as áreas de conhecimento. Esse tipo de regressão é utilizado para identificar as associações lineares estatisticamente significantes entre a variável resposta e suas variáveis explicativas (ABMAN *et al.*, 2018). O modelo MQO pode ser demonstrado na Equação 2.

$$Y = X\beta + \varepsilon \quad (2)$$

Onde Y é o vetor com a média da variável resposta, X é a matriz $n \times k$ das variáveis explicativas e β é um vetor $k \times 1$ de parâmetros do modelo. O ε corresponde ao erro aleatório.

Para encontrar o modelo mais apropriado para representar o fenômeno, conduziu-se sistematicamente a análise do modelo com o melhor Critério de Informação de Akaike (AIC) e o R^2 . Para verificar se há autocorrelação em seus resíduos, foi aplicado o teste de autocorrelação dos resíduos de Durbin Watson. Também com os resíduos, foi aplicado o teste de normalidade de Spiro Wilk e de homocedasticidade de Anderson-darling para verificar esses pressupostos dos modelos OLS.

4.2.3 Regressão dos Mínimos Quadrados Ordinários Ponderados

Ao contrário da regressão de mínimos quadrados linear, a regressão de mínimos quadrados ponderada não está associada a um tipo específico de função usada para descrever a relação entre as variáveis do processo (RUPPERT; WAND, 1994; WILLET; SINGER, 1988). Em vez disso, os mínimos quadrados ponderados refletem o comportamento dos erros aleatórios no modelo. Essa regressão pode ser usada com funções lineares ou não lineares nos parâmetros.

Ela funciona incorporando constantes não negativas extras, ou pesos, associados a cada ponto de dados, no critério de ajuste. O tamanho do peso indica a precisão da informação contida na observação associada. A otimização do critério de ajuste ponderado para encontrar as estimativas dos parâmetros permite que os pesos determinem a contribuição de cada observação para as estimativas finais dos parâmetros. Dessa forma, o modelo considerado é dado a partir da Equação 3 abaixo:

$$Y = X\beta + \varepsilon^* \quad (3)$$

Onde ε^* é assumido como sendo (multivariado) normalmente distribuído com vetor médio 0 e matriz de variância-covariância não constante.

4.2.4 Modelos Lineares Generalizados

O Modelos Lineares Generalizado (Generalized Linear Models, GLM) é uma técnica estatística que permite modelar a relação entre uma variável de resposta Y e um conjunto de variáveis explicativas X . Ele é uma extensão do método de Regressão Linear Simples (Simple Linear Regression) e da Regressão Linear Múltipla (Multiple Linear Regression) e permite que a variável de resposta seja uma variável aleatória com diferentes distribuições de probabilidade.

Os modelos de regressão são flexíveis o suficiente para incluir distribuições de erros não normais e correlações não lineares entre os preditores e a variável de resposta são conhecidos como modelos lineares generalizados (GLMs) (XIE; LUO, 2022).

As principais características dos GLMs podem incluir: i) suportar várias distribuições de probabilidade para a variável dependente; ii) as relações entre a variável resposta e os preditores lineares são modeladas usando uma função de ligação, que pode ser linear ou não linear; iii) ao adotar uma função de variância da média, este modelo pode gerenciar variância não constante; iv) a estimativa de máxima verossimilhança estima os parâmetros do modelo; v) GLMs são robustos a violações das suposições de normalidade e variância constante, tornando-os adequados para uma ampla gama de tipos de dados e questões de pesquisa.

4.2.5 Estimador de Densidade de Kernel

Para a realização da análise espacial foi utilizado o estimador de densidade de Kernel (XIE; YAN, 2008). Segundo Xie e Yan, (2008), a densidade de Kernel consiste numa

técnica de interpolação exploratória que gera uma superfície de densidade para fins de identificação visual para qualquer tipo de dado, desde que contenha sua localização, ou seja, latitude e longitude, por exemplo. Ainda segundo os autores, a estimativa de Kernel depende de dois parâmetros: raio de influência (τ) e função de estimação do Kernel (k).

O raio de influência (que é a largura de banda) será calculado usando a variante espacial da regra prática proposta por Silverman (2018), que é robusto a *outliers* espaciais. O cálculo da largura de banda considera: (1) o centro médio dos pontos de entrada; (2) a distância do centro médio; (3) a mediana dessas distâncias (D_m); e (4) a Distância Padrão (SD). É dado pela Equação (4) onde n é o número de pontos analisados.

O cálculo da densidade do Kernel é baseado na função Kernel Quártica (Equação (4)), descrita em Silverman (2018), onde h é a distância entre um ponto e seu vizinho (RUDKE *et al.*, 2020).

$$r = 0.9 * \min \left(SD \sqrt{\frac{1}{\ln(2)} \cdot D_m * n} - 0,5 \right)^2 \quad (4)$$

O n é o número de pontos analisados.

O cálculo da densidade do kernel é baseado na função kernel quártica (Equação 5), descrita em Silverman (1998) por:

$$k(h) = 3/\pi(1 - h^2)^2 \quad (5)$$

onde h é a distância entre um ponto e seu vizinho.

5 ARTIGO 1 - ROAD NETWORK AND DEFORESTATION OF INDIGENOUS LANDS IN THE BRAZILIAN AMAZON

REDE RODOVIÁRIA E DESMATAMENTO DE TERRAS INDÍGENAS NA AMAZÔNIA BRASILEIRA

ABSTRACT

This research evaluates the relationship between the official and unofficial road network and deforestation in the Brazilian Amazon within and around 332 indigenous lands from 2008 to 2021. The study uses infrastructural and environmental data. Two analyses were performed: clustering by the Gaussian Mixture Model to find group similarities and regressions by weighted least squares (WLS) and the generalized linear models (GLM) to extract factors related to deforestation considering the complete set and the clusters. The results revealed six clusters. Some suffer direct impacts from roads, while others are better preserved. Regression models revealed active fires, illegal mining, and that unofficial roads within ILs to be the drivers for deforestation. The general results indicated that for every 1km of an additional unofficial route, deforestation increases by 0.036 km². However, when analyzing the regression models for clusters, we concluded that only 45% of the lands are currently affected by road infrastructure.

Keywords: Unofficial Roads; Deforestation; Indigenous Lands; Gaussian Mixture Model; WLS Regression.

RESUMO

Esta pesquisa avalia a relação entre a rede rodoviária oficial e não oficial e o desmatamento na Amazônia brasileira dentro e ao redor de 332 terras indígenas de 2008 a 2021. O estudo usa dados de infraestrutura e ambientais. Duas análises foram realizadas: agrupamento pelo Gaussian Mixture Model para encontrar similaridades de grupos, regressões por mínimos quadrados ponderados (WLS) e modelos lineares generalizados (GLM) para extrair fatores relacionados ao desmatamento considerando o conjunto completo e os clusters. Os resultados revelaram seis clusters. Algumas sofrem impactos diretos das estradas, enquanto outras estão mais bem preservadas. Modelos de regressão revelaram que focos de calor ativo, garimpo ilegal e estradas não oficiais dentro das TIs são os motores do desmatamento. Os resultados gerais indicaram que a cada 1km de rota não oficial, o desmatamento aumenta em 0,036 km². No entanto, ao analisar os modelos de regressão para clusters, concluímos que apenas 45% das terras estão atualmente afetadas por infraestrutura rodoviária.

Palavras-chave: Estradas não oficiais; Desmatamento; Terras Indígenas; Modelo de Mistura Gaussiana; Regressão WLS.

1. Introduction

Changes in land use and deforestation in the Amazon Biome raises global worries due to the decline in biodiversity and effects related to climatic changes (Lapola et al., 2014). This diverse biome has been losing its natural resources, such as its vegetation cover, which impacts its sociobiodiversity. According to the National Institute for Space Research (INPE) (2022), in the last three years, the Amazon Biome lost about 34 thousand km² of native forests. On a global level, in 2021, approximately 111 thousand km² of rainforests were converted into different land uses, with the Amazon Biome contributing to nearly 30% of this loss (Global Forest Watch, 2022). Numerous studies explain the reasons behind this deforestation phenomenon and, consequently, its effects in this Indigenous Lands expropriation scenery (Dos Santos et al., 2021).

According to Laurance et al. (2009), in the regions along the tropics, major roads open up to forest areas used for settlement and for the extraction of forest resources. In addition, according to Barber et al. (2014), much of the deforestation in the Amazon Biome has occurred near such roads. Besides deforestation, several surveys revealed other environmental impacts caused by the opening and operation of said roads, such as impacts on soils (Deljouei et al., 2018; Klarenberg et al., 2018), hydrology (Klarenberg et al., 2019), aquatic ecosystems (Tallman et al., 2022), wildfires (Santos et al., 2021; Silva et al., 2022), chemical pollution (Villén-Pérez et al., 2020), and animal deaths (Filius et al., 2020), among others. Like so, the land transport infrastructure impacts and influences climate change in the Amazon Biome, especially in the "arc of deforestation". This area clusters municipalities presenting the highest deforestation rates, resulting from significant economic incentives for the growth of cattle ranching in the region and constant movements of land speculation (Nogueira et al., 2007).

Barber et al. (2014) revealed that deforestation occurs more intensely near rivers and roads than in any other Amazonian region. Almost 95% of deforestation has occurred within a range of up to 5.5 km from roads and 1 km from watercourses. According to Godar et al. (2012), once there were the opening up of roads, the deforestation process in the Amazon started. This process intensified from the beginning of the 1970s, with the occupation of adjacent areas to the implanted highways. According to Neves et al. (2021), the Amazon transportation system has prioritized the road transportation mode since the late 1950s, which does not adequately consider the uniqueness of each location and has led to unsustainable growth.

Additionally, for Nascimento et al. (2021), the lack of good conditions in the infrastructure of official roads has led to the clandestine opening of unofficial roads.

Associated with unofficial roads, is the diversification of land occupations, which are often illegal, and the indiscriminate use of fire for their management, for example, agriculture and livestock. This happens since roads, as flow networks, "play strategic roles in the set of productive services of the territories" (Castilho, 2014). Consequently, Silvestrini et al. (2011) found a connection between deforestation caused by livestock or agriculture and fire in the tropics. Mining is another illicit activity connected to unauthorized roads; it is carried out in an unkempt and erratically organized manner. According to Greenpeace (2022), the number of roads leading to illegal mining operations have increased, particularly within and near indigenous lands.

The predominance of unofficial roads in the Amazon stems from a small network of official roads (Brandão Jr and Souza Jr, 2006). According to Nascimento et al. (2021), unofficial roads are available to survey and use this biome's natural resources. Besides, according to Brandão Jr and Souza Jr (2006), these unofficial roads were implemented without any control, inspection, or direct incentives from the national government. These roads are usually used for the exploitation of natural resources (Sauer, 2018), such as illegal hunting (Folharini et al., 2022; Silva et al., 2020a), selective logging (Ferrante et al., 2021), and access to areas of illegal mineral extraction (Santos, 2014; Siqueira-Gay et al., 2020). Neves et al. (2021) stated that clandestine road infrastructure is strongly related to Amazon Forest deforestation. In addition, unofficial roads facilitate access to preservation zones, Conservation Units, and indigenous lands (Botelho et al., 2022).

According to Milien et al. (2021), the creation of several protected areas, including the indigenous lands, aimed at the protecting biodiversity and stopping the decline of forest coverage. Under the 1998 Brazilian Federal Constitution, Indigenous Lands (ILs) are areas demarcated to guarantee indigenous peoples' rights to land, physical preservation and reproduction, cultural identity, and social livelihood and organization. In addition, for Rorato et al. (2021), ILs are vital areas to preserve the ethnocultural heritage. Furthermore, they are also providing numerous ecosystem services of collective interest to the global community (Rorato et al., 2022). Milien et al. (2021) have suggested that the demarcation of ILs represents an effective strategy for deforestation reduction.

In the last few years, several techniques were adopted to investigate the relationship between the expansion of the road network and vegetation removal in the Brazilian Amazon (Barber et al., 2014; Müller et al., 2016; Ferrante et al., 2021; Neves et al., 2021; Botelho et al., 2022). For example, Neves et al. (2021) investigated the impact of the unofficial and official road networks on Amazon Forest deforestation in the state of Pará and developed a

method to predict the occurrence of this phenomenon over 30 years using machine-learning techniques (Random Forest). The results revealed that unofficial and official road networks influenced the deforestation process in the state of Pará, Brazil. In another work, Milien et al. (2021) used geoprocessing techniques in remote sensing images to extract pixels whose spectral response indicated the absence of vegetation in the Chico Mendes Extractive Reserve in the state of Acre. The findings have shown that, in the presence of a paved roadway, it significantly affects the conservation of forest cover.

Despite these published studies, the absence of research focusing on the influence of the road network on deforestation within the entire set of ILs in the Amazon Biome characterizes a gap. Thus, exploring this issue is relevant, since the designated protected areas called “indigenous lands” in the Brazilian legislation represent a right of the originating peoples of Brazil. Besides that, studying this theme can reveal how the road network adversely influences the sustainability of the physical environment in these lands, known to have rich socio-biodiversity.

Thus, the primary objective of this article is to assess the influence of official and unofficial road networks on the average annual deforestation in indigenous lands and their surroundings (10 km around the boundary of IL) from 2008 to 2021. This interdisciplinary research contributes to thinking about the relations between land transport networks, indigenous peoples, the impacts associated with them, and the Amazon Biome sustainability.

2. Methodology

2.1 Study area

The study area comprises 332 Indigenous Lands (ILs), entirely located in the Amazon Biome of Brazil. According to the Brazilian Forest Institute (2022), the Amazon Biome occupies approximately 4,196,943 km², which correspond to more than 40% of the Brazilian territory and consisting typically of varied phytophysionomies of tropical forests, with the presence of Savannah enclaves and flooded areas (Santos, 2014; Silva et al., 2022).

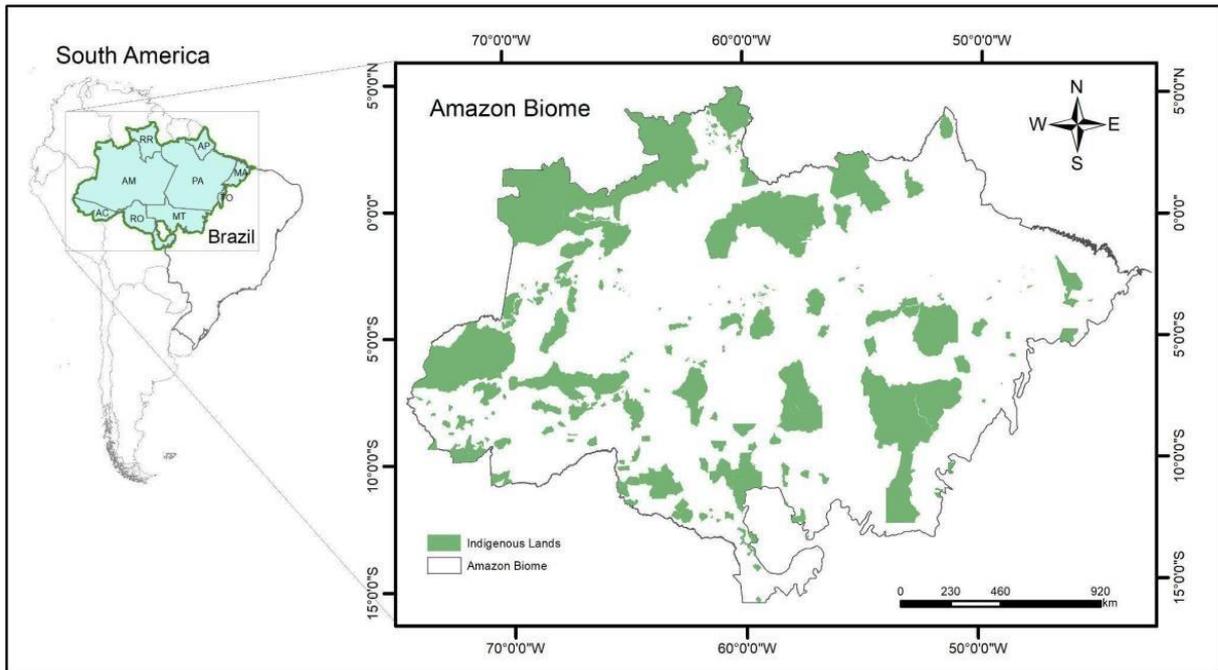


Figure 1. Location of the study area.

In Brazil, the Amazon Biome occupies areas in the states of Roraima, Pará, Amapá, Amazonas, and Acre, and partially in the states of Tocantins, Maranhão, Rondônia, and Mato Grosso. The most significant concentration and diversity of indigenous peoples remain in the Indigenous Lands of the Brazilian Amazon, with a population of around 355,000 people who are part of 150 ethnic groups (Socioenvironmental Institute, 2019). Currently, the 332 ILs of the Amazon Biome cover about 1,081,258 km², representing 20% of this biome and 94% of the area of ILs.

According to Article 231, Paragraph 1, of Brazil's Federal Constitution (FC) from 1988, Indigenous Lands represent territories that indigenous peoples have historically lived permanently on and exploited for their economic activities (BRASIL, 1988). According to these purposes, practices, and indigenous traditions, they remain crucial locations to preserve of the socio-environmental resources required for their survival and physical and cultural reproduction (BRASIL, 1988). The FC further states in Paragraph 2 that the ILs occupied by indigenous peoples intend for their permanent ownership and exclusive right to exploit the land, rivers, and lakes (BRASIL, 1988).

Despite the richness of socio-biodiversity, a road network has been implemented in the Amazon region since the late 1950s. The argument of the National Government was to bring out of isolation and integrate the Amazon region with other Brazilian states. As such, according to data from the National Department of Transport Infrastructure (DNIT, 2022), about 6,805 km of official roads within the Indigenous Lands of the Amazon ease access to

these areas. Another 37,395.163 km of roads surrounding these areas.

2.2 Data source

The data, information, and respective sources of the eight environmental variables and the four transportation infrastructure variables were obtained indirectly and their detailed description is shown in Table 1.

Table 1. Description of transportation infrastructure and environmental variables.

Variable	Code	Description	Unit	Source
Deforestation within the IL	Y	Average annual area deforested within IL between 2008 and 2021.	km ²	INPE (2022)
Deforestation in the Buffer	X1	Average annual deforested area within the buffer (10 km) between 2008 and 2021.	km ²	INPE (2022)
Mining within the IL	X2	Average annual mining area within IL area between 2008 and 2021.	km ²	ANM (2022)
Mining in the Buffer	X3	Average annual mining area within the buffer zone (10 km) between 2008 and 2021.	km ²	ANM (2022)
Active Fire in the Buffer	X4	Number of active fires within the buffer zone (10 km) between 2008 and 2021.	point/ km ²	INPE (2022)
Active Fire within the IL	X5	Number of active fires within the IL area (10 km) between 2008 and 2021.	point/ km ²	INPE (2022)
Unofficial Roads in Buffer	X6	*Annual average extension of unofficial roads within the buffer (10 km) 2008 and 2016.	km	IMAZON (2022)
Unofficial roads within the IL	X7	*Average annual extension of unofficial roads within IL 2008 and 2016.	km	IMAZON (2022)
Official roads within IL	X8	* Extension of official roads within IL in 2018.	km	DNIT (2022)
Official roads in Buffer	X9	* Extension of official roads within the buffer (10 km) in 2018.	km	DNIT (2022)
Illegal mining in Buffer	X10	*Average annual area of illegal mining within the buffer (10 km) between 2013 and 2020.	km ²	(RAISG) (2022)
Illegal mining within the IL	X11	*Average annual area of illegal mining within IL between 2013 and 2020.	km ²	(RAISG) (2022)

* Data available only for this period.

The data on the indigenous lands (IL) considered two situations: within its limits and a buffer of 10 km around the borders. Cabral et al. (2018), Santos et al. (2022), and Silva et al. (2022) based this buffer area on their studies. In addition, files in vector format from the Amazon Biome were used. All the performed analyses and visualizations used the RStudio and QGIS software.

2.3 Methods

Before performing the regression analysis in such a complex geographical environment, it may be beneficial to conduct a cluster analysis, seeking to identify any patterns or subgroups within the data that may influence the relationship between the dependent variable, annual deforestation within the ILs, and the independent variables. By identifying these subgroups and performing regression analysis separately for each subgroup, we seek to improve the overall model fit and to gain a better understanding of the underlying relationships among the variables.

2.3.1 Cluster Analysis

A cluster analysis using a Gaussian Mixture Model (GMM) was conducted based on the database and on its variables, representing the 332 indigenous lands and their surrounding areas. The analysis seeks to group similar situations occurring inside and outside ILs. The cluster's identification is a relevant tool of exploratory analysis that recognizes patterns in the data and is used in several areas of study (Javadi et al., 2017). This analysis' goal for this study was to classify the ILs based on their similarities to organize the database for some regression analysis.

The Gaussian Mixture Model is a probabilistic model that evaluates each sample created from a finite number of Gaussian distributions with unknown parameters (Lai et al., 2022). According to Majumder (2022), GMM is an unsupervised clustering method that creates elliptical clusters based on the probability density estimated by the Expectation-Maximization (EM) approach. GMM has a high clustering capacity when compared to the K-Means clustering because the K-means cluster model uses only the mean to group the data set, while the GMM model uses the mean and covariance. Besides, the GMM method considers three factors in the classification, the centroid, the density, and the cluster form. The minimum value of the Bayesian Information Criterion -BIC determines the ideal number of clusters.

Subsequently, the Kruskal-Wallis test was applied to check for statistically significant differences in the distributions of the most sensitive variables between clusters (Du et al. 2022). From this test, a set of boxplots helps to interpret the difference among the formed clusters.

2.3.2 Regression Analysis

The proposed regression analysis investigates the relationships between the dependent variable (deforestation within ILs) and the independent variables which are listed in Table 1. The resulting regression equations with all 332 ILs were compared with the regression results using data per cluster.

OLS (Ordinary Least Squares) is a simple and widely used method for regression analysis. It assumes that the residuals must be normally distributed with constant variance and that the relationships between the dependent and independent variables are linear. However, it is crucial to check these assumptions before proceeding with further analysis (Abman et al., 2018; Paul & Banerjee, 2021). Moreover, to find the most appropriate model to represent the phenomenon, we systematically conducted the model analysis with the Akaike Information Criterion (AIC) and R^2 (Cellmer et al., 2020; Silva et al., 2020b). Then, the first regression using all 332 ILs adopted the OLS approach represented by Equation 1:

$$\begin{aligned}
 Y(\text{Deforestation_IL}) = & \beta_0 + \beta_1.X_1(\text{Deforestation_buffer}) + \beta_2.X_2(\text{Mining_IL}) + \\
 & \beta_3.X_3(\text{Mining_buffer}) + \beta_4.X_4(\text{Active_fire_buffer}) + \beta_5.X_5(\text{Active_fire_IL}) + \beta_6.X_6 \\
 & (\text{Unofficial_roads_buffer}) + \beta_7.X_7(\text{Unofficial_roads_IL}) + \beta_8.X_8(\text{Official_roads_IL}) + \beta_9.X_9 \\
 & (\text{Official_roads_Buffer}) + \beta_{10}.X_{10}(\text{Illegal_mining_Buffer}) + \beta_{11}.X_{11}(\text{Illegal_mining_IL}) + \varepsilon
 \end{aligned}
 \tag{1}$$

Where Y is the dependent variable representing the average annual deforestation occurring in each IL, X represents the independent variables listed in Table 1, β is the estimated regression parameter, and ε is the error.

Immediately afterward, we performed the spatial autocorrelation test of the OLS model residuals using the Durbin-Watson test to assess what extent the result could be explained by the spatial component after modeling the predictors. If the existence of spatial autocorrelation is noticed in its residuals, the OLS model is not the most suitable to represent deforestation within Indigenous Lands. The resulting model should also ensure that there is no multicollinearity between the regressors, so the Variance Inflation Factor (VIF) statistic was calculated. We also performed the Shapiro-Wilk and Breusch-Pagan tests with the residuals to test for normality and homoscedasticity. If not satisfied, a log transformation in the response variable (GLM) or a weighted least squares model (WLS) should be tested.

2.3.3 *Weighted Least Squares (WLS)*

Weighted Least Squares regression is usual in economics, finance, and other fields where heteroscedasticity is common. This model is not associated with a specific type of function used to describe the relationship between process variables (Ruppert and Wand, 1994; Willett and Singer, 1988). Instead, weighted least squares reflect the behavior of random errors in the model. This regression may handle linear or nonlinear functions in the parameters.

WLS regression works by incorporating extra non-negative constants, or weights, associated with each data point into the adjustment criterion. The weight represents the inverse of the variance of the errors, and its size indicates the accuracy of the information contained in the associated observation. Observations with a higher variance assign a smaller weight. Optimizing the weighted adjustment criterion to find parameter estimates allows weights to determine the contribution of each data point to the final estimates of the parameters (Faraway, 2009).

2.3.4 *Generalized Linear Model (GLM)*

Regression models are flexible enough to include non-normal error distributions and non-linear correlations between the predictors and the response variable are known as generalized linear models (GLMs) (Xie and Luo, 2022). GLMs' primary characteristics can include: i) supporting several probability distributions for the dependent variable; ii) relationships between the response variable and the linear predictors are modeled using a link function, which may be linear or non-linear; iii) by adopting a variance function of the mean, this model may manage non-constant variance; iv) maximum likelihood estimation estimates the model's parameters; v) GLMs are robust to violations of the assumptions of normality and constant variance, making them suitable for a wide range of data types and research questions.

3. Results

3.1 Cluster analysis

The application of the GMM method on the dataset resulted in six clusters using the smallest value of BIC, as the ideal partition. This set of six clusters was geographically analyzed seeking to find representativeness of the studied reality. Typical features were perceived, for example, isolated ILs show a small level of impacts, others with a higher level of impact due to the proximity of road accesses, and legal or illegal mining activities.

Based on the distribution of elements from the centroid and an elliptical form

(characteristic of the GMM), which was obtained for each group, indications of similarity among them were revealed. Therefore, it is made necessary to evaluate the homogeneity of most of the influencing factors. The clusters were distributed throughout the study area, so that the specificities and distinctions of each cluster could be verified in the descriptive statistics of Table S1 (Supplementary Material).

Thus, for each variable, we tested the null hypothesis of non-differentiation of distributions and their medians by cluster, to verify where the main characteristics of each cluster were located (Kruskal-Wallis test). All the variables presented a p-value < 0.05 in the test, thereby rejecting the null hypothesis. The tests and their graphical representations by boxplots (see Figure S1 - Supplementary Material) help to interpret the unique characteristics of each cluster.

Cluster 1 (Figure 2) encompasses nine ILs with mean area of 25,099 km² and occupies 225,890.2 km² (20.89% of the total ILs). This cluster is mostly located within the Deforestation Arc (southern Para and western Rondônia, near the Bolivian border) and in the State of Amazonas, near the Venezuelan border (Yanomami Land and Raposa Serra do Sol Land). Huge areas of about 25,000 km² on average, encompass this cluster, which is also the most threatened regarding deforestation, active fires, illegal mining within and in the buffers, and unofficial roads in its buffer.

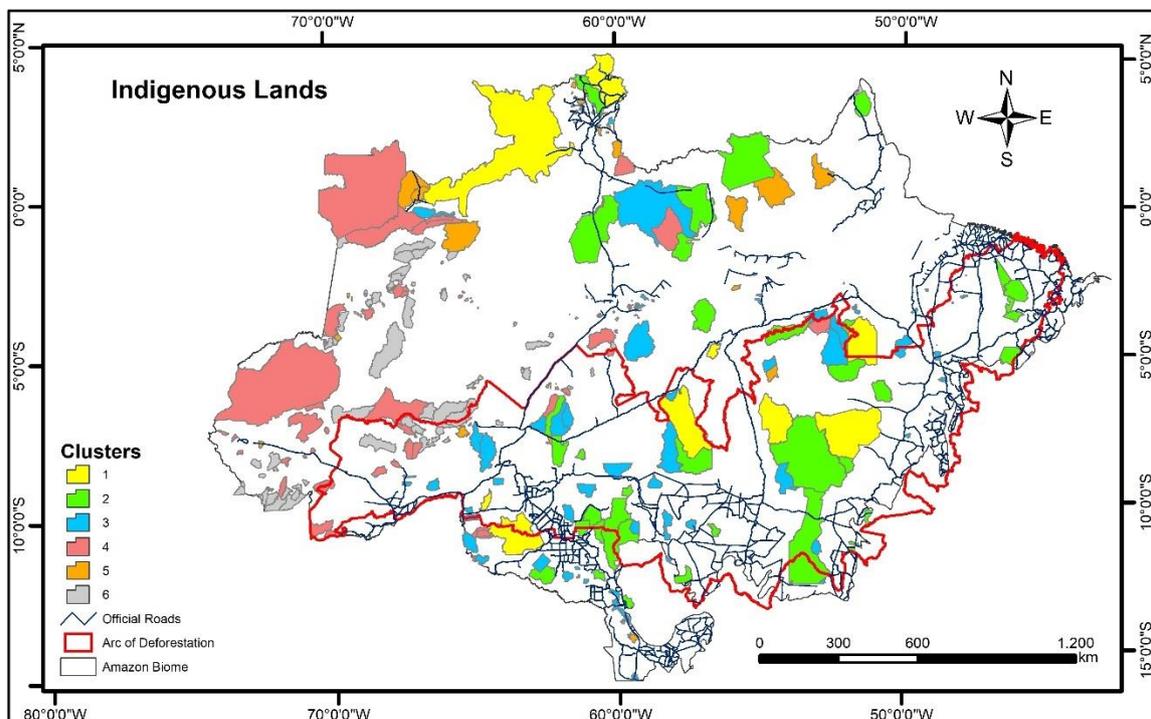


Figure 2. Map of the Gaussian Mixture Model Cluster Grouping.

The variables that best distinguish the buffer area of Cluster 1 (Figure 2) from the

others are the massive total annual deforested area (almost 300 km²), the largest annual active fires (26,473), 343 km² of mining areas and 803 km² of illegal mining associated with the an extension of about 1,792 km of unofficial and 3,037 km of official roads. Within the the limits of the ILs, the main features are 51km² of annual deforestation (the second-highest), 343 km² of mining, 189 km² of illegal mining, 12,621 active fires, and 1,741 km of official roads.

Cluster 2 (Table S1 and Figure 2) contains 36 ILs (with an average area of 7,899 km²) and occupies 284,371 km² (26.3% of the overall area). It is mainly located within the arc of deforestation and at the north and northwest of the State of Pará. This cluster has the highest annual incidence of active fires (44,553) and the second-highest mining area in the buffer (2,449 km²). It shows the most significant threat of deforestation within the ILs (153 km² of annual average) in the presence of unofficial roads (900 km within and 3,666 km in the buffers) and official roads (3,279 km within and 10,756 km in the buffer). When compared to all other clusters, their annual deforestation is more intense within the lands (153 km²) and is the second worse in the buffers (319 km²).

Cluster 3 (Table S1 and Figure 2) encompasses 76 ILs with an average area of 1,959 km² and occupies 148,855 km² (13.77% of the total area). It is located mostly within the arc of deforestation. The main features of this cluster are an annual increase in mining areas of 7,417 km² (the highest among all), 43,337 active fires (the second-highest), and the ease of access provided by the availability of official and unofficial highways in the buffers of 12,000 and 3,687 km, respectively. This inventory of access roads highlights this cluster among them. The third-highest annual deforestation in the IL (38.33 km²) and the first in the buffer (414.88 km²) are the distinguishing features of this cluster.

Cluster 4 (Table S1 and Figure 2), is the third less impacted. It comprises 79 ILs with the average area of 3,428 km² and occupies 270,813 km² (25.05% of the overall area). This cluster is mainly located in more inaccessible areas from the State of Amazonas and on the borders with Peru, Colombia and Guyana, as well as in some points along the boundary of the arc of deforestation. Some threats on the horizon are mining areas (1,218 km²), active fires (14,615) and unofficial roads in the buffer (2,755 km).

Cluster 5 (Table S1 and Figure 2) encompasses 46 ILs with an average area of 1,277 km² and occupies 58,742 km² (5.43% of the overall area). Cluster 5, as well as 4 and 6, is the second-least threatened. There are on the horizon some factors of risk for this still-controlled situation, which are the annual active fires (6,910) and the official roads (8,616 km), both in the buffer. The lands that structure this cluster are geographically more dispersed, although it is observed that the largest lands are in the north of Pará and Amazonas.

Cluster 6 (Table S1 and Figure 2) incorporates 86 ILs with an average area of 1,076 km² and occupies 92,587 km² (8.56% of the overall area). These lands are dispersed throughout the Amazon Biome, inside and outside the arc of deforestation. Cluster 6 has the lowest threat level in all the analyzed aspects. It is located mostly in the most inaccessible areas of the Amazon Biome, near the borders of Peru and Colombia or on the northern edge of the arc of deforestation in the states of Amazonas, Acre, and Rondônia.

Regarding accessibility, there is a small extension of unofficial roads inside or surrounding the lands and practically an isolation in relation to official roads in the ILs. The Cluster 6, as much as Cluster 5, presents the smallest areas of internal (5 km²) or surrounding annual deforestation (27 km²) among the 332 existing ILs. There is little presence of mining areas in the lands and their surroundings and low occurrence of active fires. Perhaps these factors can explain the relative protection of these areas against deforestation.

3.1 Ordinary Least Squares Regression (OLS)

Table 2 shows the significant variables (p-value<0.05) revealed in the OLS model, the regression coefficients, the standard error and the significance of the coefficients, and VIF values. In addition, we also presented the Durbin-Watson test of autocorrelation of the residuals. The Shapiro-Wilk Test and the Breusch-Pagan Test reject the null hypothesis of normality and homoscedasticity of the residuals (p-value < 0.001). For this reason, the results violate the assumptions of the OLS model, and its estimates are biased.

Table 2. OLS regression model adjustment.

Variables	Estimate	Std. Error	t value	p value	VIF
(Intercept)	0.111	0.099	1.120	0.264	-
X ₂ = Mining_IL	0.099	0.010	2.837	0.005	1.073
X ₅ = Active Fires_IL	0.151	0.000	3.956	0.000	1.274
X ₇ = Unofficial roads_IL	0.686	0.007	18.169	0.000	1.254
R ²	0.627				
AIC	1288.733				
<i>Durbin-Watson Autocorrelacion</i>	1.906				
<i>Shapiro-Wilk normality Test</i>	p-value < 2.2 x e ⁻¹⁶				
<i>Breusch-Pagan Test</i>	p-value < 3.6 x e ⁻¹⁴				

3.2 Weighted Least Squares Regression (WLS)

In the database of the regression model by Weighted Ordinary Least Squares (Table

3), of the 11 explanatory variables tested, the variables X4 (Active_fire_buffer), X5 = Active Fire within the IL, X7 (Unofficial_roads_IL) and X11 (Illegal_mining_IL) remained significant. The F statistic of the model is significant with a p-value < 0.001. Moreover, the positive signals of the coefficients are consistent with the literature.

Table 3. WLS regression model adjustment.

Variables	Estimate	Std. Error	t value	p value	VIF
(Intercept)	0.025	0.043	0.587	0.558	-
X ₅ = Active Fire within the IL	0.002	0.000	8.445	0.000	1.231
X ₄ = Active Fire in the Buffer	0.000	0.000	4.743	0.000	1.269
X ₁₁ = Illegal mining within the IL	0.032	0.013	2.426	0.016	1.025
X ₇ = Unofficial roads within the IL	0.036	0.018	1.995	0.047	1.177
R ²	0.374				
F-statistic:	48.775 on 4 and 327				
DF, p-value	< 0.001				

The WLS model assumes the homoscedasticity of the residuals and does not verify their normality. Focusing on the influence of road infrastructures, this regression revealed that for every 1 km of unofficial roads results, there is an increase of 0.036 km² of deforestation inside the ILs. The relatively low power of the model explanation ($R^2 = 0.374$) stems from the probable omission of other influential variables. The data collected from all ILs seeks to describe environmental situations, such as land access infrastructures, active fires, deforestation, and mining areas. This situation represents a limitation in the analysis regarding the factors influencing deforestation in indigenous lands. Road traffic, socioeconomic indicators (GDP, per capita income, HDI), or institutional factors (administrative structures, such as effective police surveillance and environmental inspection) could provide, if available, a greater explanatory power.

3.2 Generalized Linear Model (GLM)

In the GLM model (Table 4), the dependent variable was transformed into its logarithm at base 10. They coincide with the WLS model as significant variables: X4 (Active_fire_buffer), X7 (Unofficial_roads_IL), e X5 = (Active Fire within the IL). Distinctly, only the variable X2 - (Mining within the IL) appears in the GLM model, while in the WLS model, the variable X11 (Illegal_mining_IL) is included. This model also reveals

positive signals that are aligned with the literature. Table 4 summarizes the results.

Table 4. GLM regression model adjustment.

Variables	Estimate	Std. Error	t value	p value	VIF
(Intercept)	-1.48700	0.061	-24.383	0.000	-
X ₄ - Active Fire in the Buffer	0.000459	0.000	5.471	0.000	1.512
X ₇ - Unofficial roads within ILs	0.012472	0.004	3.039	0.003	1.380
X ₅ - Active Fire within the IL	0.000224	0.000	2.285	0.023	1.428
X ₂ - Mining within the IL	0.012564	0.006	2.213	0.028	1.115
R ²	0.293				

Focusing solely on the purpose of this article, it was observed by estimating the regression coefficients, that for every 1 km of unofficial road within the ILs, deforestation increases by 1.25%. The coefficient of determination of 0.293 in this model revealed a slightly lower power of explanation than the one revealed in the WLS model. The reasons that explain these low values have already been presented in the comments on the results of the WLS model section. The development of WLS and GLM models with data from all ILs points to the joint relevance of the variable that expresses the extent of unofficial roads within the lands for increasing deforestation.

Subsequently, the significance of the variables analyzed was investigated, considering them separately by cluster. For this objective, WLS and GLM regressions were modeled for each cluster. Table 5 presents the results:

Table 5. Regression analysis by cluster.

WLS Regression			GLM Regression		
Cluster 6		R ² = 0.769	Cluster 6		R ² = 0.320
Variable	Estimate	p value	Variable	Estimate	p value
Intercept	-0.002	0.000	Intercept	0.101	0.000
X5	0.007	0.000	X5	0.008	0.000
X11	2.305	0.000	-	-	-
Cluster 5		R ² = 0.142	Cluster 5		R ² = 0.143
Intercept	0.070648	0.003	Intercept	0.071342	0.003
X8	0.001769	0.010	X8	0.001750	0.010
Cluster 4		R ² = 0.748	Cluster 4		R ² = 0.299
Intercept	-0.0040	0.840	Intercept	-1.667	0.000
X5	0.00562	0.000	X5	0.01100	0.000
X3	0.00194	0.002	-	-	-
Cluster 3		R ² = 0.328	Cluster 3		R ² = 0.371
Intercept	0.11447	0.125	Intercept	-1.6604	0.000
X5	0.00364	0.000	X2	0.0376	0.048
X6	0.00240	0.049	X5	0.0048	0.000
-	-	-	X6	0.0046	0.050

Cluster 2			Cluster 2	R ² = 0.289	
-	-	-	Intercept	-0.023935	0.830
-	-	-	X7	0.009530	0.001

Although the variable related to unofficial roads within IL (X7) was significant for both the WLS and GLM models with data from all lands, only clusters 2, 3 and 5 revealed the road access infrastructures as relevant to explain deforestation in indigenous lands. This finding demonstrates the relevance of the alternative, which was proposed in this article, to analyze the data in an aggregated way and then divide it into clusters. In a way, the phenomenon of deforestation, which is general, is significantly more related to specific situations. In clusters 2 and 3, indigenous lands are mostly located in the arc of deforestation, where agribusiness economic activity is most prevalent, and networks of informal roads are denser. In Cluster 5, the influence of official roads is stronger (X8). According to the GLM model, in Cluster 2 an increase of 1 km of unofficial roads within the ILs can increase deforestation in indigenous lands by 0.95%. In Cluster 3, also in a GLM model, with the increase of 1 km of unofficial roads in the buffer can increase deforestation in 0.46%. According to the WLS model, for each 1 km increase in official road in Cluster 5 results in 0.002 km² of deforestation within indigenous lands. For this same cluster, the GLM model revealed that for each 1 km increase in official highways, deforestation increases by 0.2%.

However, models based on the clusters, due to their smaller number of data points, displayed a lower coefficient of determination (R² = 0.143, 0,289, and 0,371 for clusters 5, 2, and 3, respectively) than models with all the data points. Also, due to the reduced number of observations (n = 9), it was impossible to form a regression for Cluster 1.

4. Discussions

Our results highlighted anthropic actions, with emphasis on the expansion of the road network, whether its official or unofficial, inside or outside indigenous lands, exert pressure on deforestation within them (Rorato et al., 2021; Rorato et al., 2022; Santos et al., 2022). Santos et al. (2022) showed that deforestation in the ILs grown in a 2/1 rate, that is, with an increase of 1% in deforestation outside the ILs, the deforestation inside them increases by about 0.47%.

The exploratory analysis of the data using the Gaussian Mixture Model clustering method revealed important information for the study. Similar to the research of Rorato et al. (2021), the clusters revealed the diversity of the environmental threats on ILs in the Amazon Biome.

Furthermore, considering the infrastructure variables in the regressions within the

clusters, we observed that 3 of them were important drivers for the deforestation inside and outside the ILs. The variables, Unofficial Roads inside the IL, Unofficial Roads in the Buffer, and Official Roads inside the IL were significant for the occurrence of deforestation and other environmental impacts. The aforementioned results are in accordance with the study conducted by Rorato et al. (2021).

Regarding the specificities and distinctions of each cluster, we highlight the impacts on the Karipuna and Uru-Eu-Wau-Wau indigenous lands in the State of Rondonia, in Baú, Munduruku, and Trincheira Bacajá in the State of Pará, Yanomami and Raposa Serra do Sol in the States of Amazonas and Roraima all in Cluster 1. Most lands in this cluster have in common large territorial extensions and locations in the vicinity of the unofficial and official road network. For example, the Raposa Serra do Sol IL, located in the State of Roraima, has presented a conflicting demarcation process since the 1970s. These conflicts are influenced by the federal highway BR-174 (Manaus-Boa Vista), which extends to Brazil's northern border with Venezuela. For this reason, indigenous peoples have claimed continuous areas without road influence. The exception to the road influence is the Yanomami IL, which has been normally accessed by non-indigenous people (prospectors and smugglers) by air through clandestine airstrips for illegal mining practices (Aguilar Barros et al., 2022). Generally, these ILs are located in municipalities with high deforestation rates, such as Altamira-PA and Porto Velho-RO (INPE, 2021; Santos and Nunes, 2021). According to Barber et al. (2014), road construction is the first stage of deforestation, broadening the range of economic activity. (Barber et al., 2014). In addition, associated with deforestation within these ILs are forest fires.

The Cluster 2 results revealed that this was the most severely impacted, presenting the highest rate of deforestation within IL and the second highest deforestation in the buffer under the influence of unofficial roads in IL and buffers. In this cluster are the Waimiri-Atroari ILs, Tumucumaque Park, Kaxuyana-Tunayana, Xingu Park, Capoto, and Menkragnoti. These areas are situated in the central portion of Brazil and are associated with the most consolidated process of non-indigenous occupation (Silva et al., 2022). The impact of the road network, highways, and also railroads built to connect the country's center, a grain producer, to the far north and the Port of Marabá in the State of Pará, a gateway to the Atlantic Ocean, can also be seen in these areas (Costa et al., 2021). Additionally, our results corroborate with the results found by Cabral et al. (2018), who observed that these ILs have large deforested areas in their interior and surroundings due to the association with cattle ranching and fires resulting from the ease of access favored by the road network.

Cluster 3 was marked by the presence of road infrastructures, even though it was less intense than in Cluster 2. We observed in this cluster that the ease of accessing the ILs is characterized by about 12,000 km of official roads in the IL and 3,687 km in the buffer, which facilitates the indiscriminate mining practices (Villén-Pérez et al., 2022). The ILs of these clusters have as shared aspects their location in the arc of deforestation and the influence of two federal highways, the BR 230 (Transamazon Road) and the BR 163. In general, the ground transportation networks in the Amazon are accountable for spatial interactions of licit or illicit economic activities. Thus, it constitutes an action that serves a diversity of interests. The roads can facilitate spatial processes with different forms, functions, contents, and structures. These processes follow the performances of actors like the state and corporations, which can materialize substantial infrastructure and mobilize information, cargo, people, and capital displacements (Neto, 2019). All of this generates deep transformations within the Amazon Biome landscape.

Clusters 4 and 6, on the other hand, retain the least impacted indigenous lands, which are better preserved. The results revealed that these ILs have fewer official or unofficial roads. According to the study conducted by Barber et al. (2014), deforestation in the Amazon Biome occurs near trunk roads, demonstrating how important it is for protected areas to remain isolated, especially in regions where roads or rivers can access forests. According to Sze et al. (2021), the contribution of IL is increasingly perceived as critical in the delivery of global natural resource conservation goals.

Finally, we have Cluster 5, which is the least threatened, followed by Clusters 4 and 6. However, there is still concern about some factors, such as active fires and official roads in the buffer. The roads lead to varied appropriation dynamics of natural resources, and fire is associated with these practices (Santos et al., 2021).

In addition to the clustering findings by GMM, the results of the WLS regression indicate that the variables: Active Fire within the IL, Active Fire in the Buffer, Illegal mining within the IL, and Unofficial roads within the IL influence deforestation within the ILs. The GLM regression model extracts the following significant variables: Active Fire in the Buffer, Unofficial roads within ILs, Active Fire within the IL and Mining within the IL. Thus, our results for the WLS model indicated that for each kilometer of implemented unofficial road, deforestation within the IL increases by 0.036 km². The GLM regression model points out that for every 1 km of unofficial road within ILs, deforestation would increase by 1.25%. Therefore, the regressions point out that the unofficial roads represent a relevant aspect for the exposure of the ILs to deforestation. Attention is drawn to the seriousness of this situation

when, according to Brandão and Souza Junior (2006), the average rate growth of unofficial roads has nearly doubled in 10 years. They increased from 9.85 km/10,000 km² per year between 1990 and 1995 to 19.25 km/10,000 km² per year from 1996 to 2001. In addition, according to Lima et al. (2020), the construction of a road network reaches the rich wood stocks of the ILs and gives access to locations that were previously off-limits to hunters and fire. For Nascimento et al. (2021), the majority of the unofficial roads were built by the business sector with the goal of exploring and gaining access to the Amazon's natural resources.

In general, according to Nascimento et al. (2021), even though roads provide benefits to the integration of the Amazon region, they are also enabling negative environmental and social impacts in the area, such as diseases, smuggling of natural resources (fauna and flora), illicit drug production, animal deaths, and the safety of indigenous communities, especially those under voluntary isolation (Santos, 2014). According to Woodroffe and Ginsberg (1998), the opening of roads exerts enduring effects and can become a sinkhole for the local fauna, contributing to species extinction. In addition, Ellwanger et al. (2020) suggested that opening official and unofficial roads in the Amazon favors the circulation of pathogens, thus facilitating the spread of infectious diseases.

Neves et al. (2021) claimed that the Amazonian and Brazilian transport complexes prioritized the road transport model. For the authors, the consequence of prioritizing the construction of official roads implies opening clandestine road networks that surround them (Neves et al., 2021).

The results for the variable mining inside the ILs (WLS model) revealed that this economic activity has a positive relationship with deforestation inside the ILs. That is, for every 1 km² of mining area in the ILs, there is an increase in deforestation of about 0.032 km². For the GLM regression, a 1 km² increase in mining areas in the buffer increases deforestation in ILs by 1.26%. The majority of mining areas in ILs in 2020 (99.5%) were dedicated to gold extraction, and three ILs (Yanomami, Kayapó, and Mundurukú) concentrated 95% of the mining operation within ILs (Mataveli et al., 2022). According to Asner et al. (2016), the road infrastructure connected to gold mining might gradually deteriorate forests and reduce their areas.

Following the increase in active fires, the WLS regression model estimates that for every additional active fire, about 0,002 km² of native vegetation is removed inside the ILs. The GLM regression model estimates that for each active fire within IL, deforestation will increase by 0.02%. This result corroborates with the statement of Reis et al. (2021) that

forests near roads, rivers are more vulnerable to deforestation, and fire since agriculture and pasture are attracted to these places.

Lima et al. (2020) observed that despite the prohibition of economic exploitation within ILs these regions frequently suffer from fires. This dynamic refers to the accessibility that the road network offers in these areas. For example, Silva et al. (2022) found that forest fires that occurred inside and outside the ILs in the Amazon Biome are influenced by official roads. In addition, according to Silva et al. (2022), official roads attract to their surroundings (within 10 km) varied dynamics of land uses. Therefore, the road network performs a leading role in the landscape conversion in the Amazon Biome.

In general, the regression results for each cluster confirmed the grouping by the GMM method, that is, the roads influence the ILs of clusters 2, 3, and 5. On the other hand, the regressions for clusters 4 and 6 were shown to be the least impacted by the roads. That is, road infrastructure is a vector of deforestation when it is located near or within the ILs.

Therefore, the scenario of pressure surrounding indigenous lands will only be reversed if the strengthening environmental laws are implemented, along with effective monitoring and law enforcing in protected areas and publicizing the importance of standing forests, whether locally, regionally, or worldwide (Barbosa et al., 2021; Mataveli et al., 2022; Athayde et al., 2022).

Therefore, it is necessary and crucial the crucial the strengthen policies of inspection in the Brazilian State, which cannot abandon the indigenous peoples in the fight against trespassers (Rorato et al., 2021). Finally, it is necessary to reflect on the need for more sustainable infrastructure implementation projects (Puodziukas et al., 2016; Inti & Kumar, 2021; Vilela et al., 2020). These projects should consider the local specificities of protected environments, ensuring safety on official roads in order to prevent the expansion of clandestine roads.

5. Conclusions and Recommendations

The results confirmed that official and unofficial roads influence the increase in average annual deforestation in the Indigenous Lands of the Amazon Biome. This influence was observed in areas that encompass clusters 1, 2, 3 and 5 that add up to more than 65% of the entire area of the ILs mapped in the Biome.

The official and unofficial road network directly distress the lives of indigenous peoples, affecting their health, safety, and social well-being. In addition, it impacts one of the most relevant areas of the global environment. Therefore, any action for the preservation of

natural resources and socio-biodiversity in the Amazon Biome involves observing the existence or not of the official and unofficial road network and its effective territorial control.

It is important to note that among the 12 studied variables, 4 of them represent important drivers for the deforestation that occur inside and outside the ILs. The variables Unofficial Roads inside the IL, Unofficial Roads in the Buffer, Official Roads inside the IL, and Official Roads in the Buffer were more significant for deforestation and other environmental impacts.

Additionally, we identified through the regression of weighted least squares, the variables active Fire within the IL, Active Fire in the Buffer, Illegal mining within the IL, and Unofficial roads within the IL as the crucial significant causes of deforestation from 2008 to 2021. In addition, our results have also revealed that the model explains 36% of the total variation of deforestation within the ILs.

In addition to our findings, we underline the need for public policies aimed at maintaining natural resources, people's lives, and customs, as well as efforts to understand the particularities of ILs in connection to diverse socio-environmental concerns.

Therefore, for future research, we suggest using of additional socio-economic variables from the new demographic census to increase the explanatory power of the regression models to assess the impacts of the deforestation of ILs and then suggest more effective policies to overcome this problem.

References

- Abman, R. (2018). Rule of law and avoided deforestation from protected areas. *Ecological Economics*, 146, 282-289. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.11.004>
- Aguiar Barros, J., Granja, F., Pequeno, P., Marchesini, P., & Ferreira da Cruz, M. D. F. (2022). Gold miners augment malaria transmission in indigenous territories of Roraima state, Brazil. *Malaria Journal*, 21(1), 1-11. <https://doi.org/10.1186/s12936-022-04381-6>
- ANM. (2022). Galeria - Geoinformação Mineral, Available in: <https://geo.anm.gov.br/portal/apps/webappviewer/index.html?id=6a8f5ccc4b6a4c2bba79759aa952d908>. Accessed: August 30, 2022.
- Asner, G. P., Llactayo, W., Tupayachi, R., & Luna, E. R. (2013). Elevated rates of gold mining in the Amazon revealed through high-resolution monitoring. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(46), 18454-18459.

<https://doi.org/10.1073/pnas.1318271110>

Athayde, S., Fonseca, A., Araújo, S. M., Gallardo, A. L., Moretto, E. M., & Sánchez, L. E. (2022). The far-reaching dangers of rolling back environmental licensing and impact assessment legislation in Brazil. *Environmental Impact Assessment Review*, 94, 106742. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2022.106742>

Barbosa, L. G., Alves, M. A. S., & Grelle, C. E. V. (2021). Actions against sustainability: Dismantling of the environmental policies in Brazil. *Land use policy*, 104, 105384. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105384>

Barber, C. P., Cochrane, M. A., Souza Jr, C. M., & Laurance, W. F. (2014). Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. *Biological conservation*, 177, 203-209. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.07.004>

Botelho, J., Costa, S. C., Ribeiro, J. G., & Souza, C. M. (2022). Mapping Roads in the Brazilian Amazon with Artificial Intelligence and Sentinel-2. *Remote Sensing*, 14(15), 3625. <https://doi.org/10.3390/rs14153625>

Brandão Jr, A. O., & Souza Jr, C. M. (2006). Mapping unofficial roads with Landsat images: a new tool to improve the monitoring of the Brazilian Amazon rainforest. *International Journal of Remote Sensing*, 27(1), 177-189. <https://doi.org/10.1080/01431160500353841>

BRASIL. (1988). Constituição da República Federativa do Brasil, de 5 de outubro de 1988. Available in: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Constituicao/Constituicao.htm>. Accessed: August 30, 2022

Brazilian Forest Institute (2022). Instituto Brasileiro de Florestas, Available online: <https://www.ibflorestas.org.br/bioma-amazonico>. Accessed: August 30, 2022.

Cabral, A. I., Saito, C., Pereira, H., & Laques, A. E. (2018). Deforestation pattern dynamics in protected areas of the Brazilian Legal Amazon using remote sensing data. *Applied Geography*, 100, 101-115. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2018.10.003>

Castilho, D. (2014). Modernização territorial e redes técnicas em Goiás. Available in: <https://repositorio.bc.ufg.br/tede/handle/tede/3500>. Accessed: September 15, 2022.

Costa, W., Davis, J., de Oliveira, A. R., Fernandes, F., Rajão, R., & Soares Filho, B. S.

(2021). Ferrogrão railroad with a freight terminal in Matupá will split in half the indigenous lands of Xingu.

Cellmer, R., Cichulska, A., & Belej, M. (2020). Spatial analysis of housing prices and market activity with the geographically weighted regression. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 9(6), 380. <https://doi.org/10.3390/ijgi9060380>

Deljouei, A., Sadeghi, S. M. M., Abdi, E., Bernhardt-Römermann, M., Pascoe, E. L., & Marcantonio, M. (2018). The impact of road disturbance on vegetation and soil properties in a beech stand, Hyrcanian forest. *European Journal of Forest Research*, 137(6), 759-770. <https://doi.org/10.1007/s10342-018-1138-8>

Dos Santos, A. M., da Silva, C. F. A., de Almeida Junior, P. M., Rudke, A. P., & de Melo, S. N. (2021). Deforestation drivers in the Brazilian Amazon: Assessing new spatial predictors. *Journal of environmental management*, 294, 113020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113020>

Du, X., Niu, D., Chen, Y., Wang, X., & Bi, Z. (2022). City classification for municipal solid waste prediction in mainland China based on K-means clustering. *Waste Management*, 144, 445-453. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.04.024>

DNIT, 2022 DNITGeo - Geotecnologias Aplicadas, 2022. Available in: <https://www.gov.br/dnit/pt-br/assuntos/portais-tematicos/br-319-am-ro>. Accessed: June 15, 2022.

Ellwanger, J. H., Kulmann-Leal, B., Kaminski, V. L., Valverde-Villegas, J. A. C. Q. U. E. L. I. N. E., VEIGA, A. B. G., Spilki, F. R., ... & Chies, J. A. B. (2020). Beyond diversity loss and climate change: Impacts of Amazon deforestation on infectious diseases and public health. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 92. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020191375>

Faraway, Julian, 2009. *Linear Models with R*. CHAPMAN & HALL/CRC (2009) ISBN 1-58488-425-8.

Ferrante, L., Andrade, M. B., & Fearnside, P. M. (2021). Land grabbing on Brazil's Highway BR-319 as a spearhead for Amazonian deforestation. *Land use policy*, 108, 105559. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105559>

Filius, J., van der Hoek, Y., Jarrín-V, P., & van Hooft, P. (2020). Wildlife roadkill patterns in a fragmented landscape of the Western Amazon. *Ecology and evolution*, 10(13), 6623-6635. <https://doi.org/10.1002/ece3.6394>

Folharini, S. D. O., Melo, S. N. D., & Cameron, S. R. (2022). Effect of protected areas on forest crimes in Brazil. *Journal of Environmental Planning and Management*, 65(2), 272-287. <https://doi.org/10.1080/09640568.2021.1881885>

Global Forest Watch, (2022). Forest Monitoring Designed for Action. Available in: <https://www.globalforestwatch.org/>. Accessed: August 6, 2022.

Greenpeace, (2022). Estrada ilegal ameaça povo isolado na Terra Indígena Yanomami. Available in: <https://www.greenpeace.org/brasil/blog/estrada-ilegal-ameaca-povo-isolado-na-terra-indigena-yanomami/>. Accessed: September 10, 2022.

Godar, J., Tizado, E. J., & Pokorny, B. (2012). Who is responsible for deforestation in the Amazon? A spatially explicit analysis along the Transamazon Highway in Brazil. *Forest Ecology and Management*, 267, 58-73. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.046>

INPE, (2022). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Monitoramento do Desmatamento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite. Available in: <http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>. Accessed: August 6, 2022.

IMAZON, (2022), Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia, Geoinformação sobre a Amazônia. 2022. Available online: <https://imazongeo.org.br/#/> (accessed on 02 August 2022).

Inti, S., & Kumar, S. A. (2021). Sustainable road design through multi-objective optimization: A case study in Northeast India. *Transportation research part D: transport and environment*, 91, 102594. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2020.102594>

Javadi, S., Hashemy, S. M., Mohammadi, K., Howard, K. W. F., & Neshat, A. (2017). Classification of aquifer vulnerability using K-means cluster analysis. *Journal of hydrology*, 549, 27-37. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.060>

Klarenberg, G., Muñoz-Carpena, R., Campo-Bescós, M. A., & Perz, S. G. (2018). Highway

paving in the southwestern Amazon alters long-term trends and drivers of regional vegetation dynamics. *Heliyon*, 4(8), e00721. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2018.e00721>

Klarenberg, G., Muñoz-Carpena, R., Perz, S., Baraloto, C., Marsik, M., Southworth, J., & Zhu, L. (2019). A spatiotemporal natural-human database to evaluate road development impacts in an Amazon trinational frontier. *Scientific data*, 6(1), 1-12. <https://doi.org/10.1038/s41597-019-0093-7>

Lai, X., Deng, C., Tang, X., Gao, F., Han, X., & Zheng, Y. (2022). Soft clustering of retired lithium-ion batteries for the secondary utilization using Gaussian mixture model based on electrochemical impedance spectroscopy. *Journal of Cleaner Production*, 339, 130786. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130786>

Lapola, D. M., Martinelli, L. A., Peres, C. A., Ometto, J. P., Ferreira, M. E., Nobre, C. A., ... & Vieira, I. C. (2014). Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nature climate change*, 4(1), 27-35. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2015.07.005>

Laurance, W. F., Goosem, M., & Laurance, S. G. (2009). Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in ecology & evolution*, 24(12), 659-669. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.06.009>

Lima, M., do Vale, J. C. E., de Medeiros Costa, G., dos Santos, R. C., Correia Filho, W. L. F., Gois, G., ... & da Silva Junior, C. A. (2020). The forests in the indigenous lands in Brazil in peril. *Land Use Policy*, 90, 104258. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104258>

Majumder, S. (2022). A Gaussian mixture model method for eigenvalue-based spectrum sensing with uncalibrated multiple antennas. *Signal Processing*, 192, 108404. <https://doi.org/10.1016/j.sigpro.2021.108404>

Mataveli, G.; Chaves, M.; Guerrero, J.; Vicente Escobar-Silva, E.; Conceição, K.; de Oliveira, G. (2022). Mining Is a Growing Threat within Indigenous Lands of the Brazilian Amazon. *Remote Sensing*. 14(16), 4092. <https://doi.org/10.3390/rs14164092>

Milien, E. J., da Silva Rocha, K., Brown, I. F., & Perz, S. G. (2021). Roads, deforestation and the mitigating effect of the Chico Mendes extractive reserve in the southwestern Amazon. *Trees, Forests and People*, 3, 100056. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2020.100056>

Müller, H., Griffiths, P., & Hostert, P. (2016). Long-term deforestation dynamics in the Brazilian Amazon—Uncovering historic frontier development along the Cuiabá–Santarém highway. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 44, 61-69. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2015.07.005>

National Institute for Space Research—INPE. Amazon Deforestation Monitoring Project (PRODES). 2022. Available online: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/downloads/> (accessed on 01 August 2022).

Nascimento, E. D. S., Silva, S. S. D., Bordignon, L., Melo, A. W. F. D., Brandao Jr, A., Souza Jr, C. M., & Silva Junior, C. H. (2021). Roads in the Southwestern Amazon, State of Acre, between 2007 and 2019. *Land*, 10(2), 106. <https://doi.org/10.3390/land10020106>

Neto, T. O. (2020). Rodovias na amazônia e as mudanças recentes na circulação regional. *Revista Tamoios*, 16(3). <https://doi.org/10.12957/tamoios.2020.47935>

Neves, P. B. T., Blanco, C. J. C., Duarte, A. A. A. M., das Neves, F. B. S., das Neves, I. B. S., & dos Santos, M. H. D. P. (2021). Amazon rainforest deforestation influenced by clandestine and regular roadway network. *Land Use Policy*, 108, 105510. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105510>

Nogueira, E. M., Fearnside, P. M., Nelson, B. W., & França, M. B. (2007). Wood density in forests of Brazil's 'arc of deforestation': Implications for biomass and flux of carbon from land-use change in Amazonia. *Forest ecology and management*, 248(3), 119-135. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.04.047>

Paul, R., & Banerjee, K. (2021). Deforestation and forest fragmentation in the highlands of Eastern Ghats, India. *Journal of Forestry Research*, 32(3), 1127-1138. <https://doi.org/10.1007/s11676-020-01175-x>

Puodziukas, V., Svarpliene, A., & Braga, A. (2016). Measures for sustainable development of road network. *Transportation research procedia*, 14, 965-972. <https://doi.org/10.1016/j.trpro.2016.05.076>

RAISG, 2022. Rede Amazônica de Informação Socioambiental Georreferenciada. Available online: <https://www.raisg.org/pt-br/publicacao/amazonia-2021-areas-protetidas-e-territorios-indigenas/>. (accessed on 04 August 2022).

- Reis, M., de Alencastro Graça, P. M. L., Yanai, A. M., Ramos, C. J. P., & Fearnside, P. M. (2021). Forest fires and deforestation in the central Amazon: Effects of landscape and climate on spatial and temporal dynamics. *Journal of Environmental Management*, 288, 112310. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112310>
- Rorato, A. C., Escada, M. I. S., Camara, G., Picoli, M. C., & Verstegen, J. A. (2022). Environmental vulnerability assessment of Brazilian Amazon Indigenous Lands. *Environmental Science & Policy*, 129, 19-36. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.12.005>
- Rorato, A. C., Picoli, M. C., Verstegen, J. A., Camara, G., Silva Bezerra, F. G., & Escada, M. I. S. (2021). Environmental threats over Amazonian indigenous lands. *Land*, 10(3), 267. <https://doi.org/10.3390/land10030267>
- Ruppert, D., & Wand, M. P. (1994). Multivariate locally weighted least squares regression. *The annals of statistics*, 1346-1370. <https://www.jstor.org/stable/2242229>
- Santos, A. M., da Silva, C. F. A., de Melo, S. N., de Almeida Junior, P. M., & Bueno, L. F. (2022). Influence of deforestation inside and outside indigenous lands in the Brazilian Amazon Biome. *Regional Environmental Change*, 22(2), 1-7. <https://doi.org/10.1007/s10113-022-01937-9>
- Santos, A. M., & Nunes, F. G. (2021). Mapeamento de cobertura e do uso da terra: críticas e autocríticas a partir de um estudo de caso na Amazônia brasileira. *Geosul*, 36(78), 476-495. <https://doi.org/10.5007/2177-5230.2021.e72887>
- Santos, A. M., da Silva, C. F. A., Rudke, A. P., & de Oliveira Soares, D. (2021). Dynamics of active fire data and their relationship with fires in the areas of regularized indigenous lands in the Southern Amazon. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 23, 100570. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2021.100570>
- Santos, A. M. D. (2014). *Cartografias dos povos e das terras indígenas em Rondônia*.
- Sauer, S. (2018). Soy expansion into the agricultural frontiers of the Brazilian Amazon: The agribusiness economy and its social and environmental conflicts. *Land use policy*, 79, 326-338. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.08.030>
- Silva, C. F., Alvarado, S. T., Santos, A. M., Andrade, M. O., & Melo, S. N. (2022). Highway

Network and Fire Occurrence in Amazonian Indigenous Lands. *Sustainability*, 14(15), 9167. <https://doi.org/10.3390/su14159167>

Silva, M. J., Costa, M. F. D., de Farias, S. A., & Wanderley, L. S. (2020a). Who is going to save the Brazilian Amazon forest? Reflections on deforestation, wildlife eviction, and stewardship behavior. *Psychology & Marketing*, 37(12), 1720-1730. <https://doi.org/10.1002/mar.21418>

Silva, C., Melo, S., Santos, A., Junior, P. A., Sato, S., Santiago, K., & Sá, L. (2020b). Spatial modeling for homicide rates estimation in Pernambuco state-Brazil. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 9(12), 740. <https://doi.org/10.3390/ijgi9120740>

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(5), 1573-1590. <https://doi.org/10.1890/10-0827.1>

Siqueira-Gay, J., Sonter, L. J., & Sánchez, L. E. (2020). Exploring potential impacts of mining on forest loss and fragmentation within a biodiverse region of Brazil's northeastern Amazon. *Resources Policy*, 67, 101662. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2020.101662>

Socioenvironmental Institute. (2019). Terras Indígenas no Brasil. 2019. Available online: <https://terrasindigenas.org.br/> (accessed on 20 November, 2022).

Sze, J. S., Carrasco, L. R., Childs, D., & Edwards, D. P. (2022). Reduced deforestation and degradation in Indigenous Lands pan-tropically. *Nature Sustainability*, 5(2), 123-130. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00815-2>

Tallman, P. S., Riley-Powell, A. R., Schwarz, L., Salmón-Mulanovich, G., Southgate, T., Pace, C., ... & Lee, G. O. (2022). Ecosyndemics: The potential synergistic health impacts of highways and dams in the Amazon. *Social Science & Medicine*, 295, 113037. <https://doi.org/10.1016/j.socscimed.2020.113037>

Villén-Pérez, S., Moutinho, P., Nóbrega, C. C., & De Marco, P. (2020). Brazilian Amazon gold: indigenous land rights under risk. *Elementa: Science of the Anthropocene*, 8. <https://doi.org/10.1525/elementa.427>

Villén-Pérez, S., Anaya-Valenzuela, L., da Cruz, D. C., & Fearnside, P. M. (2022). Mining

threatens isolated indigenous peoples in the Brazilian Amazon. *Global Environmental Change*, 72, 102398. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2021.102398>

Vilela, T., Malky Harb, A., Bruner, A., Laísa da Silva Arruda, V., Ribeiro, V., Auxiliadora Costa Alencar, A., ... & Botero, R. (2020). A better Amazon road network for people and the environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(13), 7095-7102. <https://doi.org/10.1073/pnas.1910853117>

Willett, J. B., Singer, J. D., & Martin, N. C. (1998). The design and analysis of longitudinal studies of development and psychopathology in context: Statistical models and methodological recommendations. *Development and psychopathology*, 10(2), 395-426. <https://doi.org/10.1017/S0954579498001667>

Woodroffe, R., & Ginsberg, J. R. (1998). Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science*, 280(5372), 2126-2128. <https://doi.org/10.1126/science.280.5372.2126>

Xie, S., & Luo, R. (2022). Measuring Variable Importance in Generalized Linear Models for Modeling Size of Loss Distributions. *Mathematics*, 10(10), 1630. <https://doi.org/10.3390/math10101630>

Vilela, T., Malky Harb, A., Bruner, A., Laísa da Silva Arruda, V., Ribeiro, V., Auxiliadora Costa Alencar, A., ... & Botero, R. (2020). A better Amazon road network for people and the environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(13), 7095-7102. <https://doi.org/10.1073/pnas.1910853117>

Woodroffe, R., & Ginsberg, J. R. (1998). Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science*, 280(5372), 2126-2128. <https://doi.org/10.1126/science.280.5372.2126>

6 ARTIGO 2 - HIGHWAY NETWORK AND FIRE OCCURRENCE IN AMAZONIAN INDIGENOUS LANDS

MALHA VIÁRIA E OCORRÊNCIA DE INCÊNDIO EM TERRAS INDÍGENAS AMAZÔNICAS

ABSTRACT:

The construction and expansion of highways aiming to improve the integration of the most isolated regions in Brazil facilitated the access to many inhabited areas in the Amazon biome, but had as a consequence assisted the degradation of many of these regions. Over the last two decades, we have observed in this biome a gradual diversification and intensification of land uses through vegetation loss and an increase in fire associated with deforestation and an increase in grazing areas. We used data from several active fires products derived from 14 different satellites, available on the Brazilian National Institute for Space Research (INPE). We evaluated the influence of highway infrastructure on fire occurrence inside and around Indigenous Lands (IL) located in the Brazilian Amazon biome, from 2008 to 2021. We classified 332 ILs into “cut by highways”, “without highways”, and “with highways in a 10 km buffer”. We performed: (a) the descriptive statistics of the fire occurrence by state, by season, and by type of land use and land cover (LULC) affected by fire; (b) the spatial distribution of the active fire density; and (c) a simple linear regression model between the fire occurrence and the IL area. Our results showed that in total, 16–46% of the fires occurred within the IL in most of the states, while the 10 km buffer was the region most affected by fire. We confirmed that in the last three years there was a significant increase in the number of active fires, representing anomalies in fire occurrence across the studied period. We discussed the result implications and the role of the highway network in environmental degradation inside and around the ILs located in the Brazilian Amazon.

Keywords: Active fires; Highways; Amazon biome; Land use land cover

RESUMO

A construção e ampliação de rodovias com o objetivo de melhorar a integração das regiões mais isoladas do Brasil facilitou o acesso a muitas áreas habitadas no bioma amazônico, mas como consequência contribuiu para a degradação de muitas dessas regiões. Nas últimas duas décadas, observamos nesse bioma uma gradual diversificação e intensificação dos usos da terra por meio da perda de vegetação e aumento do fogo associado ao desmatamento e aumento das áreas de pastagem. Usamos dados de vários produtos de fogos ativos derivados de 14 satélites diferentes, disponíveis no Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Avaliamos a influência da infraestrutura rodoviária na ocorrência de incêndios no interior e no entorno de Terras Indígenas (TI) localizadas no bioma Amazônia brasileira, de 2008 a 2021. Classificamos 332 TIs em “cortadas por rodovias”, “sem rodovias” e “com rodovias em um *buffer* de 10 km”. Realizamos: (a) a estatística descritiva da ocorrência de incêndios por estado, por estação e por tipo de uso e cobertura do solo (LULC) afetado pelo fogo; (b) a distribuição espacial da densidade do fogo ativo; e (c) um modelo de regressão linear simples entre a ocorrência do incêndio e a área da IL. Nossos resultados mostraram que, no total, 16 a 46% dos incêndios ocorreram dentro da TI na maioria dos estados, enquanto o *buffer* de 10 km foi a região mais afetada pelo fogo. Confirmamos que nos últimos três anos houve um aumento significativo no número de incêndios ativos, representando anomalias na ocorrência de incêndios ao longo do período estudado.

Palavras-Chave: Incêndios ativos; Rodovias; Bioma amazônico; Uso da terra cobertura da terra.

1. Introduction

Currently, the transformations of land cover derived from anthropic activities in the Amazon biome have put the entire international community on alert. One of the main concerns is the fire occurrence in this biome, which is generally associated with deforestation and the effects of climate change, in particular the increase in the length of the dry season [1]. In this sense, forest fires and deforestation are the main threats to the Amazon Forest [2,3].

The drivers of fire occurrences are varied, including natural [4] and anthropic causes, but are mainly the use of fire for land clearance and pasture management [5–8] or other agricultural practices [9,10]. Moreover, fire occurrences can be maximized in drier periods when the above ground biomass is less moist, so becoming more flammable, and extreme drought events exacerbate the impact of forest fires in the Amazon [1,2]. Studies predict that extreme drought events will become more frequent due to climate change [2,11], posing a risk of an increase in their occurrence.

Currently, most fires in the Amazon are associated with two factors: land use changes (conversion of forest to pasture or illegal logging) and extreme drought events [2,12]. While land use is shaped and diversified from the opening of highways (municipal, state and federal), the deforested areas are generally concentrated in regions closer to highways [13–15], as the proximity or access to the highway infrastructure facilitates the logistics of deforestation and timber outflow [15]. In this way, the influence of transportation infrastructure that favors displacement in the region and contributes to the flow of local production also facilitates illegal logging activities.

The distance from highways and the presence of urban centers are the most important factors that contribute to the increased probability of deforestation, since in order to create these highways and cities, it was necessary to take down trees and/or change the forest landscape [16]. According to Laurance et al. [17], in regions along the tropics, major highways open up areas of forest resource extraction, allowing access to more remote areas. In the case of the Amazon, deforestation mainly occurs in the near vicinity of major highways [15]. In addition, improvements in transportation infrastructure intensified deforestation along their routes and in areas most closely linked to their buffer area [18].

Highways have been facilitating the selective extraction of timber of commercial interest [19], and this dynamic is also seen in protected areas, where forest remnants can no longer be identified outside of them. Inside these protected areas, the focus is on timber smugglers [20], because Indigenous Lands (ILs) are recognized as areas that inhibit

deforestation [21,22] and are strategic spots for the maintenance of biodiversity and providing ecosystem services, such as carbon storage and balance in the hydrological cycle [23].

Despite the importance of these environmental assets, several studies have revealed significant changes in areas of ILs in recent years [23–26]. Thus, according to Santos et al. [3], the number of active fires that occurred outside the ILs can explain the variation in the number detected within them instead of outside. In other words, fire occurrence outside the ILs has a direct influence on the number of active fires that occurred inside these protected areas. Consequently, the presence of the ILs, in turn, has contributed to the protection of other protected areas in the Amazon, such National Parks, Natural Reserves, Environmental Protected Areas, etc. [27].

Most forest degradation by fire in the Brazilian Amazon occurs when fires get out of control in areas of anthropic use or degraded areas and spread from pasture to forest [2]. This dynamic was observed by Santos [28], who noticed that some ILs are encircled by a “fire belt”, represented by a higher density of active fires in their surroundings. Given these findings, our objective was to study the influence of terrestrial transportation infrastructure on fire occurrences within and in the immediate surroundings (10 km buffer) of ILs in the Amazon biome in Brazil, during the period from 2008 to 2021. Previous works suggested that highways have an influence on fires occurrence; however, this assertion has not been sufficiently explored in the Amazon Forest Indigenous Lands. Thus, we hypothesized that the federal and state highways located in the Amazon biome facilitate the fire occurrence within the ILs. We used an approach based on the use of remote sensing products over time to perform spatial analysis to test this hypothesis.

2. Materials and Methods

2.1. Study Area

We selected 332 indigenous lands (ILs), which are located entirely within the Amazon biome in Brazil. This biome extends across the Brazilian states of Acre (AC), Amazonas (AM), Amapá (AP), Pará (PA), Rondônia (RO), Roraima (RR), and parts of the states of Mato Grosso (MT), Tocantins (TO), and Maranhão (MA) (Figure 1). The ILs are protected areas created by the government of Brazil through Law No. 6001/73 Statute of the Indian, Decree No. 1775/96, which aims to guarantee the rights of indigenous peoples, forests, and services [29].

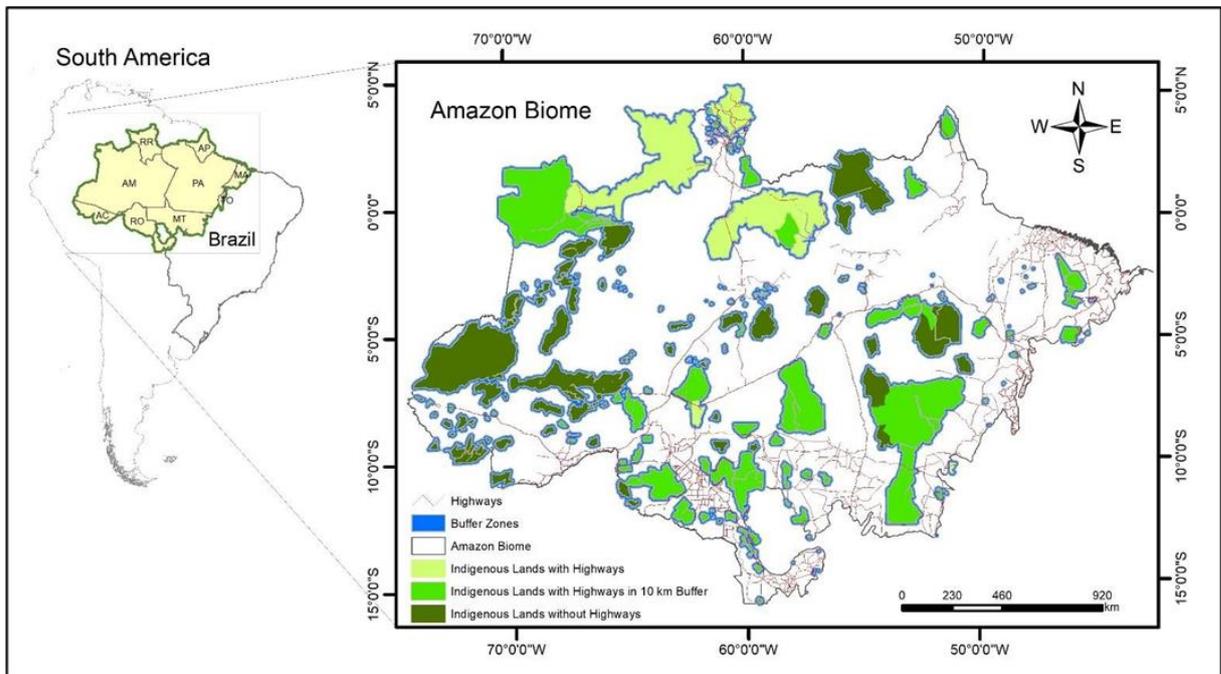


Figure 1. Location of the Indigenous Lands (IL) of the Brazilian Amazon biome, classified according to the highway presence: IL with highways, IL without highways, and IL with highways in a 10 km buffer. Source: Prepared by the authors.

In addition, the surrounding area of 10 km from the limits of the Indigenous Lands was delimited. The 10 km surrounding area (called buffer zones) suffers the greater influence from the economic activities external to the Indigenous Lands [30]. In this sense, several studies have pointed to the fact that non-indigenous anthropic actions that occur outside the ILs can contribute to deforestation within these areas [22,25]. Moreover, according to Rorato et al. [25] and Rorato et al. [26], the threats related to forest loss (deforestation, forest degradation, and fires) are more intense in the buffer zones of the ILs than inside them, showing that the ILs have effectively promoted environmental preservation.

2.2. Data Source

The data of the active fires within the Brazilian Amazon were acquired from the INPE (<http://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/bdqueimadas/> (accessed on 1 February 2022)). These data comprise the period from 2008 until 2021. The active fires were detected operationally in Latin America on images from 14 different satellites, using three types of optical sensors with data updated every 3 h. These satellites detected thermal radiation emitted by fire:

electromagnetic waves with peak wavelengths of 3.7 to 4.1 μm [31], indicating the geographical coordinates of fire events.

In addition to the active fires data, we used vector files of the federal and state highways, provided by the National Department of Transportation Infrastructure (DNIT) [32], and the limits of the Indigenous Lands provided by the National Indian Foundation (FUNAI) [33]. Here, it is relevant to notice that the highway network in Brazil is classified as federal, municipal, or state highways. The administration of the federal road network occurs through DNIT, a federal agency linked to the Ministry of Infrastructure. State highways are managed by state highway departments or infrastructure secretariats, linked to the state governments. Municipal highways are managed by local governments in each municipality. Generally, the state road network connects cities to each other and to the state capital, while federal highways almost always cross more than one state, and municipal highways connect villages and rural areas to cities (seats of municipalities). In all classifications, there are paved and unpaved roads. Especially in the northern region of Brazil, where the Amazon biome is located, there is no distinction between highways by width or length, as almost all are two-lane rural roads with paved and unpaved transects.

Land use and land cover (LULC) data for the years 2008 to 2021 were acquired from the MapBiomas Project [34], the largest LULC dataset from Brazil, by using the Toolkit plugin through the Google Earth Engine (GEE) platform in order to analyze the fire occurrences by type of LULC. The MapBiomas data are the result of automatic classification processes applied from TM (Landsat 5 for the years 1985–2011) and OLI (Landsat 8 for the years 2013–2020) sensor images, with a spatial resolution of 30 m [35].

2.3. *Methods*

The ILs were classified in three categories: ILs that are crossed by highways (12 ILs); ILs that have highways within the 10 km buffer (169 ILs); and the isolated IL Lands without highways inside or in their surroundings (151). We then performed the spatial clipping of the active fires for the three classes, as well as the fires within the 10 km buffer for all the considered ILs. We performed various analyses using descriptive statistical and spatial analysis, which are described further below.

2.3.1. Analysis for Basic Descriptive Statistics

For the descriptive analysis, we used a method to verify the outliers based on the

Interquartile Range (IQR) in order to identify the points of abrupt changes (outliers) in the time series of active fires (cumulative total of annual active fires), separating the data according to the category of the presence of highways in the ILs: with highways within the ILs; without highways; and with highways in a 10 km buffer. The advantage of this method is that it evaluates the dispersion of the data considering its interval, in this case, the years. In addition, we used histogram analysis for the evaluation of the distribution of active fires by season to establish the seasonality of the fire occurrences throughout the year, dividing each year into four periods: January–March (rainy period), April–June (transition between the rainy period and dry period), July–September (dry period) and October–December (transition between the dry and rainy period). The occurrence of active fires by state was also analyzed using histograms, in order to understand its distribution by state. In these two analyses, the data were analyzed by separating the active fires of the three different ILs categories and the buffer (annual accumulation of fires within the buffers of the three previously mentioned categories).

Finally, for each active fire, we extracted the information about LULC derived from the Mapbiomas product to analyze the occurrence of fires by land cover type. The ILs were classified according to their size into 500 km² intervals, with values ranging from 0.14 km² to 96,828.73 km². Based on this classification, we analyzed the distribution of active fires by IL area class and by LULC, including the following MAPBIOMAS categories: Agriculture and Pasture (pixels classified as Agriculture, Soybean, Sugar cane, Other temporary crops, Other perennial crops, Pasture or Mosaic of Agriculture and Pasture); Forest Formation; Savanna/Grassland formation (pixels classified as Savanna Formation or Grassland); Wetlands; and Non-vegetated areas (pixels classed as urban areas, mining or other non-vegetated areas). Thus, we plotted the active fires by IL area class, showing for each class the count of active fires by LULC separated into the ILs with highways, without highways, and highways in a 10 km buffer.

2.3.2 Spatial Analysis of Active Fires

The spatial analysis of the active fires was performed through the Kernel density method [36]. According to Rudke et al. [37] and Silva et al. [38], this procedure consists of an exploratory interpolation technique that generates a density surface for visual identification purposes. Moreover, according to the authors, Kernel estimation depends on two parameters: radius of influence (τ) and Kernel estimation function (k).

The radius of influence (which is the bandwidth) was calculated using the spatial variant of Silverman's [39] rule of practice, which is robust to spatial outliers. The calculation of the bandwidth considers: (1) the mean center of the input points; (2) the distance from the mean center; (3) the median of these distances (D_m); and (4) the Standard Distance (SD). It is shown by Equation (1) where n is the number of points analyzed.

This is example 1 of an equation:

$$\tau = 0.9 \times \min (SD \sqrt{(1/\ln(2)) \times D_m}) \times n^{-0.2} \quad (1)$$

where n is the number of analyzed points.

The kernel density calculation is based on the kernel quartic function (Equation (2)) described in Silverman [39]:

$$k(h) = 3/\pi (1 - h^2)^2 \quad (2)$$

where h is the distance between a point and its neighbor [37].

We used the Spatial Analyst tool of the ArcGIS software (v10.6.1, ESRI, Redlands, CA, USA) which projects a circular neighborhood around each active fire (20 km) for each month during the studied period. The density was applied for each year in the period from 2008 to 2021, and also for the sum of all active fires along this period.

Finally, for the description of the results we grouped the Kernel density into five classes: Very Low (0–0.14); Low (0.15–0.46); Moderate (0.47–1.04); High (1.05–2.20); and Very High (2.21–4.35).

2.3.3 Active Fire Regression Analysis

We performed the regression analysis between the active fires data and the IL area for each IL category (with highways, without highways, and with highways in a 10 km buffer). For this analysis, we removed the indigenous lands bigger than 2500 km², in order to avoid the outliers (including all IL into the 3rd quartile). We calculated the mean yearly active fires for each IL, and then plotted them against the IL area. For each IL category, we performed linear regressions to analyze the correlation between fire occurrence and the IL size and compare if this relationship is affected by the highway presence.

3. Results

The results presented in this study provided substantial information about fire and its relationship to the highway network in the Amazon. In general, our results showed a heterogeneous scenario of the threats of active fire under the influence of highways and

affecting ILs and their buffers in the Amazon biome in Brazil. From the analysis of basic descriptive statistics, we observed that in all three IL categories (Figure 2) the last three years showed a significant increase in fire activity.

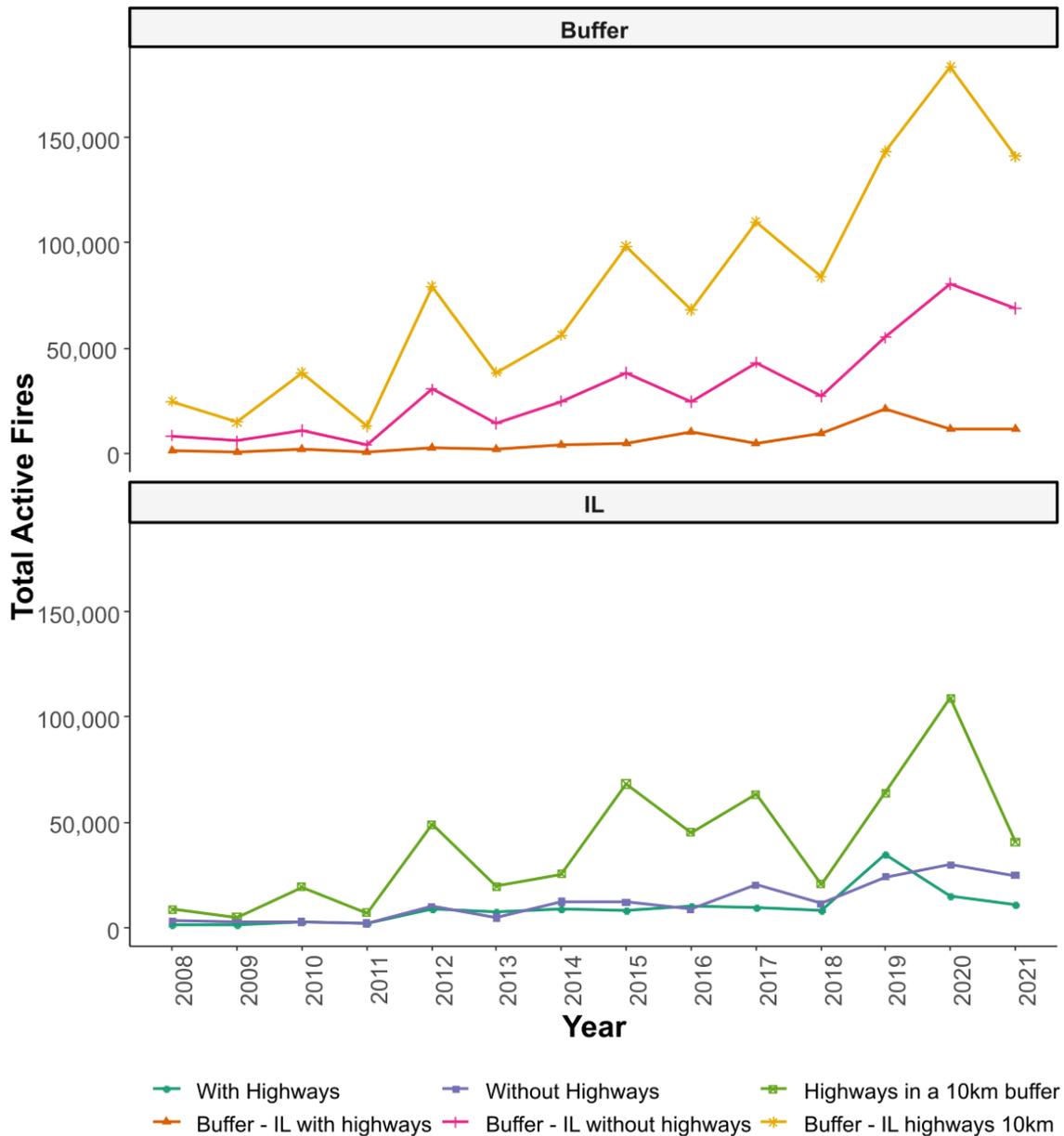


Figure 2. Interannual variation in active fires in the Indigenous Lands (IL) of the Brazilian Amazon biome, classified according to the highway presence: IL with highways, IL without highways and IL with highways in a 10 km buffer, in the Brazilian Amazon biome.

Considering the inter-annual variation in fire occurrence among states, we observed that at the beginning of the evaluated period (which ran from 2008 to 2011) the occurrence of

fires in the 3 categories of ILs and the buffers was relatively low (Figure 2). From 2012 there was an increase in fires, observing a second increase in the fire occurrence from 2019 in all categories (Figure 2). The peak of fire occurrence was in 2019 for the ILs with highways and 2020 for the ILs without highways or with highways in the 10 km buffer. Despite the findings described, we observed that the ILs with highways around 10 km have shown greater inter-annual variation for the analyzed period (Figure 2).

There are notable differences between the years analyzed, by seasons (Figure 3) and by Brazilian states located in the Amazon region (Figure 4). On the one hand, we observed that in the dry season (July–September) the greatest occurrences of active fires for the ILs without highways and those with highways in the buffer. On the other hand, the highest concentrations of active fires on ILs with highways have occurred during the rainy season (January–March). The same pattern was observed for the buffer areas in each category, indicating the influence of the fire occurrence outside the IL into these protected areas

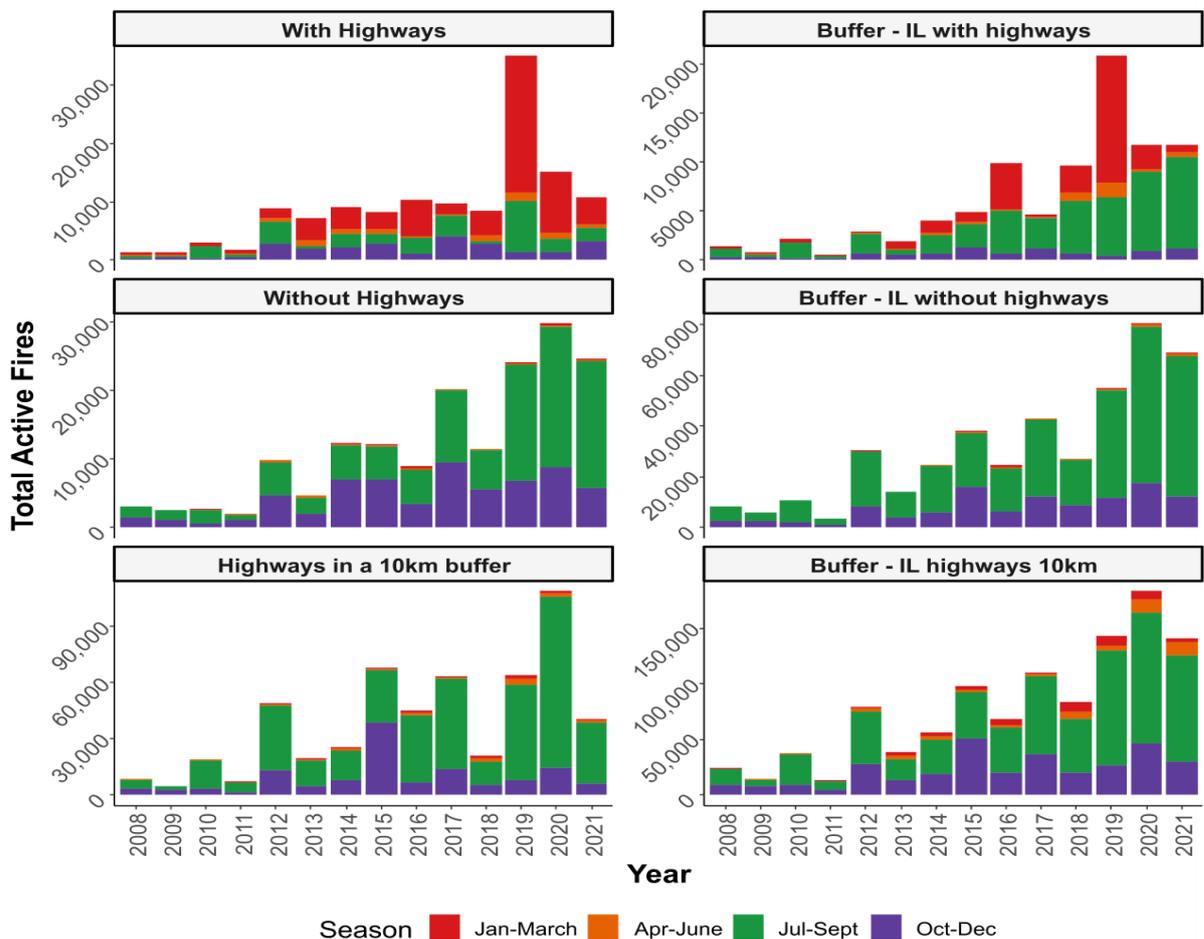


Figure 3. Active fires by season in the Brazilian Amazon Indigenous Lands classified according to the highway presence: IL with highways, IL without highways, and IL with highways in a 10 km buffer.

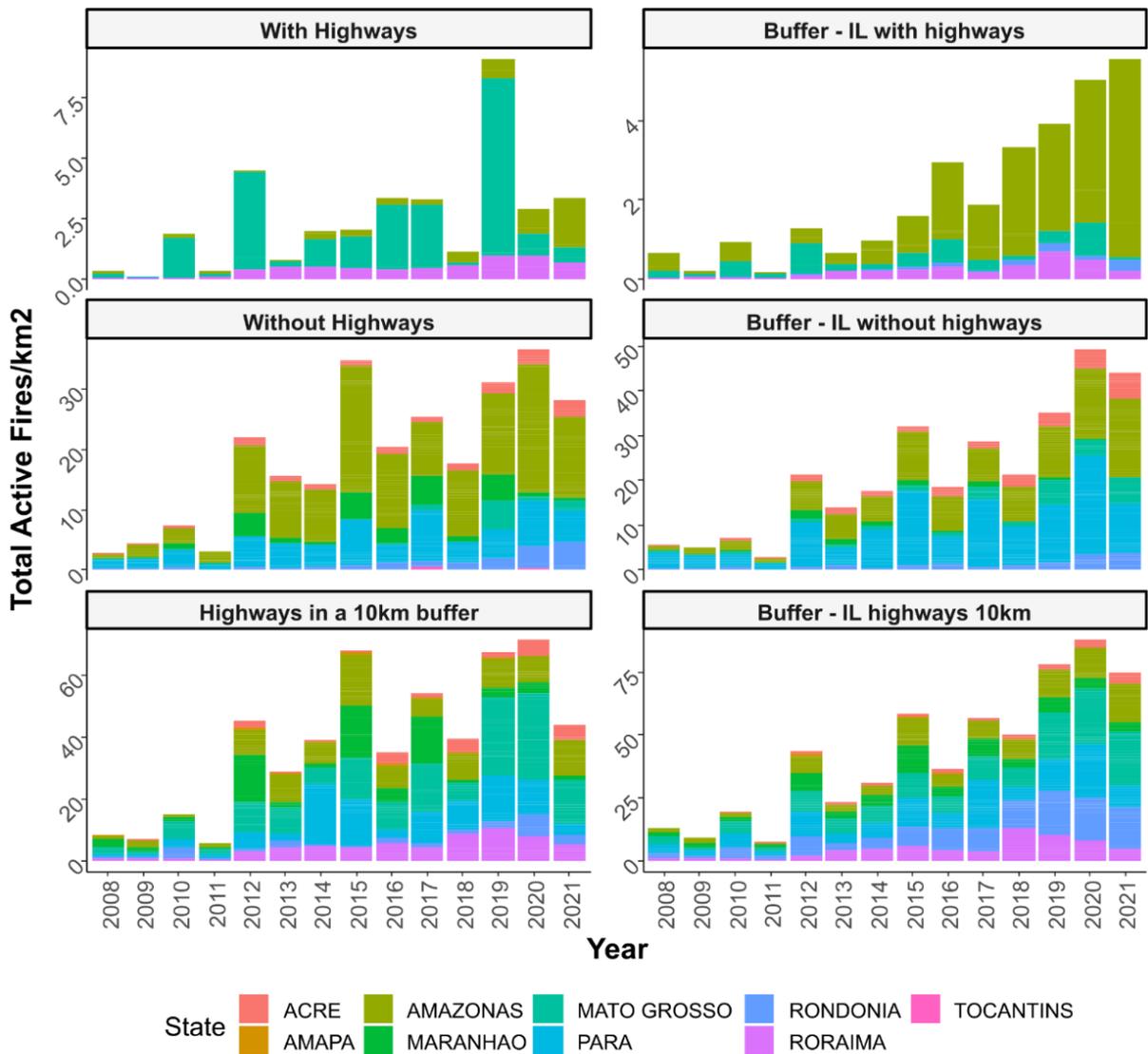


Figure 4. Active fires density by state in the Brazilian Amazon Indigenous Lands classified according to the highway presence: IL with highways, IL without highways, and IL with highways in a 10 km buffer.

We found a total of 2,460,644 active fires between 2008 and 2021 along the Brazilian Amazon Indigenous Lands and its buffer zones. In terms of the fire occurrence by state (Figure 4), we observed a difference in the pattern between the IL with highways and the ILS without highways or with highways within the 10 km buffer (Figure 4). In total, the state of Pará stood out with the occurrence of 742,742 cumulative fires over the 14 years studied, of which only 253,813 (34.2%) occurred inside the ILS, followed by Mato Grosso (with 570,657 fires, of which 260,850 occurred inside the ILS, ~45.7%) and Rondônia (with 348,785 fires, of

which 53,418 occurred inside the IL, ~15.3%). The states with the lowest accumulated active fires were Tocantins (with 747 fires, 67 of which were inside the IL, <0.01%), Amapá (20,857 fires, 15,219 of which were inside the IL, ~72.9%), and Acre (59,820 total fires, 9406 of which were inside the IL, ~15.7%).

The state of Roraima presented the highest number of fires in the ILs with highways, ranging from 772 fires in 2010 to 25,183 fires in 2019 (Figure 4). In contrast, this state showed very low values of fires in the other two categories of ILs and in the buffer. The state of Pará (1374–20,487 fires), followed by Amazonas (348–5253 fires), both presented the highest number of fires in the ILs without highways, while Pará (1548–35,082 fires), followed by Maranhão (530–30,284 fires), stood out as the states with the highest number of fires in the ILs with highways in the 10 km buffer. However, when we standardized the active fires by the IL or buffer area, we observed a change in the pattern of the state with the higher active fire density (number of active fires/km²), where Mato Grosso showed the highest fire density in the IL with highways and the Amazonas state also was highlighted in the IL without highways and with highways in a 10 km buffer (Figure 4).

Through the Kernel map, we verified that the “Very Low” densities were mapped only for 2011 (Figure 5). Moreover, according to the density map, we observed that the year 2012 has marked the increase in “High” densities. In addition, the year 2012 also showed the spread of densities throughout the Amazon biome, from east to west and from north to south. Previously, the highest densities were concentrated in the westernmost and southernmost regions. There was also an increase in the density of active fires for all years after 2015 (Figure 5). In this time interval, “High” and “Very High” intensities of the density of active fires were predominant. The years 2019, 2020, and 2021 stood out as the years with the highest density of active fires.

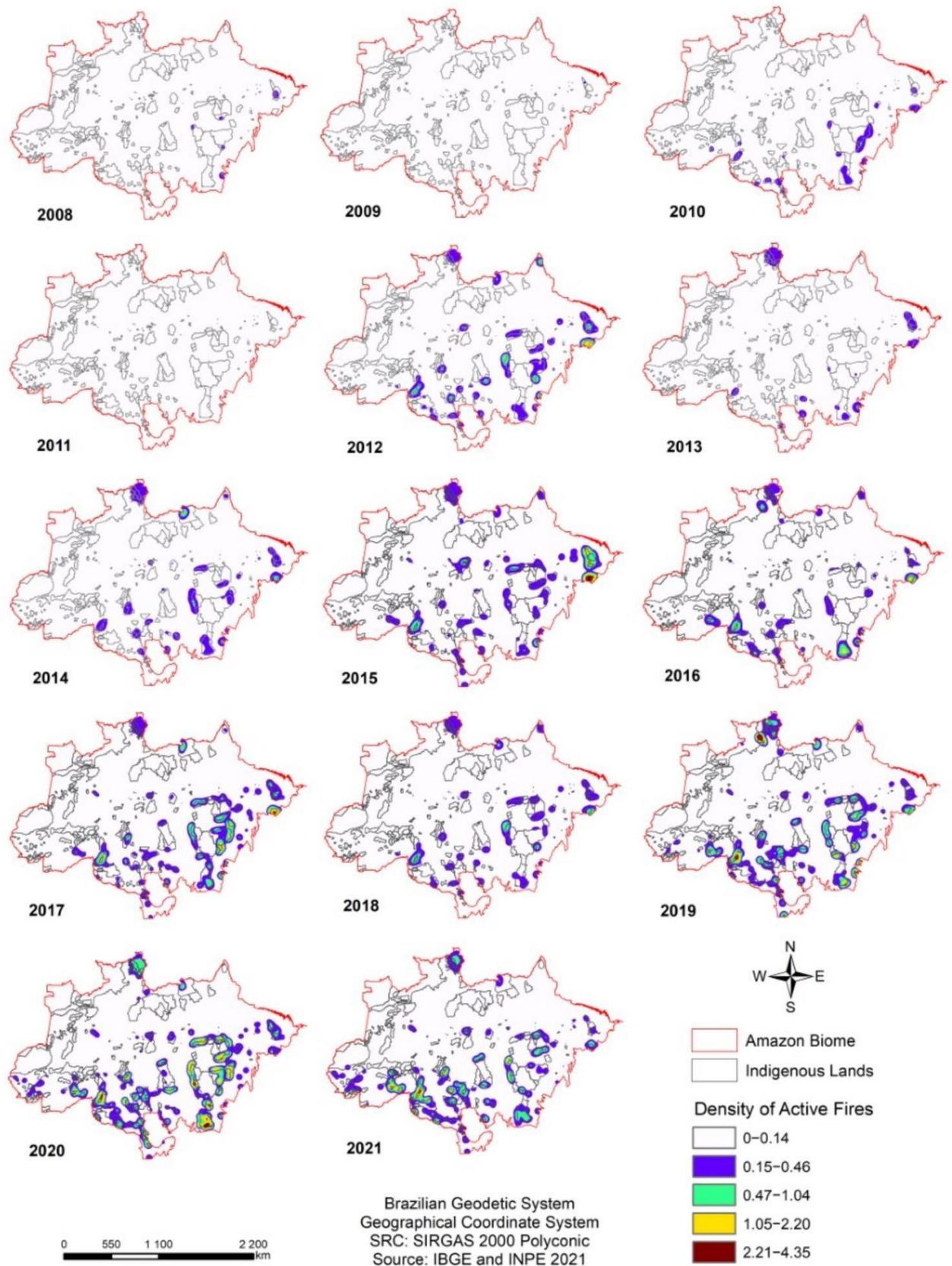


Figure 5. Density of active fires calculated for the years 2008 to 2021 in the Indigenous Lands (IL) and their buffers across the Brazilian Amazon biome.

In addition to the increases in fire densities for the last three years (Figures 4 and 5), we observed that high densities are concentrated in the south of the Amazon biome, in the northwestern region of the state of Rondônia. Moreover, we noted that high densities were persistent in specific areas in the south, extreme north, and east of the Amazon biome. Analyzing the fire density regarding the distribution and location of federal and state highways (Figure 6), it is possible to observe a strong relationship between the density of active fires and highways, especially in the south, east, and far north of the biome, a region that corresponds to the arc of deforestation of the Amazon biome.

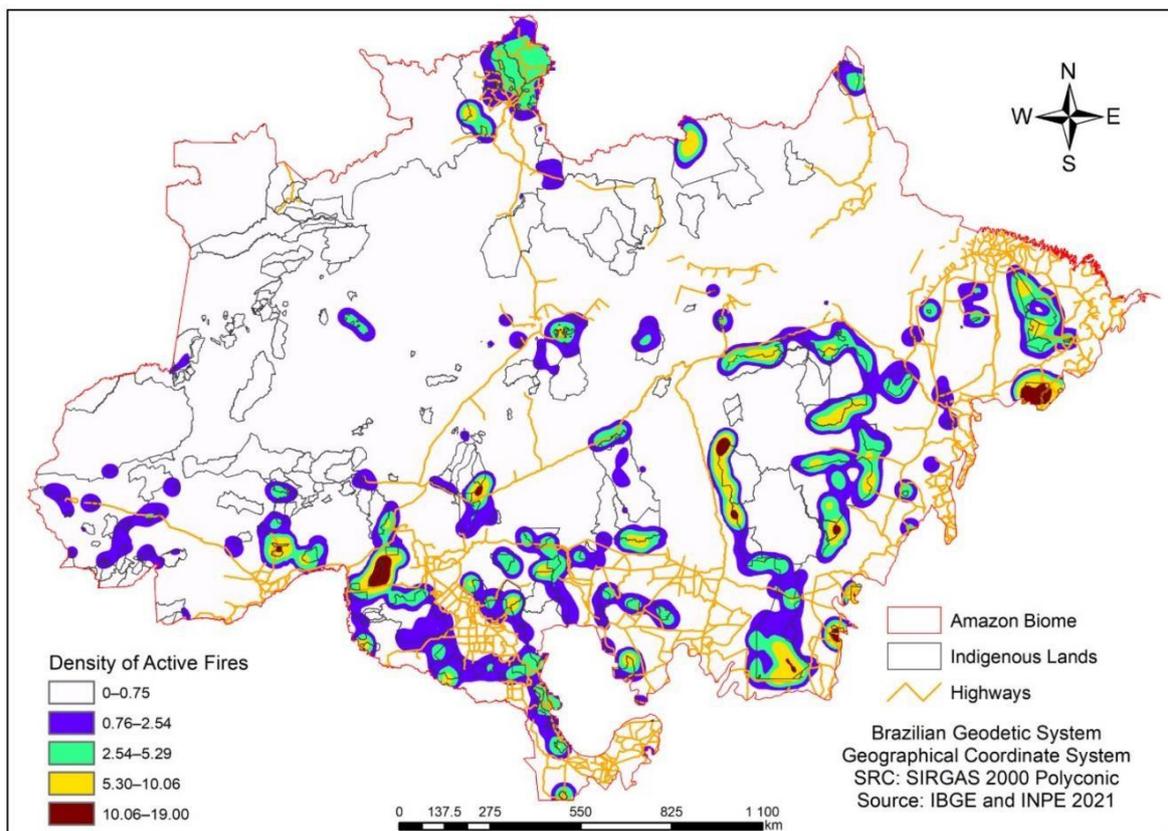


Figure 6. Density of active fires calculated for period 2008–2021 in the Indigenous Lands (IL) and their buffers across the Brazilian Amazon biome.

When analyzing the distribution of protected areas in intervals according to their size, we observed a similar pattern of distribution between the ILs without highways ($n = 151$) and with highways in the 10 km buffer ($n = 169$) (Supplementary Material Figure S1). The 88.7% and 66.3%, respectively, of the ILs within these categories were classified within the area class intervals $<2500 \text{ km}^2$, with 59.6% and 46.2% of them classified in the $0\text{--}500 \text{ km}^2$ interval

(Supplementary Material Figure S1).

We observed that the distribution of the frequency of active fires within the different IL area classes varied according to the size of the IL and the type of land cover (Figure 7). Interestingly, we also observed that the interval between 0–500 km² (area interval that predominates the largest number of IL) did not concentrate the largest number of active fires, especially in the ILs with highways, where we have 2 ILs that presented one of the lowest numbers of active fires for this category. In this same IL category, the active fires were mainly concentrated in three ILs in the area class of 17,000–17,500 km², 6500–7000 km², and 5000–5500 km², where fires occurred mostly in savanna/grassland formations (Figure 7).

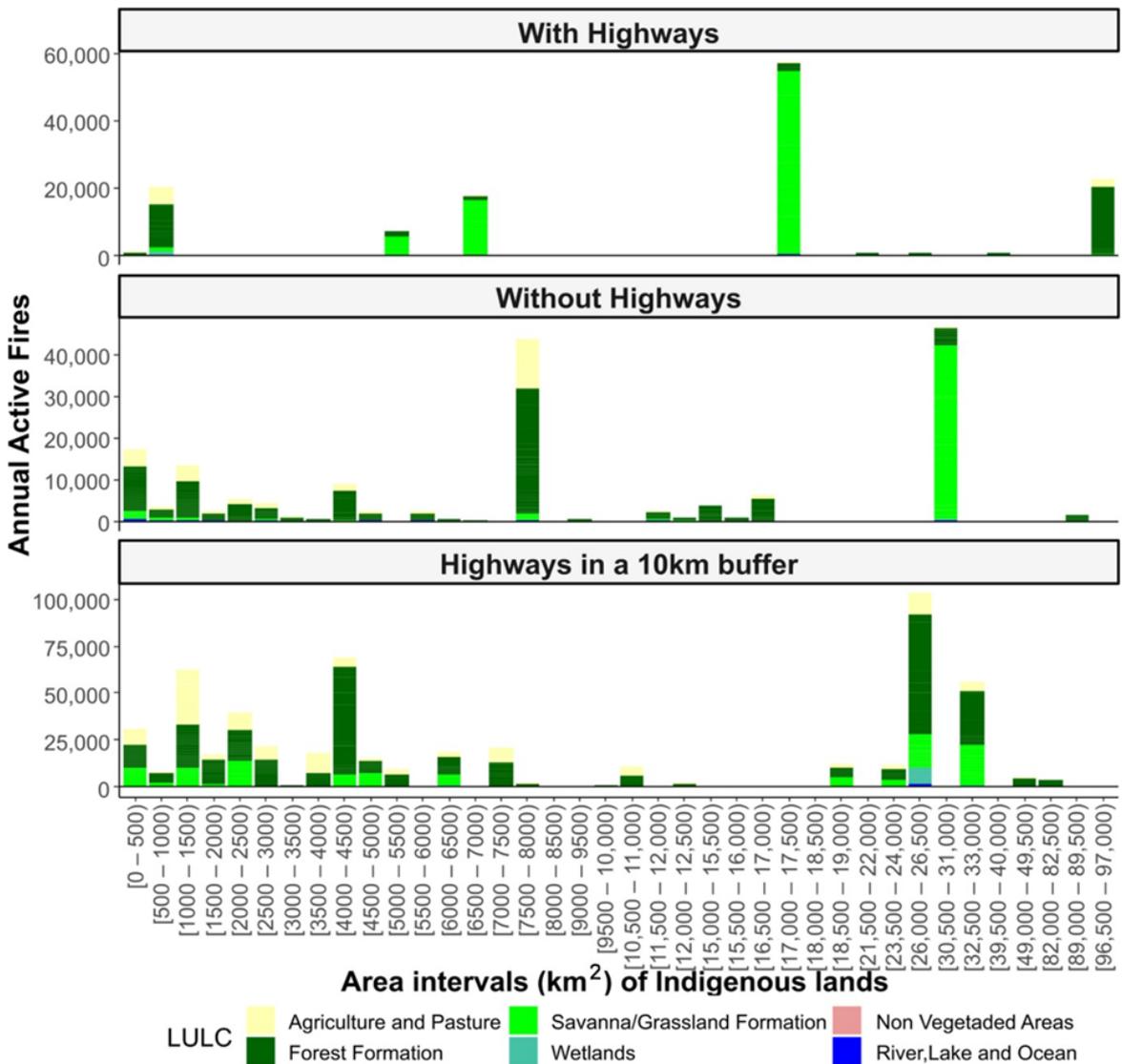


Figure 7. Distribution of accumulated active fires by IL area intervals and according to land use and land cover type in the Indigenous Lands of the Brazilian Amazon biome.

In the other two categories of ILs without highways and with highways in the 10 km buffer, most of the active fires occurred in forest formations, regardless of the size of the IL, with the exception of active fires peak that we found for the ILs without highways in the 30,500–31,000 km² interval where a single IL concentrated more than 40,000 accumulated fires (The Indigenous Land Normandia, Pacaraima, Uiramutã, located in Roraima state, in the Guianan savanna Ecoregion), in an area dominated by savanna/grassland vegetation (Figure 7). In this same IL category, we found the second peak of accumulated active fires in the 7500–8000 km² interval where we found 3 ILs and most of the active fires occurred in forest formations or agriculture and pasture areas (Figure 7).

In the category of ILs with highways in the 10 km buffer, we found a higher occurrence of active fires in the ILs including those >2500 km² (75 ILs), where the forest areas were the most affected LULC, followed by the savanna/grassland formations and agricultural and pasture areas (Figure 7).

We considered only ILs with an area <2500 km² (n = 257 units) in the regression analyses. This n corresponds to the 3rd quartile of the distribution of ILs by area as well as the ILs with a low cover of savanna vegetation. This was relevant, since the fires occurrences in the savannas can follow a different dynamic and could be associated with other types of events. The dispersion of data separated by category of IL showed a slightly positive correlation between the size of the IL and the average annual active fires (total correlation 0.3, Figure 8). We observed the highest correlation in ILs with highways, with a correlation of 0.98, while for ILs without highways or with highways in the buffer the correlations were 0.22 and 0.27, respectively.

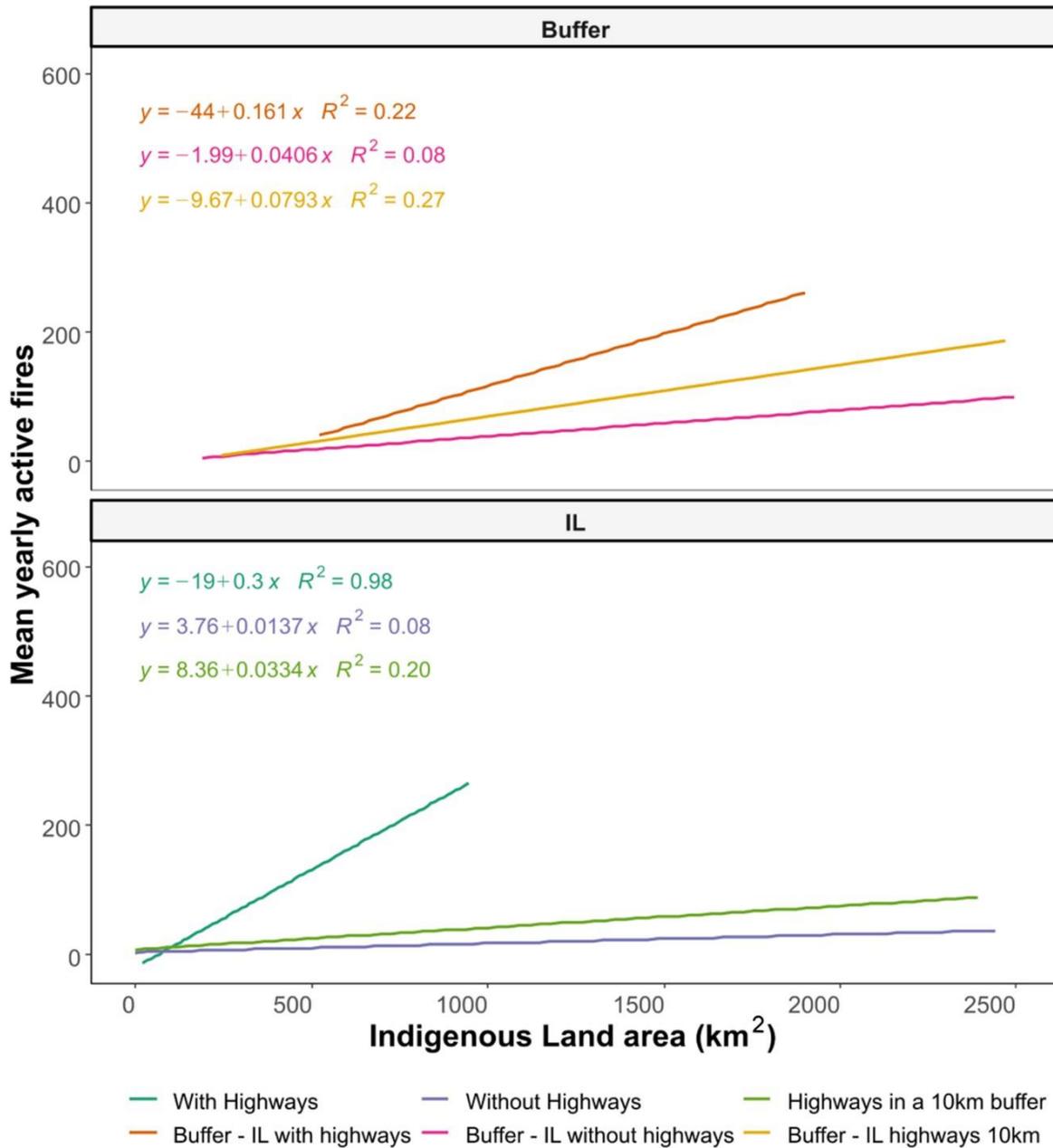


Figure 8. Linear regression analysis between the annual average active fires by the size of indigenous lands for each IL category (with highways, without highways, and highways in a 10 km buffer).

Finally, when analyzing the density of active fires per km², and taking into account the areas of the selected categories, we observed that ILs with highways have approximately three times the density of those that do not have highways (Figure 9).

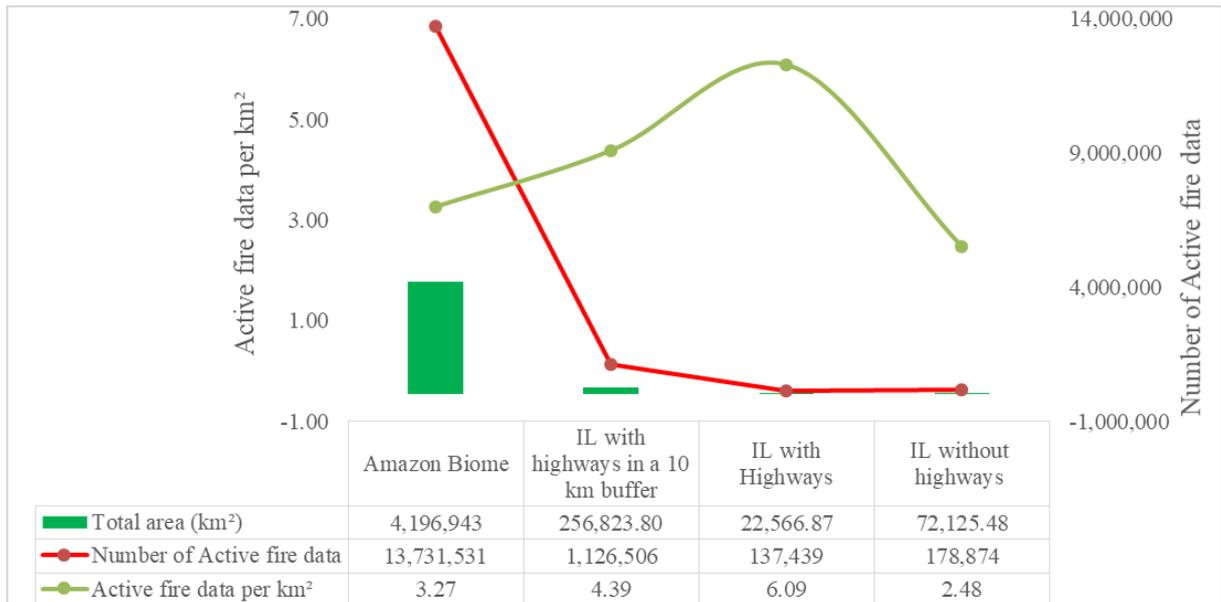


Figure 9. Number of active fires per km² classified according to the total area for Amazon biome, IL with highways in a 10 km buffer, IL with Highways, and IL without highways.

4. Discussion

Our work showed spatial and temporal patterns that revealed the influence of highways in the increase of active fires in the Indigenous Lands across the Brazilian Amazon, especially in the last three years. Our results reinforced the argument that deregulation, dismantling of environmental agencies, disregard for indigenous peoples' rights, and budget cuts for deforestation containment policies [15] in the last three years have contributed to significant environmental transformations in the Brazilian Amazon.

Our results also showed the differences between the ILs categories according to the climatic period. We observed a large number of active fires during the rainy season in the ILs with highways [40]; this pattern was not recurrent throughout the entire Amazon region, but was concentrated in the northern region, in the state of Roraima, as was also observed by Barbosa et al. [41]. According to these authors, the spatial distribution of active fires suggests a pattern where the northern Amazon, specifically Roraima, records more active fires in the wettest period, while the states of Mato Grosso, Acre, Tocantins and Pará have more active fires in the driest period [41].

The occurrence of a higher number of active fires in a specific region of the Amazon, during the rainy season, was explained by several studies [41–44]. Silva Junior et al. [42] corroborate the analysis associating the increase in fires in the rainy periods due to climatic events with the influence of a neutral period (rainfall anomalies) between January and July in

2007, and also with the highest magnitude of trade winds that could favor fire spread. Barbosa et al. [41] also showed the role of other economic phenomena that could buffer the climatic effects on fires (for example the increase in the occupied area by agriculture and cattle ranching activities), driving in particular the abnormally wet periods of the fire regime of the Amazon region. Lima et al. [44] also found that the average number of active fires remained high, not varying, even in periods of extreme drought or periods of greater rainfall, thus attesting to human interference in this type of environmental degradation. Additionally, in the work from Xu et al. [45] they observed that the number of fires increased from 2019 in the absence of drought, suggesting an increased human disturbance in the Amazon.

Our results also showed that the southern region of the biome coincides with the region known as the arc of deforestation [25,26]. According to Rorato et al. [25], the ILs affected by multiple and relatively severe threats are mainly located in the arc of deforestation. This is a region where the highest rates of deforestation are caused mainly by the advance of the agricultural frontier toward the forest [25].

The density analysis of active fires also revealed the role of ILs in the protection of natural resources and the influence of highways in these areas, because highways strongly influence and represent threats to protected areas [23,46]. Santos [47] highlighted the influence of highways on Indigenous Lands in the State of Rondônia, particularly the federal highway BR-421, the implementation of which created lawsuits that requested its interdiction, but it was finally opened in 2014. In general, it was observed that there is no control over the opening of highways in areas of restricted use in the Amazon [47]. For example, new actions for maintenance of federal highway BR 319 were reported such as the Brazilian government's campaign that promises to favor the occupation of the region, increasing the risk of fire [44].

Our research allowed for the analysis of the most degraded ILs under the influence of the highway network. It was also observed that the highways network inside and outside the perimeter of the Indigenous Lands reveals a differentiated dynamic, confirming the results of Rorato et al. [25], who showed that the threats related to forest loss (deforestation, forest degradation, and fires) are more intense in the buffer zones of the ILs than inside them, showing that ILs effectively promote environmental preservation [48].

The “fire crisis of the year 2019” in the Brazilian Amazon dominated the global news [43]. According to Aragão [49], the “Day of Fire”, occurred on August 10th of 2019 when a coordinated series of forest fires in the Amazon region caused, in just one day, produced a 300% increase in active fires. Days later, the smoke reached the city of São Paulo, more than

two thousand kilometers away, and turned day into night [49].

Active fires in ILs with an area higher than 2500 km² predominated in savanna enclaves within the Amazon biome, as mapped by Alves et al. [50]. Fire is a natural part of savanna dynamics, and this biome is resilient to this action [50,51]; thus, fire in ILs located in savanna environments may have its origins linked to natural factors [28].

We observed the highest correlation (0.98) between the fires and the IL area in the ILs with highways. This confirms the hypothesis about the influence of highways on the fire regimes within the ILs [2,43,52]. For example, in the State of Roraima, fire anomalies were observed mainly in areas where there is a high density of highways, rural settlements, and secondary vegetation cover of recent deforestation [52]. Moreover, the variable “distance to highways” had a positive correlation with fire occurrence in all three years in the area up to 3 km from highways [2]. Our work showed spatially explicit correlation that revealed the potential role of the highway network in the degradation, through active fires, within and around the ILs located in the Amazon biome.

5. Conclusions

The presented results from this study provide substantial information about fire and its relationship with the proximity of the highway network in the Amazon biome in Brazil. That is, the results reveal that the number of active fires occurring within the ILs is influenced by the presence of highways. This was possible through the observation that the ILs with highways around 10 km presented a greater inter-annual variation for the analyzed period.

Another aspect concerns the State of Roraima, which presented the highest number of fires in the ILs with highways, varying from 856 fires in 2010 to 25,879 in 2019. The number of active fires in ILs with areas from 0 to 500 km² (range of area that predominates the largest number of lands) did not concentrate the largest number of active fires, especially in the ILs with highways, where there were 2 ILs that showed one of the lowest numbers of active fires for this category. These data suggest that the ILs contribute to the preservation of the Amazon Forest.

Lastly, in the category of ILs with highways in the 10 km buffer, we found a higher occurrence of active fires in the IL, including those >2500 km² (75 units), with the forest areas being the most affected, followed by the savanna/grassland formations and agricultural and pasture areas.

In addition, it was also revealed that the dispersion of data separated by IL category

showed positive correlations between the size of the IL and the average annual quantity of active fire spots. The highest correlation was found in ILs with highways, showing that highways have a direct influence on the increase in active fires in ILs.

Finally, we saw that the last three years presented significant differences in the analyzed period, showing significant increases in the number of active fires within the studied area.

Supplementary Materials: The following supporting information can be downloaded at: <https://www.mdpi.com/article/10.3390/su14159167/s1>, Figure S1: Distribution of Indigenous Lands of the Brazilian Amazon biome by area intervals.

Author Contributions: Conceptualization, C.F.A.S., S.N.M. and A.M.S.; methodology, C.F.A.S. and S.T.A.; software, C.F.A.S. and S.T.A.; validation, C.F.A.S. and S.T.A.; formal analysis, C.F.A.S. and S.T.A.; data curation, C.F.A.S., A.M.S. and S.T.A.; writing—original draft preparation, C.F.A.S., S.T.A., A.M.S., M.O.A. and S.N.M.; writing—review and editing, C.F.A.S., S.T.A., A.M.S., M.O.A. and S.N.M.; visualization, C.F.A.S. and S.N.M.; supervision, S.N.M.; funding acquisition, S.N.M. and S.T.A. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This research was funded by National Council for Research and Development-CNPq, grant number 163539/2021-9.

Institutional Review Board Statement: Not applicable.

Informed Consent Statement: Not applicable.

Data Availability Statement: The datasets used and/or analyzed during the current study are available from the corresponding author upon reasonable request.

Acknowledgments: The authors would like to express their gratitude to National Council for Research and Development (CNPq) for their support. S.T.A. received postdoctoral support from Programa de Fixação de Doutor (res. 840/2018) from the State University of Maranhão (UEMA). The corresponding author gratefully acknowledges support from FAPEMA grant

references CACD- 03012/20 and UNIVERSAL-00992/19. Finally, we thank Duanne Scremin for the English revision of our manuscript.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest. The funders had no role in the study design; in the collection, analyses, or interpretation of data; in the writing of the manuscript; or in the decision to publish the results.

References

1. 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. 21st Century Drought-Related Fires Counteract the Decline of Amazon Deforestation Carbon Emissions. *Nat. Commun.* 2018, 9, 536. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-02771-y>.
2. dos Reis, M.; Graça, P.M.L.D.A.; Yanai, A.M.; Ramos, C.J.P.; Fearnside, P.M. Forest Fires and Deforestation in the Central Amazon: Effects of Landscape and Climate on Spatial and Temporal Dynamics. *J. Environ. Manag.* 2021, 288, 112310. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112310>.
3. dos Santos, A.M.; da Silva, C.F.A.; Rudke, A.P.; de Oliveira Soares, D. Dynamics of Active Fire Data and Their Relationship with Fires in the Areas of Regularized Indigenous Lands in the Southern Amazon. *Remote Sens. Appl. Soc. Environ.* 2021, 23, 100570. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2021.100570>.
4. Bullock, E.L.; Woodcock, C.E.; Souza, C.; Olofsson, P. Satellite-based Estimates Reveal Widespread Forest Degradation in the Amazon. *Glob. Chang. Biol.* 2020, 26, 2956–2969. <https://doi.org/10.1111/gcb.15029>.
5. Davidson, E.A.; de Araújo, A.C.; Artaxo, P.; Balch, J.K.; Brown, I.F.; Bustamante, M.M.C.; Coe, M.T.; DeFries, R.S.; Keller, M.; Longo, M.; et al. The Amazon Basin in Transition. *Nature* 2012, 481, 321–328. <https://doi.org/10.1038/nature10717>.
6. Salame, C.W.; Queiroz, J.C.B.; de Miranda Rocha, G.; Amin, M.M.; da Rocha, E.P. Use of Spatial Regression Models in the Analysis of Burnings and Deforestation Occurrences in Forest Region, Amazon, Brazil. *Environ. Earth Sci.* 2016, 75, 274. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4865-x>.
7. Karavani, A.; Boer, M.M.; Baudena, M.; Colinas, C.; Díaz-Sierra, R.; Pemán, J.; de Luis, M.; Enríquez-de-Salamanca, Á.; Resco de Dios, V. Fire-Induced Deforestation in Drought-Prone Mediterranean Forests: Drivers and Unknowns from Leaves to Communities.

Ecol. Monogr. 2018, 88, 141–169. <https://doi.org/10.1002/ecm.1285>.

8. Costa, M.A.M.; Amaral, S.S.; Soares Neto, T.G.; Cardoso, A.A.; Santos, J.C.; Souza, M.L.; Carvalho, J.A. Forest Fires in the Brazilian Amazon and Their Effects on Particulate Matter Concentration, Size Distribution, and Chemical Composition. *Combust. Sci. Technol.* 2022, 1, 1–27. <https://doi.org/10.1080/00102202.2021.2019229>.

9. Cammelli, F.; Garrett, R.D.; Barlow, J.; Parry, L. Fire Risk Perpetuates Poverty and Fire Use among Amazonian Smallholders.

Glob. Environ. Chang. 2020, 63, 102096. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2020.102096>.

10. dos Santos, A.M.; da Silva, C.F.A.; de Almeida Junior, P.M.; Rudke, A.P.; de Melo, S.N. Deforestation Drivers in the Brazilian Amazon: Assessing New Spatial Predictors. *J. Environ. Manag.* 2021, 294, 113020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113020>.

11. Browne, L.; Markesteijn, L.; Engelbrecht, B.M.J.; Jones, F.A.; Lewis, O.T.; Manzané-Pinzón, E.; Wright, S.J.; Comita, L.S. Increased Mortality of Tropical Tree Seedlings during the Extreme 2015–16 El Niño. *Glob. Chang. Biol.* 2021, 27, 5043–5053. <https://doi.org/10.1111/gcb.15809>.

12. Esquivel-Muelbert, A.; Baker, T.R.; Dexter, K.G.; Lewis, S.L.; Brienen, R.J.W.; Feldpausch, T.R.; Lloyd, J.; Monteagudo-Mendoza, A.; Arroyo, L.; Álvarez-Dávila, E.; et al. Compositional Response of Amazon Forests to Climate Change. *Glob. Chang. Biol.* 2019, 25, 39–56. <https://doi.org/10.1111/gcb.14413>.

13. da Silva, C.F.A.; Dos Santos, A.M.; de Melo, S.N.; Rudke, A.P.; Almeida Junior, P.M. Spatial modelling of deforestation-related factors in the Brazilian semi-arid biome. *Int. J. Environ. Stud.* 2022, 1, 1–20. <https://doi.org/10.1080/00207233.2022.2099109>.

14. Pinheiro, T.F.; Escada, M.I.S.; Valeriano, D.M.; Hostert, P.; Gollnow, F.; Müller, H. Forest Degradation Associated with Logging Frontier Expansion in the Amazon: The BR-163 Region in Southwestern Pará, Brazil. *Earth Interact.* 2016, 20, 1–26. <https://doi.org/10.1175/EI-D-15-0016.1>.

15. Conceição, K.V.; Chaves, M.E.D.; Picoli, M.C.A.; Sánchez, A.H.; Soares, A.R.; Mataveli, G.A.V.; Silva, D.E.; Costa, J.S.; Camara,

G. Government Policies Endanger the Indigenous Peoples of the Brazilian Amazon. *Land Use Policy* 2021, 108, 105663. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105663>.

16. de Oliveira, G.; Chen, J.M.; Mataveli, G.A.V.; Chaves, M.E.D.; Seixas, H.T.; Cardozo, F.D.S.; Shimabukuro, Y.E.; He, L.; Stark, S.C.; dos Santos, C.A.C. Rapid Recent Deforestation Incursion in a Vulnerable Indigenous Land in the Brazilian Amazon and Fire-

- Driven Emissions of Fine Particulate Aerosol Pollutants. *Forests* 2020, 11, 829. <https://doi.org/10.3390/f11080829>.
17. Laurance, W.F.; Goosem, M.; Laurance, S.G.W. Impacts of Roads and Linear Clearings on Tropical Forests. *Trends Ecol. Evol.* 2009, 24, 659–669. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.06.009>.
 18. Silva, A.C.O.; Fonseca, L.M.G.; Körting, T.S.; Escada, M.I.S. A Spatio-Temporal Bayesian Network Approach for Deforestation Prediction in an Amazon Rainforest Expansion. *Frontier. Spat. Stat.* 2020, 35, 100393. <https://doi.org/10.1016/j.spasta.2019.100393>.
 19. Milien, E.J.; Rocha, K.D.S.; Brown, I.F.; Perz, S.G. Roads, Deforestation and the Mitigating Effect of the Chico Mendes Extractive Reserve in the Southwestern Amazon. *Trees For. People* 2021, 3, 100056. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2020.100056>.
 20. Folharini, S.D.O.; de Melo, S.N.; Cameron, S.R. Effect of Protected Areas on Forest Crimes in Brazil. *J. Environ. Plan. Manag.* 2022, 65, 272–287. <https://doi.org/10.1080/09640568.2021.1881885>.
 21. BenYishay, A.; Heuser, S.; Runfola, D.; Trichler, R. Indigenous Land Rights and Deforestation: Evidence from the Brazilian Amazon. *J. Environ. Econ. Manag.* 2017, 86, 29–47. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2017.07.008>.
 22. Nepstad, D.; Schwartzman, S.; Bamberger, B.; Santilli, M.; Ray, D.; Schlesinger, P.; Prinz, E. Inhibition of Amazon Deforestation and Fire by Parks and Indigenous Lands. *Conserv. Biol.* 2006, 20, 65–73. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00351.x>.
 23. Lima, M.; do Vale, J.C.E.; Costa, G.D.M.; dos Santos, R.C.; Correia Filho, W.L.F.; Gois, G.; de Oliveira-Junior, J.F.; Teodoro, P.E.; Rossi, F.S.; da Silva Junior, C.A. The Forests in the Indigenous Lands in Brazil in Peril. *Land Use Policy* 2020, 90, 104258. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104258>.
 24. Paiva, P.F.P.R.; de Lourdes Pinheiro Ruivo, M.; da Silva Júnior, O.M.; de Nazaré Martins Maciel, M.; Braga, T.G.M.; de Andrade, M.M.N.; dos Santos Junior, P.C.; da Rocha, E.S.; de Freitas, T.P.M.; da Silva Leite, T.V.; et al. Deforestation in Protect Areas in the Amazon: A Threat to Biodiversity. *Biodivers. Conserv.* 2020, 29, 19–38. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01867-9>.
 25. Rorato, A.C.; Picoli, M.C.A.; Verstegen, J.A.; Camara, G.; Silva Bezerra, F.G.; Escada, M.I.S. Environmental Threats over Amazonian Indigenous Lands. *Land* 2021, 10, 267. <https://doi.org/10.3390/land10030267>.

26. Rorato, A.C.; Escada, M.I.S.; Camara, G.; Picoli, M.C.A.; Verstegen, J.A. Environmental Vulnerability Assessment of Brazilian Amazon Indigenous Lands. *Environ. Sci. Policy* 2022, 129, 19–36. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.12.005>.
27. Cabral, A.I.R.; Saito, C.; Pereira, H.; Laques, A.E. Deforestation Pattern Dynamics in Protected Areas of the Brazilian Legal Amazon Using Remote Sensing Data. *Appl. Geogr.* 2018, 100, 101–115. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2018.10.003>.
28. dos Santos, A.M. Análise Do Uso e Cobertura Do Solo Nas Áreas Das Terras Indígenas Demarcadas No Estado de Goiás. *Rev. Percurso* 2018, 10, 31–52.
29. Araújo, E.; Barreto, P.; Baima, S.; Gomes, M. Unidades de Conservação Mais Desmatadas da Amazônia Legal (2012–2015); Amazon: Belém, Brazil, 2017.
30. Mota Santos, A.; Lúcia Cereda Gomide, M. A ocupação no entorno das terras indígenas em Rondonia, Brasil. *Bol. Goiano Geogr.* 2015, 35, 417–436. <https://doi.org/10.5216/bgg.v35i3.38834>.
31. Garcia, R.; Pivetta, M. Como Monitorar o Fogo. Pesquisa FAPESP. Available online: <https://revistapesquisa.fapesp.br/como-monitorar-o-fogo/> (accessed on 7 April 2022).
32. DNIT Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes. Available online: <https://www.gov.br/dnit/pt-br> (accessed on 7 April 2022).
33. FUNAI Fundação Nacional do Índio. Available online: <https://www.gov.br/funai/pt-br> (accessed on 7 April 2022).
34. MapBiomas Projeto MapBiomas. Available online: <https://mapbiomas.org/> (accessed on 7 April 2022).
35. Souza, C.M.; Shimbo, J.Z.; Rosa, M.R.; Parente, L.L.; Alencar, A.A.; Rudorff, B.F.T.; Hasenack, H.; Matsumoto, M.; Ferreira, L.G.; Souza-Filho, P.W.M.; et al. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sens.* 2020, 12, 2735. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>.
36. Rostami, A.; Shah-Hosseini, R.; Asgari, S.; Zarei, A.; Aghdami-Nia, M.; Homayouni, S. Active Fire Detection from Landsat-8 Imagery Using Deep Multiple Kernel Learning. *Remote Sens.* 2022, 14, 992. <https://doi.org/10.3390/rs14040992>.
37. Rudke, A.P.; Sikora de Souza, V.A.; dos Santos, A.M.; Freitas Xavier, A.C.; Rotunno Filho, O.C.; Martins, J.A. Impact of Mining Activities on Areas of Environmental Protection in the Southwest of the Amazon: A GIS- and Remote Sensing-Based Assessment. *J. Environ. Manag.* 2020, 263, 110392. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110392>.
38. da Silva, C.F.A.; de Andrade, M.O.; Maia, M.L.A.; dos Santos, A.M.; Portis, G.T.

- Remote Sensing for Identification of Trip Generating Territories in Support of Urban Mobility Planning and Monitoring. *GeoJournal* 2022. <https://doi.org/10.1007/s10708-022-10595-7>.
39. Silverman, B.W. *Density Estimation for Statistics and Data Analysis*; Routledge: London, UK, 2018; ISBN 9781315140919.
40. Kimbrough, L. The Brazilian Amazon Is Burning, Again. *Mongabay*. Available online: <https://news.mongabay.com/2021/06/the-brazilian-amazon-is-burning-again/> (accessed on 7 April 2022).
41. Ferreira Barbosa, M.L.; Delgado, R.C.; Forsad de Andrade, C.; Teodoro, P.E.; Silva Junior, C.A.; Wanderley, H.S.; Capristo-Silva, G.F. Recent Trends in the Fire Dynamics in Brazilian Legal Amazon: Interaction between the ENSO Phenomenon, Climate and Land Use. *Environ. Dev.* 2021, 39, 100648. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2021.100648>.
42. Silva Junior, C.H.; Anderson, L.O.; Silva, A.L.; Almeida, C.T.; Dalagnol, R.; Pletsch, M.A.; Penha, T.V.; Paloschi, R.A.; Aragão, L.E.O.C. Fire responses to the 2010 and 2015/2016 Amazonian droughts. *Front. Earth Sci.* 2019, 7, 97. doi.org/10.3389/feart.2019.00097.
43. Silveira, M.V.F.; Petri, C.A.; Broggio, I.S.; Chagas, G.O.; Macul, M.S.; Leite, C.C.S.S.; Ferrari, E.M.M.; Amim, C.G.V.; Freitas, A.L.R.; Motta, A.Z.V.; et al. Drivers of Fire Anomalies in the Brazilian Amazon: Lessons Learned from the 2019 Fire Crisis. *Land* 2020, 9, 516. <https://doi.org/10.3390/land9120516>.
44. Lima, M.; Santana, D.C.; Junior, I.C.M.; da Costa, P.M.C.; de Oliveira, P.P.G.; de Azevedo, R.P.; Silva, R.D.S.; Marinho, U.D.F.; da Silva, V.; de Souza, J.A.A.; et al. The “New Transamazonian Highway”: BR-319 and Its Current Environmental Degradation. *Sustainability* 2022, 14, 823. <https://doi.org/10.3390/su14020823>.
45. Xu, W.; Liu, Y.; Veraverbeke, S.; Wu, W.; Dong, Y.; Lu, W. Active Fire Dynamics in the Amazon: New Perspectives from High-Resolution Satellite Observations. *Geophys. Res. Lett.* 2021, 48, e2021GL093789. <https://doi.org/10.1029/2021GL093789>.
46. Barber, C.P.; Cochrane, M.A.; Souza, C.M.; Laurance, W.F. Roads, Deforestation, and the Mitigating Effect of Protected Areas in the Amazon. *Biol. Conserv.* 2014, 177, 203–209. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.07.004>.
47. Dos Santos, A.M. *Cartografias Dos Povos e Das Terras Indígenas Em Rondônia*. Ph.D. Thesis, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brazil, 2014.

48. Dos Santos, A.M.; da Silva, C.F.A.; de Melo, S.N.; Almeida Junior, P.M.; Bueno, L.F. Influence of deforestation inside and outside indigenous lands in the Brazilian Amazon Biome. *Regional Environ. Chang.* 2022, 22, 77–83. <https://doi.org/10.1007/s10113-022-01937-9>.
49. Aragão, T.O. “Dia Do Fogo” Nunca Acabou Na Amazônia. Instituto Socioambiental. Available online: [\(https://www.socioambiental.org/pt-br/noticias-socioambientais/o-dia-do-fogo-nunca-acabou-na-amazonia#:~:text=Foi%20o%20in%C3%ADcio%20da%20recente,de%20Pesquisas%20Espaciais%20\(Inpe\)](https://www.socioambiental.org/pt-br/noticias-socioambientais/o-dia-do-fogo-nunca-acabou-na-amazonia#:~:text=Foi%20o%20in%C3%ADcio%20da%20recente,de%20Pesquisas%20Espaciais%20(Inpe))) (accessed on 7 April 2022).
50. Borini Alves, D.; Montorio Llovería, R.; Pérez-Cabello, F.; Vlassova, L. Fusing Landsat and MODIS Data to Retrieve Multispectral Information from Fire-Affected Areas over Tropical Savannah Environments in the Brazilian Amazon. *Int. J. Remote Sens.* 2018, 39, 7919–7941. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1479790>.
51. Frizzo, T.L.; Bonizario, C.; Borges, M.P.; Vasconcelos, H. Uma Revisão Dos Efeitos Do Fogo Sobre a Fauna de Formações Savânicas Do Brasil. *Oecologia Aust.* 2011, 15, 365–379.
52. 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. Climatic and Anthropogenic Drivers of Northern Amazon Fires during the 2015–2016 El Niño Event. *Ecol. Appl.* 2017, 27, 2514–2527. <https://doi.org/10.1002/eap.1628>.

7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A presente pesquisa focou na análise espaço-temporal dos impactos ambientais gerados pelas estradas oficiais e não oficiais dentro e no entorno (*buffer* de 10 km) das Terras Indígenas do Bioma Amazônia. As principais conclusões desta tese de doutorado confirmam a hipótese de que, a rede rodoviária oficial e não oficial influenciam de forma direta no desmatamento e no aumento dos focos de calor ativo dentro e fora das terras indígenas no Bioma Amazônia.

No Capítulo 5, o artigo 1 revelou importantes resultados no que se refere aos principais impactos ambientais gerados pelas estradas oficiais e não oficiais. Através da análise de agrupamento pelo método Gaussian Mixture Model foi observado que as Terras Indígenas que englobam os clusters 1, 2, 3 e 5 são mais impactadas pelas estradas oficiais e não oficiais e que somam mais de 65% de toda a área das TIs mapeadas no Bioma. Além disso, foi possível identificar que, dentre as doze variáveis exploradas, quatro delas: Estradas não oficiais dentro da TI, Estradas não oficiais no *buffer*, Estradas Oficiais dentro da TI e Estradas Oficiais no *buffer*, representam os principais motores para o desmatamento que ocorre dentro das TIs no período analisado (2008 a 2021). Adicionalmente, foi realizada uma análise conjunta de todas as variáveis, onde foi identificado, através da Regressão por Mínimos Quadrados Ordinários Ponderados e pelos Modelos lineares generalizados que, as variáveis Focos de Incêndios dentro das TIs, Mineração Ilegal dentro da TI e Estradas não Oficiais dentro das TIs são as principais causas do desmatamento dentro das TIs. Por fim, nossos resultados revelam que o modelo explica cerca de 36% da variância total do desmatamento.

Os resultados apresentados no capítulo 6 desta tese fornecem informações substanciais sobre os focos de calor ativo e sua relação com a proximidade da rede rodoviária no Bioma Amazônia. Ou seja, os resultados revelam que os focos de calor que ocorrem nas áreas de TIs são influenciados pela presença de rodovias. Isso foi possível por meio da observação de que as TIs com rodovias no entorno de 10 km apresentaram maior variação interanual para o período analisado.

Outro ponto importante a ser destacado nessa tese é no que diz respeito ao Estado de Roraima, onde apresentou o maior número de queimadas nas TIs com rodovias, variando de 856 queimadas em 2010 a 25.879 em 2019. O número de focos de calor em TIs com área de 0 a 500 km² (intervalo de área que predomina o maior número de terras) não concentrou a maior quantidade de focos de calor, especialmente nas TIs com rodovias, onde temos 2 TIs que apresentaram um dos números mais baixos de focos de calor para essa categoria. Por fim,

vimos que os últimos três anos (2019, 2020, 2021) apresentaram diferenças significativas no período analisado, apresentando aumentos significativos no número de focos de calor na área estudada.

Finalmente, na categoria de TIs com rodovias no *buffer* de 10 km, encontramos uma maior ocorrência de focos de calor nas TIs inclusive naquelas > 2,500 km² (75 unidades), com a tipologia de áreas florestais sendo as mais atingidas, seguidas pelas formações de savana/grassland e áreas de agricultura e pastagem. Além disso, foi revelado que a dispersão de dados separados por categoria das TIs apresentou correlações positivas entre o tamanho da TI e a quantidade anual média de focos de calor. A maior correlação foi encontrada nas TI com rodovias, mostrando que as rodovias possuem uma influência no aumento de focos nas TIs.

Adicionalmente, os resultados aqui apresentados farão mais sentido se pensados no contexto da gestão territorial do Bioma Amazônia de forma integrada. Portanto, é preciso considerar o papel do Estado Nacional, pois o Brasil já dispõe de um quadro regulatório e institucional para enfrentar esse cenário de desrespeito socioambiental vivenciado no Bioma Amazônia.

Apesar disso, nos últimos três anos (2019-2021) houve uma flexibilização da aplicação da fiscalização ambiental pelo governo brasileiro. Essa decisão política acirra os conflitos socioambientais que são enfrentados desde sempre pelos povos indígenas. Dessa forma, todos os problemas relacionados ao desmatamento e aos incêndios florestais, especialmente a partir da implantação e da consolidação das estradas não oficiais nas terras indígenas não decorre da falta de leis ou de instituições responsáveis pelo seu controle, mas de uma inação histórica do Estado, somado às decisões do então governo. Contudo, há uma expectativa de que o Brasil retome o protagonismo no cenário ambiental a partir de novas condutas governamentais.

Além disso, é importante destacar que os povos indígenas do Bioma Amazônia representam sistemas humano-ambientais fundamentais de relevância global para alcançar as metas de sustentabilidade. Dessa forma, a tese contribui para os esforços em prol da compreensão das particularidades das Terras Indígenas em relação às diversas ameaças socioambientais e destacam a necessidade de políticas públicas direcionadas para conservação dos recursos naturais, da vida dos povos indígenas e seus costumes.

Como descrito na revisão da literatura, o órgão que recebe e faz a gestão de todas as informações e dados sobre os povos e as TIs, bem-estar social e impactos ambientais sobre o meio, é a FUNAI. Dessa forma, como já referido, sua missão institucional é proteger e

promover os direitos dos povos indígenas no Brasil. Além disso, é importante destacar que as agendas do governo Brasileiro devem estar alinhadas aos compromissos internacionais em pautas ambientais e climáticas, como a proteção dos povos indígenas. Assim, o governo deve adotar medidas prioritárias que compreendem: a regeneração orçamentária do IBAMA, da Polícia Federal e principalmente da FUNAI; e retomada do processo de demarcação das Terras Indígenas; e a criação de uma agenda participativa pro-extratativismo, onde os povos indígenas realizem um papel de protagonismo.

Outro ponto a ser tratado é sobre uma reivindicação histórica dos povos indígenas, ou seja, a mudança do significado da Autarquia “Fundação Nacional do Índio” (FUNAI). A FUNAI teve a sua autarquia alterada e já pode ser chamada de Fundação Nacional dos Povos Indígenas. Essa alteração se deu a partir de janeiro de 2023, após a posse do novo presidente da República. Além disso, a sigla permanece a mesma. Adicionalmente, cabe ressaltar que a nova Fundação Nacional dos Povos Indígenas (FUNAI) passa a ser vinculada ao Ministério dos Povos Indígenas, quando antes estava vinculada ao Ministério da Justiça até dezembro de 2022.

Por fim, em relação a trabalhos futuros sobre TIs do Bioma Amazônia, sugere-se a utilização de variáveis socioeconômicas, decorrentes do novo censo que está em fase de aquisição de dados. Além dos dados do censo, sugere-se a utilização de variáveis ambientais, como áreas queimadas, que são disponibilizadas pelo MapBiomias. Dessa forma, será possível quantificar se os impactos sobre o meio físico reverbera sobre a vida dos povos indígenas no Bioma Amazônia.

REFERÊNCIAS

ABMAN, Ryan. Rule of law and avoided deforestation from protected areas. **Ecological Economics**, v. 146, p. 282-289, 2018.

ADENEY, J. Marion; CHRISTENSEN JR, Norman L.; PIMM, Stuart L. Reserves protect against deforestation fires in the Amazon. **PLoS one**, v. 4, n. 4, p. e5014, 2009.

AGÊNCIA BRASIL. **Povos Indígenas: conheça os direitos previstos na Constituição**, 2017. Disponível em: <https://agenciabrasil.ebc.com.br/direitos-humanos/noticia/2017-04/povos-indigenas-conheca-os-direitos-previstos-na-constituicao>. Acesso em: 10 de novembro. 2022.

AGUIAR BARROS, Jacqueline et al. Gold miners augment malaria transmission in indigenous territories of Roraima state, Brazil. **Malaria Journal**, v. 21, n. 1, p. 1-11, 2022.

ALENCAR, Adriana Vital Silva. **Evolução histórica dos direitos indígenas**, 2015. Disponível em: <<https://jus.com.br/artigos/35348/evolucao-historica-dos-direitos-indigenas>>. Acesso em: 09 de novembro de 2022.

ALVES DE OLIVEIRA, Beatriz Fátima et al. Deforestation and climate change are projected to increase heat stress risk in the Brazilian Amazon. **Communications Earth & Environment**, v. 2, n. 1, p. 1-8, 2021.

ANDERSEN, Lykke E.; GRANGER, Clive WJ; REIS, Eustáquio J. A random coefficient VAR transition model of the changes in land use in the Brazilian Amazon. **Brazilian Review of Econometrics**, v. 17, n. 1, p. 1-13, 1997.

ANM. Galeria - Geoinformação Mineral, 2022. Disponível em: <https://geo.anm.gov.br/portal/apps/webappviewer/index.html?id=6a8f5ccc4b6a4c2bba79759aa952d908>. Acessado em: 16 de maio de 2022.

ANSELIN, Luc; REY, Sergio Joseph. **Modern spatial econometrics in practice: A guide to GeoDa, GeoDaSpace and PySAL**. GeoDa Press LLC, 2014.

ARAGÃO, T.O. **“Dia Do Fogo” Nunca Acabou Na Amazônia**. Instituto Socioambiental, 2021. Disponível em: <https://site-antigo.socioambiental.org/pt-br/noticias-socioambientais/o-dia-do-fogo-nunca-acabou-na-amazonia>. Acessado em: 7 de abril de 2022.

ARAGÃO, Luiz EOC et al. 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. **Nature communications**, v. 9, n. 1, p. 1-12, 2018.

ARAÚJO, Elis et al. Unidades de Conservação mais desmatadas da Amazônia Legal (2012-2015). **Belém: Imazon**, 2017.

AREAL, Gabriel Rebello Esteves. **Fundo Amazônia e as estratégias regulatórias**. 2020. 155 f. Dissertação (Dissertação em Direito) Função Getúlio Vargas, Rio de Janeiro, 2020.

ARIMA, Eugenio Y. et al. Statistical confirmation of indirect land use change in the Brazilian Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 6, n. 2, p. 024010, 2011.

- ARVOR, Damien et al. Land use sustainability on the South-Eastern Amazon agricultural frontier: Recent progress and the challenges ahead. **Applied geography**, v. 80, p. 86-97, 2017.
- ASNER, Gregory P. et al. Elevated rates of gold mining in the Amazon revealed through high-resolution monitoring. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 110, n. 46, p. 18454-18459, 2013.
- ATHAYDE, Simone et al. The far-reaching dangers of rolling back environmental licensing and impact assessment legislation in Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 94, p. 106742, 2022.
- BARBER, Christopher P., et al. Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. **Biological conservation**, 2014, 177: 203-209.
- BARBOSA, Luciana Gomes; ALVES, Maria Alice Santos; GRELLE, Carlos Eduardo Viveiros. Actions against sustainability: Dismantling of the environmental policies in Brazil. **Land use policy**, v. 104, p. 105384, 2021.
- BARLOW, Jos et al. Clarifying Amazonia's burning crisis. **Global Change Biology**, v. 26, n. 2, p. 319-321, 2020.
- BARNI, Paulo Eduardo et al. Logging Amazon forest increased the severity and spread of fires during the 2015–2016 El Niño. **Forest Ecology and Management**, v. 500, p. 119652, 2021.
- BARONA, Elizabeth et al. The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 5, n. 2, p. 024002, 2010.
- BECKER, Bertha K. Geopolítica da amazônia. **Estudos avançados**, v. 19, p. 71-86, 2005.
- BENYISHAY, Ariel et al. Indigenous land rights and deforestation: Evidence from the Brazilian Amazon. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 86, p. 29-47, 2017.
- BITTENCOURT, Libertad Borges. **O movimento indígena organizado na América Latina – A luta para superar a exclusão.** Anais Eletrônicos do IV Encontro da ANPHLAC, 2000.
- BINSWANGER, Hans P. Brazilian policies that encourage deforestation in the Amazon. **World Development**, v. 19, n. 7, p. 821-829, 1991.
- BORINI ALVES, Daniel et al. Fusing Landsat and MODIS data to retrieve multispectral information from fire-affected areas over tropical savannah environments in the Brazilian Amazon. **International Journal of Remote Sensing**, v. 39, n. 22, p. 7919-7941, 2018.
- BOTELHO JR, Jonas et al. Mapping Roads in the Brazilian Amazon with Artificial Intelligence and Sentinel-2. **Remote Sensing**, v. 14, n. 15, p. 3625, 2022.
- BOUCHER, Doug; ROQUEMORE, Sarah; FITZHUGH, Estrellita. Brazil's success in reducing deforestation. **Tropical Conservation Science**, v. 6, n. 3, p. 426-445, 2013.
- BRAGAGNOLO, L.; DA SILVA, Roberto Valmir; GRZYBOWSKI, José Mario Vicensi. Towards the automatic monitoring of deforestation in Brazilian rainforest. **Ecological**

Informatics, v. 66, p. 101454, 2021.

BRANDÃO JR, A. O.; SOUZA JR, C. M. Mapping unofficial roads with Landsat images: a new tool to improve the monitoring of the Brazilian Amazon rainforest. **International Journal of Remote Sensing**, v. 27, n. 1, p. 177-189, 2006.

BRANDT, Jodi S.; NOLTE, Christoph; AGRAWAL, Arun. Deforestation and timber production in Congo after implementation of sustainable management policy: A response to Karsenty et al. (2017). **Land Use Policy**, v. 77, p. 375-378, 2018.

BRASIL. **Constituição (1988)**. Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Senado Federal: Centro Gráfico, 1988.

BRASIL. **Lei nº 6.001**, de 19 de dezembro de 1973. Institui o Código Civil.

BRAZILIAN FOREST INSTITUTE. Instituto Brasileiro de Florestas. 2022. Disponível em: <https://www.ibflorestas.org.br/bioma-amazonico>. Acessado em: 30 de Agosto de 2022.

BROWNE, Luke et al. Increased mortality of tropical tree seedlings during the extreme 2015–16 El Niño. **Global Change Biology**, v. 27, n. 20, p. 5043-5053, 2021.

BULLOCK, Eric L. et al. Satellite-based estimates reveal widespread forest degradation in the Amazon. **Global Change Biology**, v. 26, n. 5, p. 2956-2969, 2020.

CABRAL, Ana IR et al. Deforestation pattern dynamics in protected areas of the Brazilian Amazon using remote sensing data. **Applied Geography**, v. 100, p. 101-115, 2018.

CAMMELLI, Federico et al. Fire risk perpetuates poverty and fire use among Amazonian smallholders. **Global Environmental Change**, v. 63, p. 102096, 2020.

CARRERO, Gabriel Cardoso et al. Deforestation trajectories on a development frontier in the Brazilian Amazon: 35 years of settlement colonization, policy and economic shifts, and land accumulation. **Environmental Management**, v. 66, n. 6, p. 966-984, 2020.

CASTILHO, D. Modernização territorial e redes técnicas em Goiás. 2014. Disponível em: <https://repositorio.bc.ufg.br/tede/handle/tede/3500>. Acessado em: 15 de Setembro de 2022.

CELLMER, Radosław; CICHULSKA, Aneta; BEŁEJ, Mirosław. Spatial analysis of housing prices and market activity with the geographically weighted regression. **ISPRS International Journal of Geo-Information**, v. 9, n. 6, p. 380, 2020.

CHOMITZ, Kenneth M.; THOMAS, Timothy S. **Geographic Patterns of Land Use and Land Intensity in the Brazilian Amazon**. World Bank Publications, 2001.

CIMI. **As estradas e os índios**, 2014. Disponível em: <https://cimi.org.br/2014/01/35658/#:~:text=Os%20relatos%20colhidos%2C%20no%20entanto,mil%20%20C3%ADndios%2C%20por%20Luciana>. Acessado em: 01 de novembro de 2022.

CONCEIÇÃO, Katyanne V. et al. Government policies endanger the indigenous peoples of the Brazilian Amazon. **Land use policy**, v. 108, p. 105663, 2021.

COSTA, Maria Angélica M. et al. Forest Fires in the Brazilian Amazon and their Effects on

Particulate Matter Concentration, Size Distribution, and Chemical Composition. **Combustion Science and Technology**, p. 1-27, 2022.

COSTA, William et al. **Ferrogrão railroad with a freight terminal in Matupá will split in half the indigenous lands of Xingu**. 2021.

CURTIS, Philip G. et al. Classifying drivers of global forest loss. **Science**, v. 361, n. 6407, p. 1108-1111, 2018.

DAMBRÓS, Cristiane. Contexto histórico e institucional na demarcação de Terras Indígenas no Brasil/Historical and institutional context in the demarcation of indigenous lands in Brazil. **Revista Nera**, n. 48, p. 174-189, 2019.

DA SILVA, Carlos Fabricio Assunção et al. Remote sensing for identification of trip generating territories in support of urban mobility planning and monitoring. **GeoJournal**, p. 1-13, 2022.

DAVIDSON, E. A. et al. Munger & W. Schroeder. 2012. The Amazon basin in transition. **Nature**, v. 481, p. 321-328.

DNIT. **DNITGeo - Geotecnologias Aplicadas**, 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/dnit/pt-br/assuntos/portais-tematicos/br-319-am-ro>. Accessed: June 15, 2022

DE OLIVEIRA, Gabriel et al. Rapid recent deforestation incursion in a vulnerable indigenous land in the Brazilian Amazon and fire-driven emissions of fine particulate aerosol pollutants. **Forests**, v. 11, n. 8, p. 829, 2020.

DELJOUEI, Azade et al. The impact of road disturbance on vegetation and soil properties in a beech stand, Hyrcanian forest. **European Journal of Forest Research**, v. 137, n. 6, p. 759-770, 2018.

DOS SANTOS, Alex Mota. Análise dos usos e da cobertura do solo nas áreas das terras indígenas demarcadas no Estado de Goiás. **REVISTA PERCURSO**, v. 10, n. 2, p. 31-52, 2018.

DU, Xingyu et al. City classification for municipal solid waste prediction in mainland China based on K-means clustering. **Waste Management**, v. 144, p. 445-453, 2022.

ELLISON, David et al. Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. **Global environmental change**, v. 43, p. 51-61, 2017.

ELLWANGER, Joel Henrique et al. Beyond diversity loss and climate change: Impacts of Amazon deforestation on infectious diseases and public health. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 92, 2020.

EMBRAPA. **Áreas prioritárias para restauração florestal no bioma Amazônia: relações com clima, relevo, solos e regiões fitoecológicas**, 2020 Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1127114/areas-prioritarias-para-restauracao-florestal-no-bioma-amazonia-relacoes-com-clima-relevo-solos-e-regioes-fitoecologicas>. Acessado em: 11 de agosto de 2022.

ESQUIVEL-MUELBERT, Adriane et al. Compositional response of Amazon forests to climate change. **Global Change Biology**, v. 25, n. 1, p. 39-56, 2019.

FA, Julia E., et al. Importance of Indigenous Peoples' lands for the conservation of Intact Forest Landscapes. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 2020, 18.3: 135-140.

FARAWAY, Julian J.; CHOE, Su Bang. Modelling orientation trajectories. **Statistical Modelling**, v. 9, n. 1, p. 51-68, 2009.

FARIA, Weslem Rodrigues; ALMEIDA, Alexandre Nunes. Relationship between openness to trade and deforestation: Empirical evidence from the Brazilian Amazon. **Ecological Economics**, v. 121, p. 85-97, 2016.

FEARNSIDE, P.M. Desmatamento na Amazônia: Dinâmica, impactos e controle., 2020. p. 265-272. In: Fearnside, P.M. (ed.) *Destruição e Conservação da Floresta Amazônica*, Vol.1. **Editora do INPA**, Manaus. 368 p.

FEARNSIDE, Philip M.; DE ALENCASTRO GRAÇA, Paulo Maurício Lima. BR-319: Brazil's Manaus-Porto Velho Highway and the potential impact of linking the arc of deforestation to central Amazonia. **Environmental management**, 2006, 38.5: 705-716.

FEARNSIDE, Philip F. Containing destruction from Brazil's Amazon highways: now is the time to give weight to the environment in decision-making. **Environmental Conservation**, v. 33, n. 3, p. 181-183, 2006.

FEARNSIDE, Philip M. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences. **Conservation biology**, v. 19, n. 3, p. 680-688, 2005a.

FEARNSIDE, P.M. Desmatamento na Amazônia brasileira: História, índices e conseqüências. **Megadiversidade** 1(4): 113-123, 2005b.

FEARNSIDE, Philip M. Land-tenure issues as factors in environmental destruction in Brazilian Amazonia: the case of southern Pará. **World Development**, v. 29, n. 8, p. 1361-1372, 2001.

FERRANTE, Lucas; ANDRADE, Maryane BT; FEARNSIDE, Philip M. Land grabbing on Brazil's Highway BR-319 as a spearhead for Amazonian deforestation. **Land Use Policy**, v. 108, p. 105559, 2021.

FERRANTE, Lucas; FEARNSIDE, Philip Martin. The Amazon's Road to deforestation. **Science**, 2020a, 369.6504: 634-634.

FERRANTE, Lucas; FEARNSIDE, Philip M. The Amazon: biofuels plan will drive deforestation. **Nature**, v. 577, n. 7789, p. 170-171, 2020b.

FERREIRA BARBOSA, Maria Lucia et al. Recent trends in the fire dynamics in Brazilian Legal Amazon: Interaction between the ENSO phenomenon, climate and land use. **Environmental Development**, v. 39, p. 100648, 2021.

FILIUS, Jonathan et al. Wildlife roadkill patterns in a fragmented landscape of the Western Amazon. **Ecology and evolution**, v. 10, n. 13, p. 6623-6635, 2020.

FLOREANO, Isabela Xavier; DE MORAES, Luzia Alice Ferreira. Land use/land cover (LULC) analysis (2009–2019) with Google Earth Engine and 2030 prediction using Markov-CA in the Rondônia State, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 4, p. 1-17, 2021.

FOLHARINI, Saulo de Oliveira; MELO, Silas Nogueira de; CAMERON, Stephen R. Effect of protected areas on forest crimes in Brazil. **Journal of Environmental Planning and Management**, v. 65, n. 2, p. 272-287, 2022.

FONSECA, Marisa G. et al. Climatic and anthropogenic drivers of northern Amazon fires during the 2015–2016 El Niño event. **Ecological applications**, v. 27, n. 8, p. 2514-2527, 2017.

FOTHERINGHAM, A. Stewart; BRUNSDON, Chris; CHARLTON, Martin. **Geographically weighted regression: the analysis of spatially varying relationships**. John Wiley & Sons, 2003.

FRANCA, Rafael Rodrigues da. **Eventos pluviiais extremos na Amazônia meridional: riscos e impactos em Rondônia**. Tese de Doutorado. Pós-Graduação em Geografia. Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 2015.

FRANK, Eduardo Klock. **Cândido Mariano da Silva Rondon e sua obra**, 2019. Disponível em: <https://www.inf.ufrgs.br/rondon/?p=807>. Acessado em: 17 de novembro de 2022.

FRIZZO, Tiago LM et al. Uma revisão dos efeitos do fogo sobre a fauna de formações savânicas do Brasil. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 2, p. 365-379, 2011.

FUNAI. **Como é realizada a demarcação das Terras Indígenas?**, 2021. Disponível em: <https://www.mpf.mp.br/atuacao-tematica/ccr6/dados-da-atuacao/grupos-de-trabalho/gt-demarcacao/docs/fases-do-processo-de-demarcacao-de-terras-indigenas>. Acesso em: 09 de novembro de 2022.

GARCIA, R.; PIVETTA, M. **Como Monitorar o Fogo. Pesquisa FAPESP**, 2019. Disponível em: <https://revistapesquisa.fapesp.br/como-monitorar-o-fogo/> Acessado em: 18 de abril de 2022.

GIBBS, Holly K. et al. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 38, p. 16732-16737, 2010.

GUEDES, Betina J. et al. Vulnerability of small forest patches to fire in the Paraíba do Sul River Valley, southeast Brazil: Implications for restoration of the Atlantic Forest biome. **Forest Ecology and Management**, v. 465, p. 118095, 2020.

GLOBAL FOREST WATCH. **Forest Loss Remained Stubbornly High in 2021**, 2022. Disponível em: <https://www.globalforestwatch.org/blog/pt/data-and-research/dados-globais-de-perda-de-cobertura-de-arvore-2021/>. Acessado em: 15 de junho de 2022.

GODAR, Javier; TIZADO, Emilio Jorge; POKORNY, Benno. Who is responsible for deforestation in the Amazon? A spatially explicit analysis along the Transamazon Highway in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 267, p. 58-73, 2012.

GUERRERO, João VR et al. Assessing Land Use and Land Cover Changes in the Direct Influence Zone of the Braço Norte Hydropower Complex, Brazilian Amazonia. **Forests**, v. 11, n. 9, p. 988, 2020.

GREENPEACE. Estrada ilegal ameaça povo isolado na Terra Indígena Yanomami. 2022. Disponível em: <https://www.greenpeace.org/brasil/blog/estrada-ilegal-ameaca-povo-isolado-na-terra-indigena-yanomami/>. Acessado em: 10 de setembro de 2022.

HEROLD, Martin; SKUTSCH, Margaret. Monitoring, reporting and verification for national REDD+ programmes: two proposals. **Environmental Research Letters**, v. 6, n. 1, p. 014002, 2011.

IBF. **Instituto Brasileiro de Florestas**, 2022. Disponível em: <https://www.ibflorestas.org.br/bioma-amazonico>. Acessado em: 08 de Julho de 2022.

IBGE. **PPM 2020: rebanho bovino cresce 1,5% e chega a 218,2 milhões de cabeças**, 2020. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/31722-ppm-2020-rebanho-bovino-cresce-1-5-e-chega-a-218-2-milhoes-de-cabecas>. Acessado em: 25 de junho de 2022.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico: inventário das formações florestais e campestres: técnicas e manejo de coleções botânicas: procedimentos para mapeamentos**, 2012. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=263011>. Acessado em: 15 de agosto de 2022.

IBGE. **Manual do Clima Brasileiro**, 2002. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/climatologia/15817-clima.html?=&t=acesso-ao-produto>. Acessado em: 15 de agosto de 2022.

IMAZON. **Geoinformação sobre a Amazônia**, 2022. Disponível em: <https://imazongeo.org.br/#/>. Acessado em: 20 de junho de 2022.

IMAZON. **A floresta habitada: História da ocupação humana na Amazônia**, 2015. Disponível em: <https://imazon.org.br/a-floresta-habitada-historia-da-ocupacao-humana-na-amazonia/>. Acessado em: 18 de outubro de 2022.

IMAZON. **Linha do Tempo: Entenda como ocorreu a ocupação da Amazonia**, 2013. Disponível em: <https://imazon.org.br/imprensa/linha-do-tempo-entenda-como-ocorreu-a-ocupacao-da-amazonia/>. Acessado em: 16 de junho de 2022.

INPE, **Bioma Amazônia - PRODES (Desmatamento)**, 2022. Disponível em: <http://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/bdqueimadas/>. Acessado em: 16 de junho de 2022.

INPE. **Monitoramento do Território: Florestas**, 2021. Disponível em: <http://www.inpe.br/faq/index.php?pai=6>. Acessado em: 21 de julho de 2022.

INTI, Sundeep; KUMAR, Siddagangaiah Anjan. Sustainable road design through multi-objective optimization: A case study in Northeast India. **Transportation research part D: transport and environment**, v. 91, p. 102594, 2021.

IPEA. **Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada**, 2022. Disponível

em:<https://www.ipea.gov.br/portal/dados>. Acessado em: 16 de junho de 2022.

Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia. **Geoinformação sobre a Amazônia**, 2022. Disponível em: <https://imazongeo.org.br/#/>. Acessado em: 2 de Agosto de 2022.

JAVADI, S. et al. Classification of aquifer vulnerability using K-means cluster analysis. **Journal of hydrology**, v. 549, p. 27-37, 2017.

KACZAN, David J. Can roads contribute to forest transitions?. **World Development**, v.129, p. 104898, 2020.

KARAVANI, Asaf et al. Fire-induced deforestation in drought-prone Mediterranean forests: drivers and unknowns from leaves to communities. **Ecological Monographs**, v. 88, n. 2, p. 141-169, 2018.

KELLEY, Douglas I. et al. Low meteorological influence found in 2019 Amazonia fires. **Biogeosciences**, v. 18, n. 3, p. 787-804, 2021.

KHAN, Jibrán et al. Road traffic air and noise pollution exposure assessment—A review of tools and techniques. **Science of The Total Environment**, v. 634, p. 661-676, 2018.

KIMBROUGH, L. **The Brazilian Amazon Is Burning, Again**. **Mongabay**, 2021. Disponível em: <https://news.mongabay.com/2021/06/the-brazilian-amazon-is-burning-again/> Acessado em: 07 de abril de 2022.

KLARENBERG, Geraldine et al. A spatiotemporal natural-human database to evaluate road development impacts in an Amazon trinational frontier. **Scientific data**, v. 6, n. 1, p. 1-12, 2019.

KLARENBERG, Geraldine et al. Highway paving in the southwestern Amazon alters long-term trends and drivers of regional vegetation dynamics. **Heliyon**, v. 4, n. 8, p. e00721, 2018.

LAI, Xin et al. Soft clustering of retired lithium-ion batteries for the secondary utilization using Gaussian mixture model based on electrochemical impedance spectroscopy. **Journal of Cleaner Production**, v. 339, p. 130786, 2022.

LAPOLA, David M. et al. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. **Nature climate change**, v. 4, n. 1, p. 27-35, 2014.

LAURANCE, William F. et al. A global strategy for road building. **Nature**, v. 513, n. 7517, p. 229-232, 2014.

LAURANCE, William F.; GOOSEM, Miriam; LAURANCE, Susan GW. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. **Trends in ecology & evolution**, 2009, 24.12: 659-669.

LAURANCE, William F. et al. Impacts of roads and hunting on central African rainforest mammals. **Conservation Biology**, v. 20, n. 4, p. 1251-1261, 2006.

LAURANCE, William F., et al. The future of the Brazilian Amazon. **Science**, 2001, 291.5503: 438-439.

LIMA, Mendelson et al. The “New Transamazonian Highway”: BR-319 and Its Current Environmental Degradation. **Sustainability**, v. 14, n. 2, p. 823, 2022.

LIMA, Mendelson et al. The forests in the indigenous lands in Brazil in peril. **Land Use Policy**, v. 90, p. 104258, 2020.

LIMA, André et al. Land use and land cover changes determine the spatial relationship between fire and deforestation in the Brazilian Amazon. **Applied Geography**, v. 34, p. 239-246, 2012.

LIZUNDIA-LOIOLA, Joshua; PETTINARI, M. Lucrecia; CHUVIECO, Emilio. Temporal anomalies in burned area trends: Satellite estimations of the Amazonian 2019 fire crisis. **Remote Sensing**, v. 12, n. 1, p. 151, 2020.

LÓPEZ, Santiago. Deforestation, forest degradation, and land use dynamics in the Northeastern Ecuadorian Amazon. **Applied Geography**, v. 145, p. 102749, 2022.

LOURENÇO JÚNIOR, J. de B.; GARCIA, ALEXANDRE ROSSETTO. **Produção animal no bioma amazônico: atualidades e perspectivas**. Anais de Simpósios da 43ª Reunião Anual da SBZ – João Pessoa – PB, 2006.

MACIEL, Dulce Portilho; DE CARVALHO, Lígia Maria; LEMES, Fernando Lobo. Integração nacional no Brasil: as grandes rodovias da Amazônia (1970-1979). **Dimensões**, n. 44, p. 89-120, 2020.

MAJUMDER, Saikat. A Gaussian mixture model method for eigenvalue-based spectrum sensing with uncalibrated multiple antennas. **Signal Processing**, v. 192, p. 108404, 2022.

MAPBIOMAS. **MapBiomias Alerta**, 2022. Disponível em: <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/>. Acessado em: 08 de agosto de 2022.

MAPBIOMAS. **MapBiomias Alerta**, 2021. Disponível em: <https://alerta.mapbiomas.org/>. Acessado em: 20 de junho de 2022.

MARENCO, J. A.; NOBRE, C. A. **Clima da região amazônica**. In: CAVALCANTI, I. F. A. (Org.). Tempo e Clima do Brasil. São Paulo: Oficina de Textos, p.198-212, 2009.

MATAVELI, Guilherme et al. Mining Is a Growing Threat within Indigenous Lands of the Brazilian Amazon. **Remote Sensing**, v. 14, n. 16, p. 4092, 2022.

MATAVELI, Guilherme AV et al. The emergence of a new deforestation hotspot in Amazonia. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 1, p. 33-36, 2021.

MEIJER, Johan R. et al. Global patterns of current and future road infrastructure. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 6, p. 064006, 2018.

MENDES, Fabrício Bruno; BARROS, Jefferson Henrique Tiago. Bioenergy and bio-based products from the Brazilian Amazon: social, economic, and environmental aspects. In: **Transactions on engineering technologies**. Springer, Singapore, 2021. p. 33-46.

MILIEN, Edelin Jean et al. Roads, deforestation and the mitigating effect of the Chico Mendes extractive reserve in the southwestern Amazon. **Trees, Forests and People**, v. 3, p.

100056, 2021.

MINISTERIO DE INFRAESTRUTURA. **Mapas e Bases dos Modos de Transportes**, 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/infraestrutura/pt-br/assuntos/dados-de-transportes/bit/bitmodosmapas>. Acessado em: 20 de agosto de 2022.

MULLAN, Katrina; CAVIGLIA-HARRIS, Jill L.; SILLS, Erin O. Sustainability of agricultural production following deforestation in the tropics: Evidence on the value of newly-deforested, long-deforested and forested land in the Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, v. 108, p. 105660, 2021.

MÜLLER. C. **Brazil and the amazon rainforest: deforestation, biodiversity and cooperation with the EU and international forums**, 2020. Disponível em: [https://www.europarl.europa.eu/thinktank/en/document.html?reference=IPOL_IDA\(2020\)648792](https://www.europarl.europa.eu/thinktank/en/document.html?reference=IPOL_IDA(2020)648792). Acessado em: 15 de junho de 2022.

MÜLLER, Hannes; GRIFFITHS, Patrick; HOSTERT, Patrick. Long-term deforestation dynamics in the Brazilian Amazon—Uncovering historic frontier development along the Cuiabá–Santarém highway. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 44, p. 61-69, 2016.

NASCIMENTO, Eric de Souza et al. Roads in the Southwestern Amazon, State of Acre, between 2007 and 2019. **Land**, v. 10, n. 2, p. 106, 2021.

NASI, Robert; FROST, Peter GH. Sustainable forest management in the tropics: is everything in order but the patient still dying?. **Ecology and Society**, v. 14, n. 2, 2009.

National Institute for Space Research—INPE. Amazon Deforestation Monitoring Project (PRODES). 2022. Disponível em: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/downloads/>. Acessado em: 01 agosto de 2022.

NEPSTAD, Daniel et al. The end of deforestation in the Brazilian Amazon. **Science**, v.326, n. 5958, p. 1350-1351, 2009.

NEPSTAD, Daniel et al. Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. **Conservation biology**, v. 20, n. 1, p. 65-73, 2006.

NEPSTAD, Daniel et al. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. **Forest ecology and management**, v. 154, n. 3, p. 395-407, 2001.

NETO, Thiago Oliveira. Rodovias na amazônia e as mudanças recentes na circulação regional. **Revista Tamoios**, v. 16, n. 3, 2020.

NETO, Thiago Oliveira. As rodovias na Amazônia: uma discussão geopolítica. **Confins. Revue franco-brésilienne de géographie/Revista franco-brasileira de geografia**, n. 501, 2019.

NETO, Thiago Oliveira; NOGUEIRA, Ricardo Jose Batista. Integração territorial do Noroeste brasileiro de 1900 a 1970. **Revista de Geopolítica**, v. 9, n. 1, p. 1-10, 2018.

NETO, T.O. Rodovia Transamazônica: Falência de um grande projeto geopolítico. **Revista Geonorte**, Edição Especial 3, Manaus, v. 7, n. 1, p. 282-298, 2013.

NETO, M. O Dilema da Amazônia. **CEJUP**, 1986. 2 ed. 154p.

NEVES, Patricia Bittencourt Tavares et al. Amazon rainforest deforestation influenced by clandestine and regular roadway network. **Land Use Policy**, v. 108, p. 105510, 2021.

NÓBREGA, Ranyére Silva. Impactos do desmatamento e de mudanças climáticas nos recursos hídricos na Amazônia ocidental utilizando o modelo SLURP. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 29, p. 111-120, 2014.

NOGUEIRA, Euler Melo et al. Wood density in forests of Brazil's 'arc of deforestation': Implications for biomass and flux of carbon from land-use change in Amazonia. **Forest ecology and management**, v. 248, n. 3, p. 119-135, 2007.

PACHECO, Pablo. Agrarian reform in the Brazilian Amazon: its implications for land distribution and deforestation. **World development**, v. 37, n. 8, p. 1337-1347, 2009.

PAILLER, Sharon. Re-election incentives and deforestation cycles in the Brazilian Amazon. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 88, p. 345-365, 2018.

PAIVA, Paula Fernanda Pinheiro Ribeiro et al. Deforestation in protect areas in the Amazon: a threat to biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 1, p. 19-38, 2020.

PAUL, Rakesh; BANERJEE, Kakoli. Deforestation and forest fragmentation in the highlands of Eastern Ghats, India. **Journal of Forestry Research**, v. 32, n. 3, p. 1127-1138, 2021.

PENG, Wanxi et al. The ongoing cut-down of the Amazon rainforest threatens the climate and requires global tree planting projects: A short review. **Environmental research**, v. 181, p. 108887, 2020.

PEREIRA, Eder Johnson de Area Leão et al. Brazilian policy and agribusiness damage the Amazon rainforest. **Land Use Policy**, v. 92, p. 104491, 2020.

PINHEIRO, T. F. et al. Forest degradation associated with logging frontier expansion in the Amazon: the BR-163 region in Southwestern Pará, Brazil. **Earth Interactions**, v. 20, n. 17, p. 1-26, 2016.

PROBST, Benedict et al. Impacts of a large-scale titling initiative on deforestation in the Brazilian Amazon. **Nature Sustainability**, v. 3, n. 12, p. 1019-1026, 2020.

PUODZIUKAS, Virgaudas; SVARPLIENE, Ausra; BRAGA, Aivaras. Measures for sustainable development of road network. **Transportation research procedia**, v. 14, p. 965-972, 2016.

OBREGÓN, G. O. **O clima da Amazônia: principais características**. In: BORMA, L de S.; NOBRE, C. A. Secas na Amazônia. São Paulo: Oficina de Textos, p. 338-357, 2013.

OLIVEIRA, Gabriel et al. Rapid recent deforestation incursion in a vulnerable indigenous land in the Brazilian Amazon and fire-driven emissions of fine particulate aerosol pollutants. **Forests**, v. 11, n. 8, p. 829, 2020.

OLIVEIRA, J. A. **Cidades na Selva Manaus**: Editora Valer, 2000.

RAISG, 2022. **Dados cartográficos**. Disponível em: <https://www.raisg.org/pt-br/mapas/#descargas>. Acessado em: 15 de julho de 2022.

RAMOS, ALAN ROBSON ALEXANDRINO. **Atuação da Polícia Rodoviária Federal em Terras Indígenas e direitos humanos**. 4º Encontro de Políticas Públicas para a Pan-Amazônia e Caribe. Boa Vista, 2017.

REIS, Eustaquio José; MARGULIS, Sérgio. **Perspectivas econômicas do desflorestamento da Amazônia**. 1991. Disponível em: <http://repositorio.ipea.gov.br/handle/11058/1518>. Acessado em: 15 de junho de 2022.

REIS, Mateus et al. Forest fires and deforestation in the central Amazon: Effects of landscape and climate on spatial and temporal dynamics. **Journal of Environmental Management**, v. 288, p. 112310, 2021.

REZENDE, Luiz FC et al. Impacts of Land Use Change and atmospheric CO₂ on Gross Primary Productivity (GPP), evaporation, and climate in Southern Amazon. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 127, n. 8, p. e2021JD034608, 2022.

RÍOS-VILLAMIZAR, Eduardo Antonio et al. Surface water quality and deforestation of the Purus river basin, Brazilian Amazon. **International Aquatic Research**, v. 9, n. 1, p.81-88, 2017.

RITTER, Camila D., et al. Environmental impact assessment in Brazilian Amazonia: Challenges and prospects to assess biodiversity. **Biological Conservation**, 2017, 206: 161-168.

RORATO, Ana C. et al. Environmental vulnerability assessment of Brazilian Amazon Indigenous Lands. **Environmental Science & Policy**, v. 129, p. 19-36, 2022.

RORATO, Ana C. et al. Environmental threats over Amazonian indigenous lands. **Land**, v. 10, n. 3, p. 267, 2021.

RORATO, Ana C. et al. Brazilian amazon indigenous peoples threatened by mining bill. **Environmental Research Letters**, v. 15, n. 10, p. 1040a3, 2020.

ROSTAMI, Amirhossein et al. Active Fire Detection from Landsat-8 Imagery Using Deep Multiple Kernel Learning. **Remote Sensing**, v. 14, n. 4, p. 992, 2022.

RUDKE, Anderson Paulo et al. Impact of mining activities on areas of environmental protection in the southwest of the Amazon: A GIS-and remote sensing-based assessment. **Journal of environmental management**, v. 263, p. 110392, 2020.

RUPPERT, David; WAND, Matthew P. Multivariate locally weighted least squares regression. **The annals of statistics**, p. 1346-1370, 1994.

RUTT, Cameron L. et al. Avian ecological succession in the Amazon: A long-term case study following experimental deforestation. **Ecology and Evolution**, v. 9, n. 24, p. 13850-13861, 2019.

SALAME, Camil Wadih et al. Use of spatial regression models in the analysis of burnings and deforestation occurrences in forest region, Amazon, Brazil. **Environmental Earth**

Sciences, v. 75, n. 3, p. 1-12, 2016.

SANT'ANNA, José Alex. Rede básica de transportes da Amazônia. 1998.

SANTOS, Alex Mota et al. Influence of deforestation inside and outside indigenous lands in the Brazilian Amazon Biome. **Regional Environmental Change**, v. 22, n. 2, p. 1-7, 2022.

SANTOS, Alex Mota et al. Dynamics of active fire data and their relationship with fires in the areas of regularized indigenous lands in the Southern Amazon. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 23, p. 100570, 2021a.

SANTOS, Alex Mota et al. Deforestation drivers in the Brazilian Amazon: Assessing new spatial predictors. **Journal of environmental management**, v. 294, p. 113020, 2021b.

SANTOS, Alex Mota; NUNES, Fabrizia Gioppo. Mapeamento de cobertura e do uso da terra: críticas e autocríticas a partir de um estudo de caso na Amazônia brasileira. **Geosul**, v. 36, n. 78, p. 476-495, 2021.

SANTOS, Augusto Seabra; ALMEIDA, Alexandre N. The impact of deforestation on malaria infections in the Brazilian Amazon. **Ecological economics**, v. 154, p. 247-256, 2018.

SANTOS, Alex Mota; GOMIDE, Maria Lúcia Cereda. A ocupação no entorno das terras indígenas em Rondônia, Brasil. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 35, n. 3, p. 417-436, 2015.

SANTOS, A. M. **Cartografias dos povos e das terras indígenas em Rondônia**. Tese de Doutorado. Departamento de Geografia. Setor de Ciências da Terra. Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 2014.

SAUER, Sérgio. Soy expansion into the agricultural frontiers of the Brazilian Amazon: The agribusiness economy and its social and environmental conflicts. **Land use policy**, v. 79, p. 326-338, 2018.

SCHIELEIN, Johannes et al. The role of accessibility for land use and land cover change in the Brazilian Amazon. **Applied Geography**, v. 132, p. 102419, 2021.

SECCO, Helio; ALVES DA ROSA, Clarissa; GONÇALVES, Pablo Rodrigues. Biodiversity crisis on Brazilian roads. **Biodiversity** 00, p. 1-2, 2018.

SIERRA, Juan Pablo et al. Deforestation impacts on Amazon-Andes hydroclimatic connectivity. **Climate Dynamics**, v. 58, n. 9, p. 2609-2636, 2022.

SIMON, Marcelo Fragomeni; GARAGORRY, Fernando Luis. The expansion of agriculture in the Brazilian Amazon. **Environmental Conservation**, v. 32, n. 3, p. 203-212, 2005.

SILVA, Carlos Fabricio Assunção et al. Spatial modelling of deforestation-related factors in the Brazilian semi-arid biome. **International Journal of Environmental Studies**, p. 1-20, 2022.

SILVA, Carlos et al. Highway network and fire occurrence in Amazonian Indigenous Lands. **Sustainability**, v. 14, n. 15, p. 740, 2022.

SILVA, Rafael De Oliveira; BARIONI, Luis G.; MORAN, Dominic. Fire, deforestation, and

livestock: When the smoke clears. **Land Use Policy**, v. 100, p. 104949, 2021.

SILVA, Alessandro CO, et al. A spatio-temporal Bayesian Network approach for deforestation prediction in an Amazon rainforest expansion frontier. **Spatial Statistics**, 2020a, 35: 100393.

SILVA, Camila VJ et al. Estimating the multi-decadal carbon deficit of burned Amazonian forests. **Environmental Research Letters**, v. 15, n. 11, p. 114023, 2020b.

SILVA, Marianny JB et al. Who is going to save the Brazilian Amazon forest? Reflections on deforestation, wildlife eviction, and stewardship behavior. **Psychology & Marketing**, v. 37, n. 12, p. 1720-1730, 2020.

SILVA, Carlos et al. Spatial modeling for homicide rates estimation in pernambuco state-Brazil. **ISPRS International Journal of Geo-Information**, v. 9, n. 12, p. 740, 2020.

SILVA, Giovani José; DA ROCHA, Anderson Luis Azevedo. História, ambiente e povos indígenas no extremo Norte do Brasil: Impactos da construção da BR-156 em Oiapoque, Amapá (1976-1981). **História Unicap**, v. 6, n. 12, p. 232-249, 2019.

SILVA JÚNIOR, Luiz Augusto Siciliano et al. Fire dynamics in extreme climatic events in western Amazon. **Environmental Development**, v. 32, p. 100450, 2019.

SILVA JUNIOR, Celso HL et al. Fire responses to the 2010 and 2015/2016 Amazonian droughts. **Frontiers in Earth Science**, v. 7, p. 97, 2019.

SILVEIRA, Marcus VF et al. Drivers of fire anomalies in the Brazilian Amazon: lessons learned from the 2019 fire crisis. **Land**, v. 9, n. 12, p. 516, 2020.

SILVESTRINI, Rafaella Almeida et al. Simulating fire regimes in the Amazon in response to climate change and deforestation. **Ecological Applications**, v. 21, n. 5, p. 1573-1590, 2011.

SIQUEIRA-GAY, Juliana; SÁNCHEZ, Luis E. The outbreak of illegal gold mining in the Brazilian Amazon boosts deforestation. **Regional Environmental Change**, v. 21, n.2, p. 1-5, 2021.

SIQUEIRA-GAY, Juliana; SONTER, Laura J.; SÁNCHEZ, Luis E. Exploring potential impacts of mining on forest loss and fragmentation within a biodiverse region of Brazil's northeastern Amazon. **Resources Policy**, v. 67, p. 101662, 2020.

SILVERMAN, Bernard W. **Density estimation for statistics and data analysis**. Routledge, 2018.

SKIDMORE, Marin Elisabeth et al. Cattle ranchers and deforestation in the Brazilian Amazon: Production, location, and policies. **Global Environmental Change**, v. 68, p. 102280, 2021.

SKIDMORE, A. K. **Introduction: environmental modelling with GIS and remote sensing**. Environmental modelling with GIS and remote sensing, 2002, 2-7.

SOARES, Filipe Menezes. **O governo Médici e o Programa de Integração Nacional (Norte e Nordeste): discursos e políticas governamentais (1969-1974)**. 2015. Dissertação

de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco.

Socioenvironmental Institute. Terras Indígenas no Brasil. 2019. Disponível em: <https://terrasindigenas.org.br/>. Acessado em: 20 de Novembro de 2022.

SOUTHWORTH, Jane et al. Roads as drivers of change: Trajectories across the tri-national frontier in MAP, the southwestern Amazon. **Remote Sensing**, v. 3, n. 5, p. 1047-1066, 2011.

SOUSA, Michelle Louise; PACHECO, Rafael Araujo. A influência da rodovia Belém-Brasília no processo de desenvolvimento das cidades do Centro-Norte de Goiás. **Revista Georaguai**, v 3, n.2, p 246 – 262, 2013.

SOUZA JR, Carlos M. et al. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 2020.

SUBRAMANIAM, Yogeewari; MASRON, Tajul Ariffin; AZMAN, Nik Hadiyan Nik. The impact of biofuels on food security. **International Economics**, v. 160, p. 72-83, 2019.

SZE, Jocelyne S. et al. Reduced deforestation and degradation in Indigenous Lands pan-tropically. **Nature Sustainability**, v. 5, n. 2, p. 123-130, 2022.

TALLMAN, Paula Skye et al. Ecosyndemics: The potential synergistic health impacts of highways and dams in the Amazon. **Social Science & Medicine**, p. 113037, 2020.

TEBBUTT, Charlie Arthur et al. Participatory mapping reveals socioeconomic drivers of forest fires in protected areas of the post-conflict Colombian Amazon. **People and Nature**, v. 3, n. 4, p. 811-826, 2021.

TERRABRASILIS, 2021. **Avisos de Desmatamento**. Disponível em: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/alerts/legal/amazon/aggregated/Acessado> em: 16 de junho de 2022.

VALE, Petterson et al. The expansion of intensive beef farming to the Brazilian Amazon. **Global Environmental Change**, v. 57, p. 101922, 2019.

VERGOPOLAN, Noemi; FISHER, Joshua B. The impact of deforestation on the hydrological cycle in Amazonia as observed from remote sensing. **International journal of remote sensing**, v. 37, n. 22, p. 5412-5430, 2016.

VENTURIERI, Adriano. **A dinâmica da ocupação pioneira na rodovia Transamazônica: uma abordagem de modelos de paisagem**. 2003. 167 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2003.

VILLÉN-PÉREZ, Sara et al. Mining threatens isolated indigenous peoples in the Brazilian Amazon. **Global Environmental Change**, v. 72, p. 102398, 2022.

VILLÉN-PÉREZ, Sara et al. Brazilian Amazon gold: indigenous land rights under risk. **Elementa: Science of the Anthropocene**, v. 8, 2020.

VILELA, Thais et al. A better Amazon road network for people and the environment. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 117, n. 13, p. 7095-

7102, 2020.

WILLETT, John B.; SINGER, Judith D. Another cautionary note about R^2 : Its use in weighted least-squares regression analysis. **The American Statistician**, v. 42, n. 3, p. 236-238, 1988.

WOODROFFE, Rosie; GINSBERG, Joshua R. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. **Science**, v. 280, n. 5372, p. 2126-2128, 1998.

WU, G. et al. Using autologistic spatial models to simulate the distribution of land-use patterns in Zhangjiajie, Hunan Province. **Journal of geographical sciences. Acta geographica sinica**, v. 20, n. 2, p. 310-320, 2010.

XIE, Shengkun; LUO, Rebecca. Measuring Variable Importance in Generalized Linear Models for Modeling Size of Loss Distributions. **Mathematics**, v. 10, n. 10, p. 1630, 2022.

XIE, Zhixiao; YAN, Jun. Kernel density estimation of traffic accidents in a network space. **Computers, environment and urban systems**, v. 32, n. 5, p. 396-406, 2008.

XU, Xiyan et al. Deforestation triggering irreversible transition in Amazon hydrological cycle. **Environmental Research Letters**, v. 17, n. 3, p. 034037, 2022.

XU, Wenxuan et al. Active Fire Dynamics in the Amazon: New Perspectives From High-Resolution Satellite Observations. **Geophysical Research Letters**, v. 48, n. 20, p. e2021GL093789, 2021.