

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FACULDADE DE FILOSOFIA, LETRAS E CIÊNCIAS HUMANAS
DEPARTAMENTO DE GEOGRAFIA

MARINA BARROS SANTANDER

O Desmatamento e as Dinâmicas de Uso e Cobertura da Terra na
Amazônia: o Caso de Cotriguaçu, MT (1992-2023)

São Paulo

2024

MARINA BARROS SANTANDER

**O Desmatamento e as Dinâmicas de Uso e Cobertura da Terra na Amazônia: o
Caso de Cotriguaçu, MT (1992-2023)**

Trabalho de Graduação Individual (TGI) apresentado ao Departamento de Geografia da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Bacharela em Geografia.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Shinji Kawakubo

São Paulo

2024

MARINA BARROS SANTANDER

**O Desmatamento e as Dinâmicas de Uso e Cobertura da Terra na Amazônia: o Caso de
Cotriguaçu, MT (1992-2023)**

Trabalho de Graduação Individual (TGI) apresentado ao Departamento de Geografia da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Bacharela em Geografia.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Shinji Kawakubo

São Paulo, ____ de _____ de 2024.

BANCA EXAMINADORA:

AGRADECIMENTOS

A finalização deste ciclo é uma das conquistas mais importantes da minha vida até aqui.

Agradeço imensamente a minha família e meus amigos, por me ajudarem a tornar esse sonho realidade e não me deixarem esquecer de que o processo é tão importante quanto o resultado.

Agradeço também a todos os professores, tutores, monitores e colegas de turma que possibilitaram as inúmeras trocas valiosas de conhecimento e muito me ensinaram no início dessa minha jornada na Geografia.

RESUMO

SANTANDER, Marina Barros. **O Desmatamento e as Dinâmicas de Uso e Cobertura da Terra na Amazônia: o Caso de Cotriguaçu, MT (1992-2023)**. 2024. Trabalho de Graduação Individual (TGI) - Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, 2024.

Considerando os efeitos da conversão da vegetação em outros usos e coberturas da terra, como as mudanças climáticas e a fragmentação de habitat, é fundamental avaliar as dinâmicas envolvidas na exploração da Floresta Amazônica, dada a sua importância ambiental, social e econômica. O sensoriamento remoto aparece como ferramenta ideal para o monitoramento de grandes áreas como a Amazônia, especialmente com o apoio de técnicas de aprendizado de máquina. Sendo assim, utilizando o algoritmo Random Forest, de classificação supervisionada, foram classificados os usos e coberturas da terra em mosaicos de imagens Landsat 5 de 1992/93 e 2003; e Landsat 8 de 2013 e 2023 no município de Cotriguaçu, no Mato Grosso. Os objetivos incluíram a identificação das classes que vêm substituindo a floresta, bem como a análise da expansão do desmatamento e suas dinâmicas espaciais e temporais na área de interesse, levando em conta as particularidades em diferentes características territoriais do município, como terra indígena, unidades de conservação e projetos de assentamento de reforma agrária. Os resultados revelaram uma perda alarmante de 223 mil hectares de vegetação nativa entre 1992/93 e 2023, o que corresponde a aproximadamente 25% da área florestal original. A expansão das pastagens foi o principal fator dessa perda, ocupando 193,3 mil hectares em 2023. Nesse cenário, as áreas protegidas apresentaram 98,73% de preservação da vegetação primária, enquanto os assentamentos se destacaram no processo de desmatamento, com apenas 16,31% da vegetação original preservada.

Palavras-chave: Amazônia. Desmatamento. Uso e Cobertura do Solo. Random Forest.

ABSTRACT

SANTANDER, Marina Barros. ***Deforestation and Land Use/Land Cover Dynamics in the Amazon: the Case of Cotriguaçu, MT (1992-2023)***. 2024. Trabalho de Graduação Individual (TGI) - Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, 2024.

Considering the effects of land use and land cover change, such as climate change and habitat fragmentation, it is essential to assess the dynamics involved in the exploitation of the Amazon Rainforest, given its environmental, social, and economic importance. Remote sensing emerges as an ideal tool for monitoring large areas like the Amazon, especially with the support of machine learning techniques. Therefore, using the supervised classification algorithm Random Forest, land use and land cover were classified in Landsat 5 image mosaics from 1992/93 and 2003; and Landsat 8 from 2013 and 2023 in the Cotriguaçu County, Mato Grosso state. The objectives included identifying the classes that are replacing the forest, as well as analyzing the expansion of deforestation and its spatial and temporal dynamics in the area of interest, considering the specific characteristics of different territorial features of the area, such as indigenous lands, conservation units, and agrarian reform settlement projects. The results revealed an alarming loss of 223 thousand hectares of native vegetation between 1992/93 and 2023, which corresponds to approximately 25% of the original forest area. The expansion of pastures was the main factor behind this loss, occupying 193.3 thousand hectares in 2023. In this context, protected areas maintained 98.73% of primary vegetation preservation, while settlements stood out in the deforestation process, with only 16.31% of the original vegetation preserved.

Key words: Amazon. Deforestation. Land use/land cover. Random Forest.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Limites da Amazônia Legal Brasileira.....	16
Figura 2. Emissão de gases do efeito estufa na agropecuária.....	23
Figura 3. Ranking das emissões de gases do efeito estufa nos estados brasileiros por setor ..	24
Figura 4. Processo da fermentação entérica dos ruminantes.....	24
Figura 5. Ondas eletromagnéticas em função das oscilações ortogonais dos campos magnético (M) e elétrico (E)	26
Figura 6. Espectro eletromagnético com ênfase para o visível	27
Figura 7. Exemplo de DN's em uma imagem digital	28
Figura 8. Comportamento espectral típico de diferentes alvos	29
Figura 9. Comportamento espectral típico da vegetação sadia	30
Figura 10. Curvas espectrais de uma folha contendo o pigmento caroteno (amarela) e outra com o pigmento antocianina (vermelha)	31
Figura 11. Diferentes culturas e seus comportamentos espectrais	31
Figura 12. Localização da área de estudo.....	36
Figura 13. Comparação entre faixas de espectro de imagens Landsat em diferentes sensores	39
Figura 14. Fluxograma da classificação	41
Figura 15. Distribuição das amostras coletadas para o classificador	44
Figura 16. Classificações de LULC da área de estudo nos anos 1992/93, 2003, 2013 e 2023	50
Figura 17. Diagrama de Sankey representando os intercâmbios entre as classes de uso do solo no município de Cotriguaçu-MT ao longo das décadas	51
Figura 18. Mudança de VEG para outro tipo de uso e cobertura ao longo dos anos	59
Figura 19. Mapa da classificação mais recente (2023) em relação às áreas protegidas no município	60

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ALB	Amazônia Legal Brasileira
AP	Acurácia do Produtor
APP	Área de Preservação Permanente
AU	Acurácia do Usuário
BAI	<i>Burn Area Index</i>
CF	Código Florestal
DETER	Sistema de Detecção do Desmatamento em Tempo Real
DEM	Modelo digital de elevação
DN	<i>Digital Number</i>
EUA	Estados Unidos da América
EVI	<i>Enhanced Vegetation Index</i>
FUNAI	Fundação Nacional dos Povos Indígenas
GEE	<i>Google Earth Engine</i>
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICV	Instituto Centro de Vida
IFOV	<i>Instantaneous Field of View</i>
INCRA	Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IPCC	Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas
ISA	Instituto Socioambiental
LULC	<i>Land Use and Land Cover</i>
ML	<i>Machine Learning</i>
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MT	Mato Grosso
MWIR	<i>Medium Wave Infrared</i>
NASA	<i>National Aeronautics and Space Administration</i>
NDBI	<i>Normalized Difference Build-Up Index</i>
NDVI	<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>
NIR	Faixa do infravermelho próximo
OLI	<i>Operational Land Imager</i>

PA	Projeto de Assentamento
PAMZ+	Programa de Monitoramento da Amazônia e Demais Biomas
PARNA	Parque Nacional
PNAP	Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas
PRODES	Programa de Cálculo do Desmatamento da Amazônia
PPCDAm	Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal
REM	Radiação Eletromagnética
RF	<i>Random Forest</i>
ROI	Região de interesse
RPPN	Reserva Particular do Patrimônio Natural
SAD	Sistema de Alerta de Desmatamento
SEEG	Sistema de Estimativa de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa
SR	Sensoriamento Remoto
SRTM	<i>Shuttle Radar Topography Mission</i>
SWIR	<i>Short Wave Infrared</i>
TI	Terras Indígenas
TIR	Faixa do infravermelho termal
TM	<i>Thematic Mapper</i>
TIRS	<i>Thermal Infrared Sensor</i>
TQ	Território Quilombola
UC	Unidade de Conservação
USGS	<i>United States Geological Service</i>
VIS	Faixa do espectro visível

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	OBJETIVOS	14
2.1	OBJETIVO GERAL	14
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
3	DESMATAMENTO NA AMAZÔNIA.....	15
3.1	HISTÓRICO DE DESMATAMENTO NA AMAZÔNIA	15
3.2	CAUSAS DO DESMATAMENTO NA AMAZÔNIA	16
3.3	DINÂMICAS ESPACIAIS DO DESMATAMENTO NA AMAZÔNIA	17
3.3.1	Assentamentos Rurais	19
3.3.2	Áreas Protegidas	21
3.4	MUDANÇAS NO USO E COBERTURA DA TERRA	22
3.5	O CASO DO MATO GROSSO	25
4	SENSORIAMENTO REMOTO	26
4.1	IMAGENS DIGITAIS NO SENSORIAMENTO REMOTO	26
4.2	COMPORTAMENTO ESPECTRAL DOS ALVOS	29
4.2.1	Conceito	29
4.2.2	Alvos específicos.....	29
4.2.3	Interferências nas respostas espectrais.....	32
4.2.4	Índices espectrais	32
4.3	CLASSIFICAÇÃO DE IMAGENS.....	33
4.3.1	Mapeamento de uso e cobertura da terra	33
4.3.2	Classificadores de imagens	34
5	MONITORAMENTO DA AMAZÔNIA.....	35
6	MATERIAIS E MÉTODOS.....	36
6.1	ÁREA DE ESTUDO	36
6.1.1	Histórico da área.....	37
6.2	MATERIAIS	38
6.2.1	Softwares	38
6.2.2	Imagens de satélite.....	38
6.3	MÉTODOS.....	41

6.3.1	Classificação supervisionada	41
6.3.1.1	<i>Random Forest</i>	42
6.3.1.2	<i>Parâmetros e configurações para a classificação</i>	42
6.3.2	Análise de acurácia	46
6.3.3	Análise dos dados	46
7	RESULTADOS	47
7.1	ACURÁCIA	47
7.2	CLASSIFICAÇÃO	49
7.3	MUDANÇAS DE LULC	51
7.3.1	Água	51
7.3.2	Vegetação primária	52
7.3.3	Capoeira	52
7.3.4	Pastagens	52
7.3.5	Queimada	52
7.3.6	Solo exposto	53
7.3.7	Áreas construídas	53
8	DISCUSSÃO	54
8.1	DESMATAMENTO OBSERVADO	54
8.2	OS USOS QUE VÊM SUBSTITUINDO A FLORESTA	54
8.2.1	Capoeira	55
8.2.2	Queimadas	56
8.2.3	Áreas construídas	57
8.2.4	Pastagens	57
8.3	DINÂMICAS ESPAÇO-TEMPORAIS	58
8.3.1	Perspectiva espaço-temporal do desmatamento	58
8.3.2	Áreas especiais	60
8.3.2.1	<i>Assentamentos</i>	61
8.3.2.2	<i>Áreas Protegidas</i>	62
9	CONSIDERAÇÕES FINAIS	63
	REFERÊNCIAS	64
	APÊNDICES	78

1 INTRODUÇÃO

A Amazônia se destaca como um dos ecossistemas mais importantes do planeta, desempenhando um papel fundamental na salvaguarda da biodiversidade, na regulação climática, e em uma variedade de outros serviços ambientais essenciais (Bizzo; Farias, 2017). No entanto, os dados sobre o desmatamento na região ao longo das últimas décadas são preocupantes. No início dos anos 1970, a floresta cobria cerca de 4,18 milhões de km²; até o final dos anos 2000, aproximadamente 15% dessa área já havia sido desmatada (Soares Filho, 2009).

O crescente desmatamento na Amazônia, resultado da intensificação da exploração humana, tem desencadeado uma série de impactos negativos sobre o ecossistema. Conforme destacado por Krusche *et al.* (2005), as mudanças no uso e cobertura do solo podem provocar diversos problemas, como: aumento da temperatura do solo e da erosão, alteração no balanço hídrico, perda de biodiversidade e desequilíbrio nos ciclos biogeoquímicos. Além disso, o desmatamento compromete a implementação de práticas de manejo florestal sustentável, limitando a exploração de recursos madeireiros, farmacológicos e genéticos, como apontado por Fearnside (2005).

A expansão da fronteira agropecuária, impulsionada principalmente pela criação de pastagens, tem sido a principal causa direta do desmatamento na Amazônia nas últimas décadas (Margulis, 2003; Rivero *et al.*, 2009; Farias *et al.*, 2018). Essa conversão de floresta em áreas de pastagem, associada à dinâmica de queimadas, não apenas leva à perda de biodiversidade e alteração do regime de chuvas, como também transforma a Amazônia, um importante sumidouro de carbono, em uma relevante fonte de emissões de gases do efeito estufa (Nepstad *et al.*, 2001; van der Werf *et al.*, 2009; Espindola *et al.*, 2012).

A heterogeneidade em termos fundiários exige uma abordagem espacial detalhada para compreender as dinâmicas do desmatamento. Áreas protegidas, como Unidades de Conservação e Terras Indígenas, e áreas de função social, como assentamentos de reforma agrária, apresentam padrões de desmatamento distintos devido a seus diferentes regimes de proteção e uso. Nesse sentido, considera-se essencial analisar as mudanças de uso e cobertura da terra, levando em conta as características que podem influenciar os padrões espaciais de desmatamento em cada contexto (Vitel *et al.*, 2009; Veríssimo *et al.*, 2011; Calandino; Werhmann; Koblit, 2012).

Diante da complexidade e da escala do problema do desmatamento na Amazônia, o monitoramento das mudanças na cobertura florestal se torna um grande desafio. A vasta

extensão da floresta, a dificuldade de acesso a muitas áreas e a dinâmica constante das atividades de desmatamento exigem ferramentas precisas e eficientes para acompanhar essa transformação. Nesse contexto, o sensoriamento remoto emerge como uma excelente tecnologia, capaz de fornecer dados detalhados e atualizados sobre a cobertura da terra em grandes áreas, como é o caso da Floresta Amazônica (Myers, 1988).

Sendo assim, o presente trabalho pretende analisar as dinâmicas espaciais e temporais das mudanças no uso e cobertura da terra no município de Cotriguaçu, Mato Grosso, entre os anos de 1992/93 e 2023. Para isso, será realizada a classificação de imagens do satélite Landsat de 1992/93, 2003, 2013 e 2023, por meio do algoritmo de aprendizado de máquina *Random Forest*, cuja acurácia será verificada pela acurácia global, do usuário e do consumidor.

Com base nesse procedimento, serão feitas análises das mudanças de cobertura no município e sua relação com o desmatamento, buscando verificar a influência das áreas especiais nessa dinâmica, incluídas aqui as Unidades de Conservação, Terras Indígenas e Projetos de Assentamentos. Essa abordagem permitirá a identificação das áreas desmatadas e as classes que substituíram a floresta original ao longo do tempo. Os mapas gerados fornecerão um retrato detalhado da dinâmica do uso da terra no município.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Analisar as dinâmicas espaciais e temporais das mudanças no uso e cobertura da terra no município de Cotriguaçu, Mato Grosso, entre os anos de 1992 e 2023.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar as alterações do uso e cobertura da terra no município de Cotriguaçu, MT
- Analisar a expansão do desmatamento da Floresta Amazônica na área de estudo
- Identificar as classes de uso e cobertura da terra que têm substituído a Floresta
- Verificar a influência das áreas especiais nas dinâmicas espaço-temporais de mudança de uso e cobertura

3 DESMATAMENTO NA AMAZÔNIA

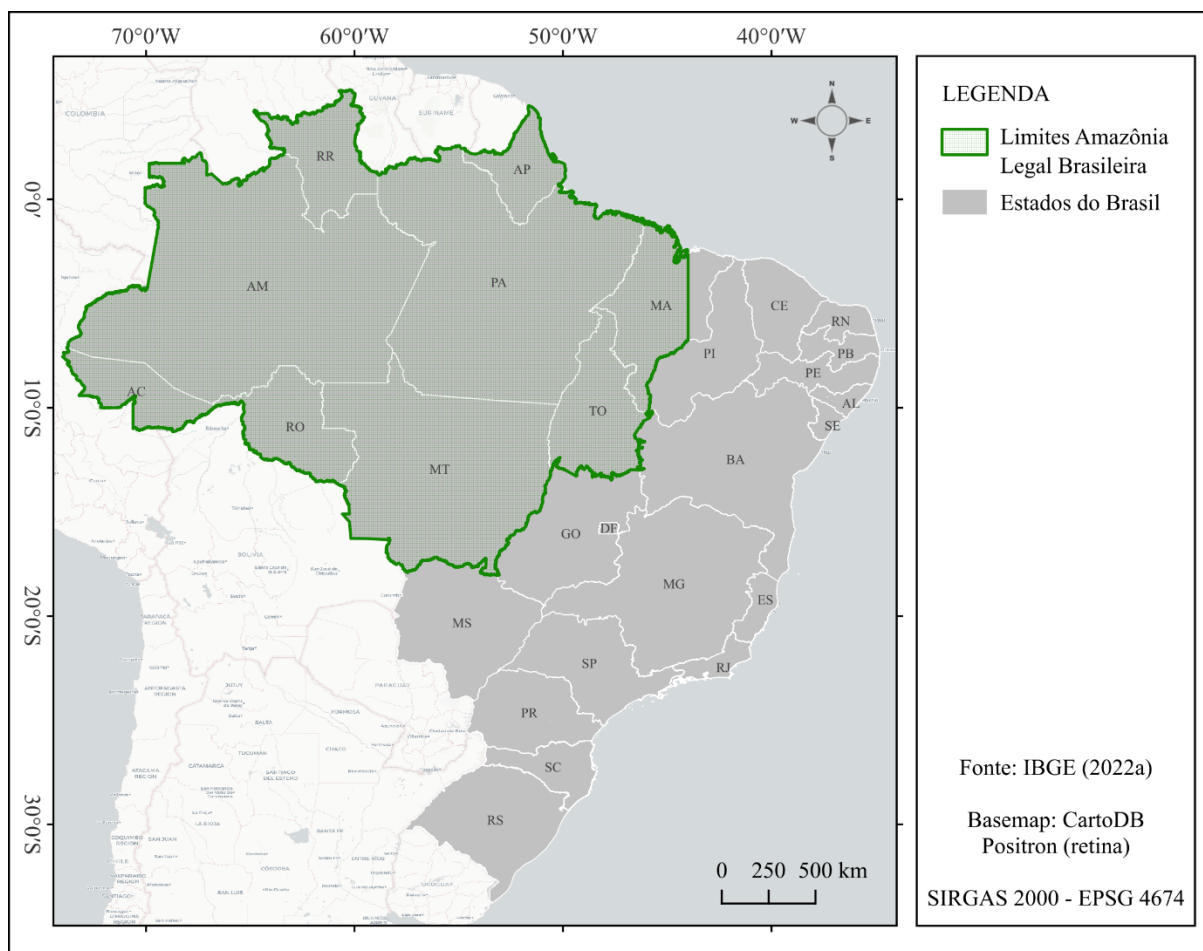
3.1 HISTÓRICO DE DESMATAMENTO NA AMAZÔNIA

A exploração da Amazônia teve um significativo impulso a partir de meados da década de 1970, quando o governo brasileiro, por meio do projeto RADAMBRASIL, e com o apoio do governo dos Estados Unidos (EUA), mapeou a Amazônia, identificando locais potenciais para desenvolvimento e fornecendo informações valiosas sobre a distribuição de recursos na área (Schmink; Wood, 1992). Em alinhamento com os interesses do governo brasileiro, que estava com crescentes esforços na criação de estratégias de integração nacional, este projeto despertou o interesse de investidores na região. Isso resultou na construção das primeiras grandes rodovias, eixos e polos de desenvolvimento regional (Pereira; Escada; Rennó, 2007).

Desde então, a exploração desencadeou uma evolução significativa no uso e cobertura do solo no domínio Amazônico, marcando a conversão da cobertura vegetal original para diversas finalidades. Inicialmente marcada pela exploração madeireira e pela prática de agricultura de subsistência, essa dinâmica evoluiu para a consolidação da pecuária em grande escala (Morton *et al.*, 2006) e, subsequentemente, para a expansão da monocultura da soja (Domingues; Bermann, 2012), intensificando a pressão sobre os recursos naturais e acelerando o desmatamento, especialmente concentrado no chamado "arco do desmatamento" (Becker, 2005). Esse arco, que atravessa os estados do Acre, Rondônia, Mato Grosso, Pará e Maranhão, abrange mais de 250 municípios e concentra cerca de 75% do desmatamento da Amazônia (Oviedo; Lima; Augusto, 2019).

Tendo em vista as particularidades da região, foi denominada Amazônia Legal Brasileira (ALB) a área de atuação da Superintendência de Desenvolvimento da Amazônia (SUDAM), que tem como finalidade “promover o desenvolvimento includente e sustentável [...] e a integração competitiva da base produtiva regional na economia nacional e internacional” (Brasil, 2007). A ALB é, em especial, segundo o IBGE (2022?), “uma região política captadora de incentivos fiscais com vistas à promoção de seu desenvolvimento regional”, e foi delimitada (ver Figura 1) visando a diferenciação de seus limites geográficos em relação aos recortes do bioma, da bacia hidrográfica e da Amazônia Internacional (IBGE, 2022?). A ALB será utilizada no presente trabalho como região de referência para a comparação dos dados fundamentais.

Figura 1. Limites da Amazônia Legal Brasileira



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

3.2 CAUSAS DO DESMATAMENTO NA AMAZÔNIA

Inúmeras pesquisas já desenvolveram as razões que tornaram essa região um alvo tão pronunciado para a exploração (Becker, 2001; Margulis, 2003; Domingues; Bermann, 2012; Kury, 2016). Observa-se que melhorias significativas na infraestrutura de transporte, incentivos fiscais atrativos, baixo custo da terra, condições de solo propícias à mecanização agrícola, avanços tecnológicos, padrões pluviométricos favoráveis, e um mercado internacional em ascensão são alguns dos elementos identificados (EMBRAPA¹, 2004 *apud* Domingues; Bermann, 2012).

Dessa forma, o desenvolvimento agrícola na Amazônia, caracterizado pela monocultura da soja e pela mecanização, tem gerado um conflito entre a busca por crescimento econômico e a conservação ambiental. Conforme ressaltado por Domingues e Bermann (2012), essa

¹ EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Tecnologias da Produção de Soja na região central do Brasil. 2004.

intensificação agrícola tem levado à perda de biodiversidade, à degradação dos solos e à intensificação das mudanças climáticas. Paralelamente, os autores ainda indicam a evidência dos impactos sociais, que incluem o deslocamento de populações rurais, a concentração de terras e o comprometimento da segurança alimentar.

Além da expansão da agricultura, outro fator que exerce grande pressão sobre o bioma amazônico é a pecuária extensiva, que associada à conversão de grandes áreas florestais em pastagens, é uma das principais causas diretas para o desmatamento (Farias *et al.*, 2018; Rivero *et al.*, 2009). Rivero *et al.* (2009) explicam que a pecuária é amplamente explorada, sobretudo, devido à “liquidez da atividade, à relativa simplicidade dos processos produtivos, bem como ao baixo nível de investimento de capital necessário à sua instalação”. Tais fatores colaboram para a rápida difusão da atividade na área.

Nesse sentido, como forma de manejo de baixo custo, utiliza-se com frequência as queimadas para a renovação e limpeza das pastagens, o que auxilia na eliminação de pragas e doenças e no aumento da produção de forragem, melhorando a palatabilidade das gramíneas (Santos; Bahia; Teixeira, 1992). Entretanto, a utilização do fogo é causadora de diversos problemas na região, como a emissão de gases do efeito estufa, incêndios acidentais em áreas vizinhas e, em alguns casos, a redução de chuvas na região (Nepstad *et al.*, 2001).

Considerando esse contexto e o fato de a pecuária extensiva se caracterizar por uma baixa densidade animal em grandes áreas, o impacto da conversão de áreas naturais em pastagens para sustentar esse sistema produtivo gera preocupações entre os cientistas. Como alternativa para a redução da abertura de novas áreas, defendem a adoção de políticas de intensificação da produção, atentando-se às condições necessárias para a implementação dessa medida em terras de grandes ou de pequenos produtores (Rivero *et al.*, 2009).

Nota-se que as dinâmicas que envolvem a expansão do desmatamento na Amazônia são complexas e devem ser analisadas visando, ao menos, a mitigação dos impactos. Nesse contexto, é importante também investigar a espacialidade desse desmatamento, avaliando os diferentes fatores que influenciam a escolha dos locais de expansão. A seguir serão explorados alguns desses fatores.

3.3 DINÂMICAS ESPACIAIS DO DESMATAMENTO NA AMAZÔNIA

O Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), no Programa de Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite (PRODES), reconhece como desmatamento a conversão total da vegetação original em outro tipo de cobertura. Este processo ocorre de forma

rápida, pelo que é chamado de corte raso, quando há a remoção completa da cobertura vegetal em curto intervalo de tempo; ou mais lentamente, por queimadas, cortes seletivos e/ou degradação progressiva antes do colapso total do dossel (De Almeida *et al.*, 2021). O primeiro caso é mais facilmente visualizado e compreendido pelas imagens de satélite, enquanto a degradação progressiva envolve diferentes dinâmicas, que podem levar tanto ao corte raso quanto à regeneração (Kury, 2016).

Fearnside (1993) destaca que o principal perigo da propagação do desmatamento está vinculado à sua distribuição espacial, concentrando-se, em sua maioria, nas bordas do sul e leste da floresta. O autor alerta que alguns locais estão mais suscetíveis à degradação, como as áreas próximas a rodovias, que aumentam o risco de rápida expansão do desmatamento em regiões pouco impactadas. Destacando a influência das rodovias na devastação da Amazônia, Oviedo, Lima e Augusto (2019), apontam que as rodovias Belém-Brasília e Cuiabá-Porto Velho tiveram grande relevância na definição inicial do arco do desmatamento.

Para além da influência da infraestrutura viária, outro fator crucial para entender a espacialidade do desmatamento é a análise do padrão de abertura de clareiras nas propriedades. Nesse sentido, diversos estudos buscam compreender se o desmatamento ocorre de forma gradual, em pequenas propriedades, ou se é concentrado em grandes áreas, promovido por proprietários de médio e grande porte (Fearnside, 1993; Margulis, 2003; Morton *et al.*, 2006; Oviedo; Lima; Augusto, 2019). A respeito disso, Margulis (2003) apresentou que, em diferentes pesquisas, embora os resultados tenham apontado para diferentes proporções entre o desmatamento em pequenas *versus* grandes propriedades, houve consenso sobre a predominância dos grandes produtores nesse processo.

Tendo em vista as diferenças de capital para aquisição de terras e de investimento na produção (Rivero *et al.*, 2009), identificar os principais responsáveis pelo desmatamento tem implicações profundas nas definições de prioridades dos programas voltados para a redução da perda florestal (Fearnside, 1993). Considerando que o PRODES identifica incremento anual de desmatamento a partir de polígonos de 6,5 hectares, pesquisas com base nesse dado, como a de Alencar *et al.* (2016), consideram desmatamento de pequenos produtores aqueles de até 10 ha por ano, embora isso possa representar de dois a três anos sucessivos de desmatamento de agricultores familiares. Os médios produtores teriam padrões identificados por desmatamentos de 10 a 50 ha e os grandes ultrapassariam os 50 ha.

Além das dinâmicas relacionadas à proximidade das rodovias e tamanho das áreas desmatadas pelos diferentes atores, outros fatores influenciam a espacialidade da distribuição

do desmatamento. Projetos de assentamentos, terras indígenas e unidades de conservação, por exemplo, apresentam características específicas que as tornam relevantes focos de análise. Nas próximas seções, serão discutidas as particularidades de assentamentos e áreas protegidas, chamadas aqui de “áreas especiais”, permitindo a discussão sobre a influência das políticas de proteção ambiental e de reforma agrária nos padrões de uso da terra e, conseqüentemente, nos processos de desmatamento.

3.3.1 Assentamentos Rurais

No Brasil, os assentamentos surgiram como forma de colonizar e integrar áreas pouco exploradas no país, como é o caso do interior da Amazônia, “beneficiando” a terra pela produção agropecuária. Mais tarde, esse modelo adquiriu como motivação a redistribuição de terras (Alencar *et al.*, 2016). De acordo com o Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA, 2020), um assentamento de reforma agrária é

um conjunto de unidades agrícolas, instaladas pelo Incra em um imóvel rural. Cada uma dessas unidades, chamada de parcelas ou lotes, é destinada a uma família de agricultor ou trabalhador rural sem condições econômicas de adquirir um imóvel rural [...]. Os agricultores que recebem o lote comprometem-se a morar na parcela e a explorá-la para seu sustento, utilizando mão de obra familiar. Eles contam com créditos, assistência técnica, infraestrutura e outros benefícios de apoio ao desenvolvimento das famílias assentadas.

Devido à sua função produtiva, o Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2018), no Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm), reconhece que os assentamentos são áreas com maior potencial de desmatamento, tendo se mostrado um dos principais vetores da devastação da Amazônia. A pressão por produção para garantir a subsistência das famílias, a dificuldade de acesso a políticas públicas de assistência técnica, a carência de políticas públicas de apoio a produção sustentável (Alencar *et al.*, 2016) e a ausência de alternativas tecnológicas e de infraestrutura de boa qualidade (Le Tourneau e Bursztyn, 2010) têm contribuído significativamente para essa problemática.

A pesquisa de Brandão Junior e Souza Junior (2006) corrobora essa tendência ao identificar 75% de desmatamento em 43% dos assentamentos analisados, mesmo em áreas legalmente protegidas. O estudo de Le Tourneau e Bursztyn (2010) aponta que, em 2008, os assentamentos já eram considerados pelo MMA um dos principais agentes do desmatamento na Amazônia.

As dinâmicas em projetos de assentamentos (PAs) são complexas e envolvem fatores sociais, econômicos e ambientais. A precariedade das condições de vida nos PAs, como

apontado por Silva, Vettorazzi e Padovani (2011), impulsiona a venda informal de terras, intensificando o desmatamento e a expansão da pecuária. Essa dinâmica contribui para a reconcentração de terras, como observado por Alencar *et al.* (2016), que destacaram o aumento do tamanho dos polígonos desmatados, diferenciando-se do padrão esperado em locais de projetos de reforma agrária.

Alencar *et al.* (2016) aprofundam essa análise, revelando que pequenos polígonos (de até 10 ha) representam a maioria (68%) dos polígonos desmatados, mas apenas uma pequena parcela (28%) da área total desmatada nos assentamentos. Por outro lado, os polígonos maiores que 10 ha concentram a maior parte (72%) da área desmatada, indicando a ocorrência de desmatamentos em larga escala dentro das áreas dos PAs. Esse cenário sugere a perda da função social dos assentamentos e a necessidade de uma análise mais aprofundada das dinâmicas de posse da terra, tendo em vista que os limites dos assentamentos passam a não coincidir, necessariamente, com a posse real dos assentados pelo INCRA.

Por outro lado, Gosch (2015) destaca a importância de se considerar as fases de desenvolvimento dos assentamentos para compreender as dinâmicas internas. Devido à falta de infraestrutura e à necessidade de abertura de áreas para a produção, as taxas de desmatamento costumam ser mais elevadas nos primeiros anos. Nesse sentido, evidencia-se a importância de utilizar terras já abertas para programas de reforma agrária, tendo em vista que, no caso de áreas cobertas por floresta, os programas contribuirão para o aumento do desmatamento, como já ressaltado por Fearnside (1993).

Entretanto, Gosch (2015) complementa que, com o tempo e a implementação de práticas sustentáveis, alguns assentamentos podem apresentar estabilização da paisagem e desempenhar um papel importante na preservação dos recursos florestais, demonstrando que a relação entre assentamentos e desmatamento não é linear e depende de diversos fatores.

A complexidade da relação entre assentamentos e desmatamento exige a implementação de políticas públicas eficazes que conciliem a justiça social com a conservação ambiental. O PPCDAm (MMA, 2018) reconhece a necessidade de ações para reduzir o desmatamento ilegal e promover práticas sustentáveis nos PAs. No entanto, é fundamental que essas políticas sejam acompanhadas tanto de investimentos em assistência técnica, infraestrutura e acesso a mercados para produtos sustentáveis, quanto de fortalecimento na fiscalização ambiental, garantindo a efetiva implementação das leis ambientais e a proteção dos recursos naturais em conjunto com o desenvolvimento socioeconômico dos assentados.

3.3.2 Áreas Protegidas

Com foco em frear a conversão da floresta nativa e proteger os ecossistemas, o governo brasileiro criou grandes blocos de áreas protegidas (Vitel; Fearnside; Graça, 2009). Estas áreas, para além da função ambiental, asseguram o direito de permanência e a cultura de populações tradicionais e povos indígenas previamente existentes (Veríssimo *et al.*, 2011).

De acordo com o Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas (PNAP), decretado em 2006, as Áreas Protegidas englobam as Unidades de Conservação (UCs), as Terras Indígenas (TIs) e os Territórios Quilombolas (TQs) (MMA, 2006). As UCs são geridas em diferentes esferas (federal, estadual ou municipal) e são divididas entre Proteção Integral e Uso Sustentável, a depender do nível e tipo de intervenção permitidos nas áreas – mais ou menos restritivas, respectivamente (Veríssimo *et al.*, 2011). De acordo com dados fornecidos pelo MMA (2024), há 440 UCs na ALB, cobrindo uma área de cerca de 24,7% desta.

As TIs, por sua vez, são terras tradicionalmente ocupadas pelos indígenas, os quais têm a posse permanente e o usufruto exclusivo das riquezas do solo, dos rios e dos lagos dessas terras, de acordo com o Art. 231 da Constituição Federal de 1988 (Brasil, 2016). Para além da proteção da diversidade sociocultural da região, as TIs também protegem “a riqueza do conhecimento e dos usos tradicionais que os povos indígenas fazem dos ecossistemas e da biodiversidade” (Veríssimo *et al.*, 2011). Dados da Fundação Nacional dos Povos Indígenas (FUNAI, 2024) revelam que 388 TIs, que incluem as declaradas, delimitadas, em estudo, encaminhadas, homologadas e regularizadas até junho de 2024, cobrem cerca de 23% da ALB.

Os TQs são utilizados para a garantia da reprodução física, social, econômica e cultural das comunidades quilombolas, as quais são, segundo o INCRA (2024), “grupos étnicos – predominantemente constituídos pela população negra rural ou urbana –, que se autodefinem a partir das relações específicas com a terra, o parentesco, o território, a ancestralidade, as tradições e práticas culturais próprias”. Dada sua importância para a dignidade e garantia da continuidade dessas comunidades, conforme definido pelo Decreto nº 4.887 de 2003, a titulação de seus territórios é de responsabilidade do INCRA (Brasil, 2003; INCRA, 2024). Até outubro de 2023, o INCRA (2023) registrou 155 TQs em processo de regularização ou titulados dentro da ALB, os quais recobrem quase 0,4% desta, sendo 66% de suas áreas dentro de UCs.

Diversos estudos demonstram a efetividade das áreas protegidas em reduzir o desmatamento na Amazônia Legal. Vitel, Fearnside e Graça (2009), por exemplo, analisaram a parte sudoeste do arco do desmatamento e observaram que as áreas protegidas nessa região são, de fato, eficientes para inibir o desmatamento, destacando que as áreas protegidas apresentaram

taxas de desmatamento em média de 2 a 3,8 vezes menor do que a faixa de 10 km do seu entorno, com destaque para as UCs de Proteção Integral federais. No entanto, é importante ressaltar que as análises de impacto podem incluir vieses de seleção e mudanças simultâneas (Pessoa *et al.*, 2023).

Adicionalmente, estudos como o de Soares Filho (2009) sugerem que a criação de áreas protegidas pode, em alguns casos, deslocar o desmatamento para outras regiões. Apesar dessas nuances e, descontando-se as sobreposições de, aproximadamente, 2,5% entre as diferentes categorias, a cobertura atual de aproximadamente 45,6% da Amazônia Legal Brasileira por áreas protegidas representa um avanço significativo para a conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos da região.

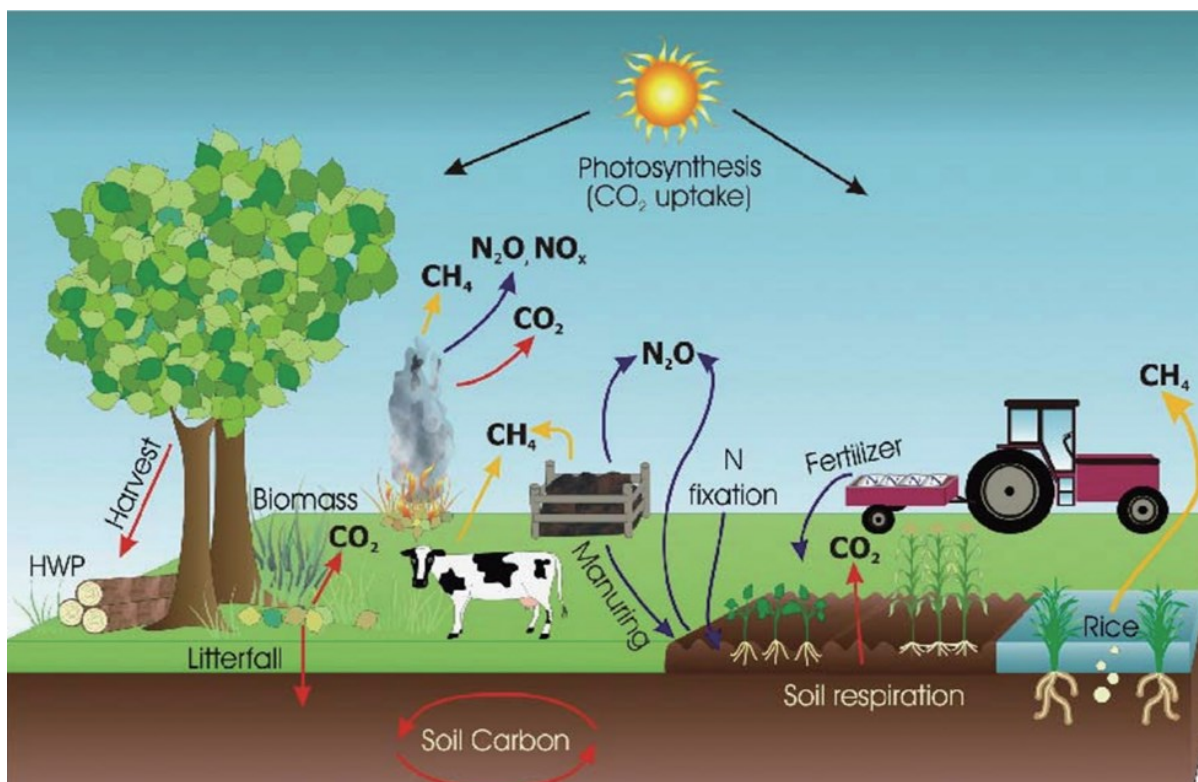
3.4 MUDANÇAS NO USO E COBERTURA DA TERRA

Com base nas diretrizes determinadas pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), o Sistema de Estimativa de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa (SEEG) do Observatório do Clima categoriza as emissões de gases de efeito estufa em cinco setores, nos quais alguns processos se destacam: 1) agropecuária, pela fermentação entérica dos ruminantes, solos manejados e dejetos animais; 2) mudança de uso da terra, pelos processos de mudanças dos estoques de biomassa e matéria orgânica e das emissões por queima de resíduos florestais; 3) energia, pela queima de combustíveis e emissões fugitivas; 4) processos industriais, pela produção de metais e produtos minerais; 5) resíduos, pelos sólidos e efluentes líquidos (Azevedo *et al.*, 2018).

Com o desmatamento, as áreas florestais são convertidas em outros usos e coberturas, os quais produzem diferentes efeitos sobre o ambiente. Tanto nos solos, quanto na biomassa viva, na madeira morta e na serapilheira, a floresta tem o papel de estocar carbono (Pan *et al.*, 2011). Sendo assim, sua conversão para usos como pastagem ou agricultura, ao envolver a perda destes estoques pela remoção da cobertura vegetal original, emite dióxido de carbono (CO₂) (Zimbres *et al.*, 2024), se associando aos dois primeiros setores mencionados. Neste contexto, a emissão de gases do efeito estufa decorre tanto da queima de resíduos florestais, quanto da decomposição da biomassa e dos solos que não foram queimados (Fearnside, 2000).

Houghton (1996) detalha que os gases envolvidos nesses processos são, sobretudo, o CO₂, o óxido nitroso (N₂O) e o metano (CH₄). Tais gases contribuem para o fenômeno das mudanças climáticas e são emitidos e capturados em diversos processos, como ilustrado na Figura 2, que apresenta as emissões derivadas dos principais processos do setor da agropecuária (Eggleson *et al.*, 2008).

Figura 2. Emissão de gases do efeito estufa na agropecuária²



Fonte: Eggleston *et al.* (2008)

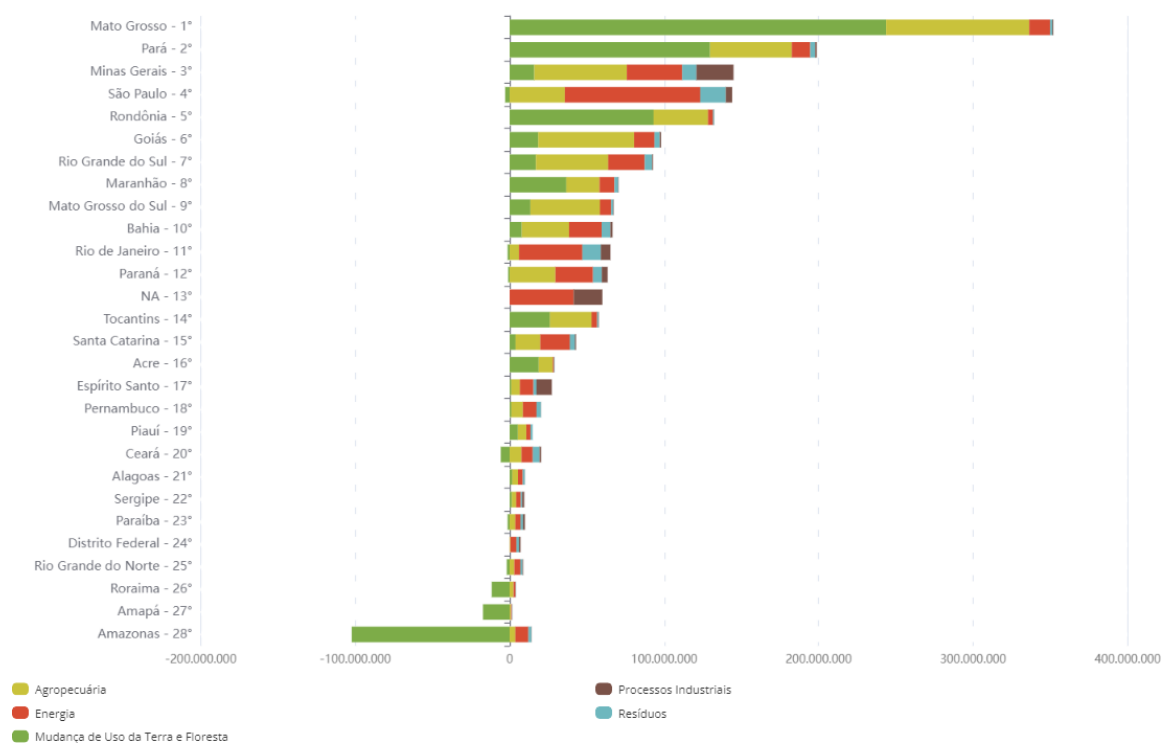
A Figura 3 detalha a distribuição das emissões por setor para cada estado brasileiro. Observa-se a predominância das classes de mudança de uso da terra e agropecuária, com destaque para os estados de Mato Grosso e Pará. Nesse cenário, é importante compreender a relevância desses setores: o Brasil é o quinto maior emissor de metano do mundo, sendo a agropecuária responsável por 71,8% dessas emissões, sobretudo pela fermentação entérica dos ruminantes na pecuária (ver Figura 4) (Alencar *et al.*, 2022).

O setor de mudança de uso da terra, por sua vez, é a maior fonte de emissão bruta de gases do efeito estufa do país, representando 48% do total nacional em 2022, sendo 93% destes, resultado das alterações de uso da terra, seguido de 5% de emissões por queimadas associadas ao desmatamento e 2% por alterações no estoque de carbono orgânico do solo (Tsai *et al.*, 2024).

Para além dos efeitos nas mudanças climáticas, Laurance (2004) destaca o desmatamento e a conversão da cobertura vegetal como ameaças à biodiversidade na floresta, decorrente da fragmentação de habitats.

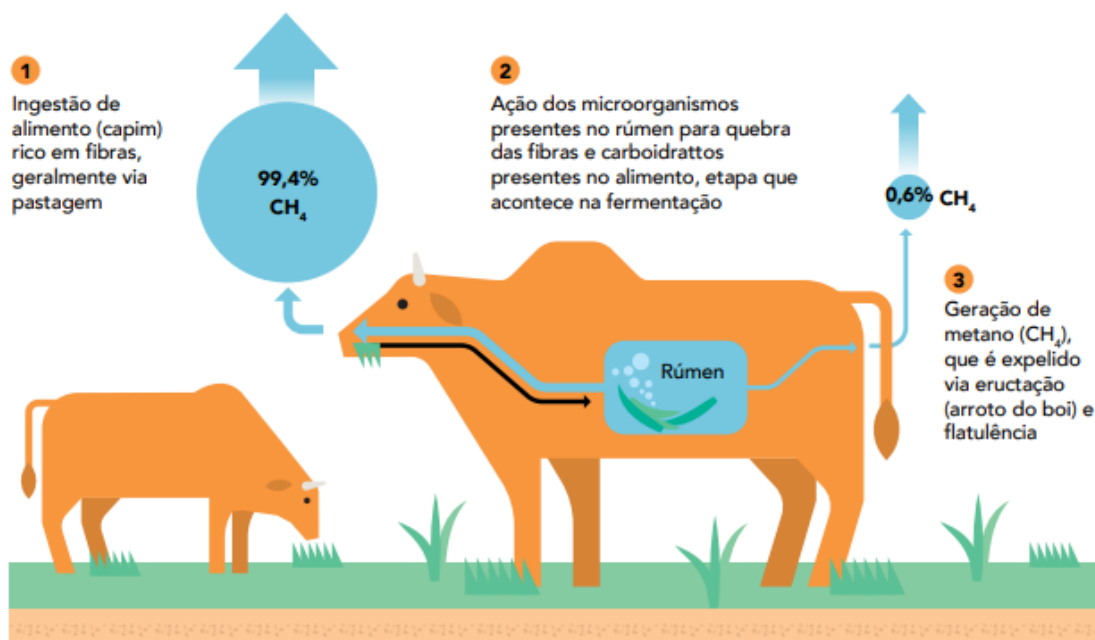
² A nomenclatura utilizada pelo IPCC para este setor é AFOLU – do inglês *Agricultural, Forestry and Other Land Uses*, cuja tradução seria “agricultura, silvicultura e outros usos da terra”.

Figura 3. Ranking das emissões de gases do efeito estufa nos estados brasileiros por setor



Fonte: SEEG (2024)

Figura 4. Processo da fermentação entérica dos ruminantes



Fonte: Alencar *et al.* (2022)

3.5 O CASO DO MATO GROSSO

O Mato Grosso (MT), 3º maior estado do Brasil, possui uma área de 903.208,361 km², que compreende 141 municípios, com 3.658.649 habitantes (IBGE, 2022b). Destaca-se como um dos principais *hotspots* de desmatamento na Amazônia, com 87% do aumento em área agrícola e 40% do novo desmatamento entre 2001 e 2004 (Morton *et al.*, 2006).

Dados do INPE (2024) revelam que mais de 31% do desmatamento acumulado da Amazônia Legal Brasileira até maio de 2024 foi no MT, tendo como destaque os municípios de Juara e Colniza, com mais de 6 mil km² acumulados em desmatamento em cada um.

De acordo com o Portal de Inteligência Territorial do Instituto Centro de Vida (ICV) do Mato Grosso, de 2013 a 2023 foram registrados 17.108 km² de desmatamento na Amazônia mato-grossense, sendo 86% na situação de ilegalidade. Deste total, 373 km² foram localizados em áreas de unidades de conservação ou terras indígenas e 2.354 km² em áreas de assentamentos (ICV, 2024).

Além disso, o estado é líder em emissões de gases do efeito estufa. De acordo com o SEEG (2023), Mato Grosso se destacou com 106 toneladas de CO₂ emitidas por habitante em 2022, dado que representa mais de 17 vezes a média mundial, de 6,2 toneladas per capita. Isso se deve aos altos índices de desmatamento e atividade agropecuária no estado, considerando também a densidade populacional.

Nesse contexto, dada a importância da área e os impactos que vem sofrendo, torna-se essencial monitorar e investigar as questões envolvidas no desmatamento e mudança de uso e cobertura da terra na região. Isso contribui para gerar argumentos para programas de redução do desmatamento, possibilita a projeção de desmatamento futuro e auxilia na identificação de áreas prioritárias para conservação (Morton *et al.*, 2006).

4 SENSORIAMENTO REMOTO

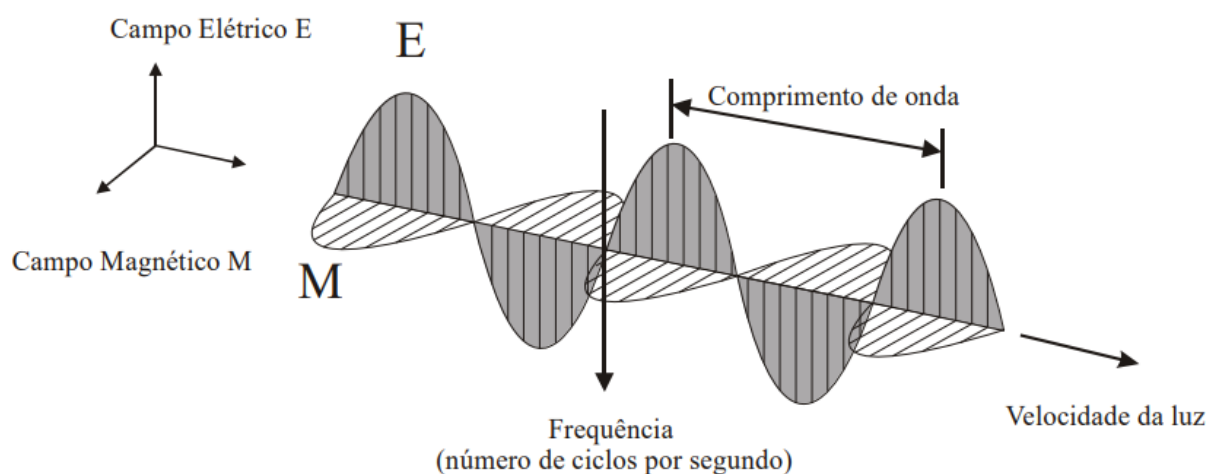
4.1 IMAGENS DIGITAIS NO SENSORIAMENTO REMOTO

O Sensoriamento Remoto (SR) pode ser definido como uma ciência baseada na utilização de instrumentos sensores para medir as respostas das interações da radiação eletromagnética (REM) com os materiais terrestres, sem que haja contato entre o sensor e o objeto, tendo como fim principal a obtenção de imagens da superfície terrestre (Meneses; Almeida, 2012). Sendo a REM o meio pelo qual a informação é transferida do objeto ao sensor, como ressaltado por Novo e Ponzoni (2001), esta se apresenta como fundamento para a compreensão da ciência do SR.

A REM é uma forma de energia que se propaga em ondas, caracterizadas por sua frequência e comprimento de onda (ver Figura 5). Dentre as fontes emissoras de REM, incluem-se as naturais, como o sol, e as artificiais, como é o caso dos satélites ativos. Ao incidir sobre um material, a REM pode ser refletida, transmitida ou absorvida. A proporção em que cada processo ocorre depende da natureza do objeto, o que vai permitir a identificação e distinção entre os materiais (Meneses; Almeida, 2012).

A atmosfera terrestre, por sua vez, composta por gases e aerossóis, pode espalhar a radiação solar incidente ou parte da radiação refletida pelos alvos, alterando a reflectância real dos objetos, o que pode diminuir o contraste entre os alvos, prejudicando a sua distinção (Idem, 2012).

Figura 5. Ondas eletromagnéticas em função das oscilações ortogonais dos campos magnético (M) e elétrico (E)

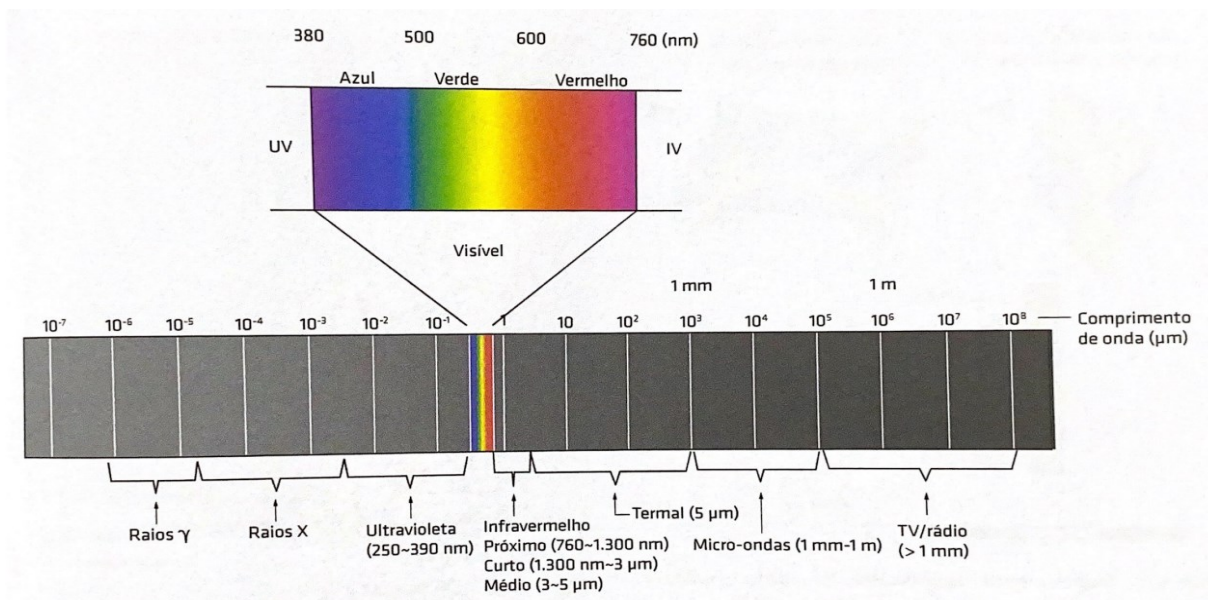


Fonte: Meneses; Almeida (2012)

O espectro eletromagnético (Figura 6) representa o conjunto de comprimentos de ondas eletromagnéticas conhecidos pelo homem. Este espectro detalha diferentes intervalos,

conhecidos como "bandas espectrais", que se estendem desde os raios γ até as ondas de rádio. Essas bandas foram classificadas de forma arbitrária pelo homem (Novo; Ponzoni, 2001), sendo denominada “visível” a faixa sensível ao olho humano (Meneses; Almeida; Baptista, 2019).

Figura 6. Espectro eletromagnético com ênfase para o visível



Fonte: Meneses; Almeida; Baptista (2019)

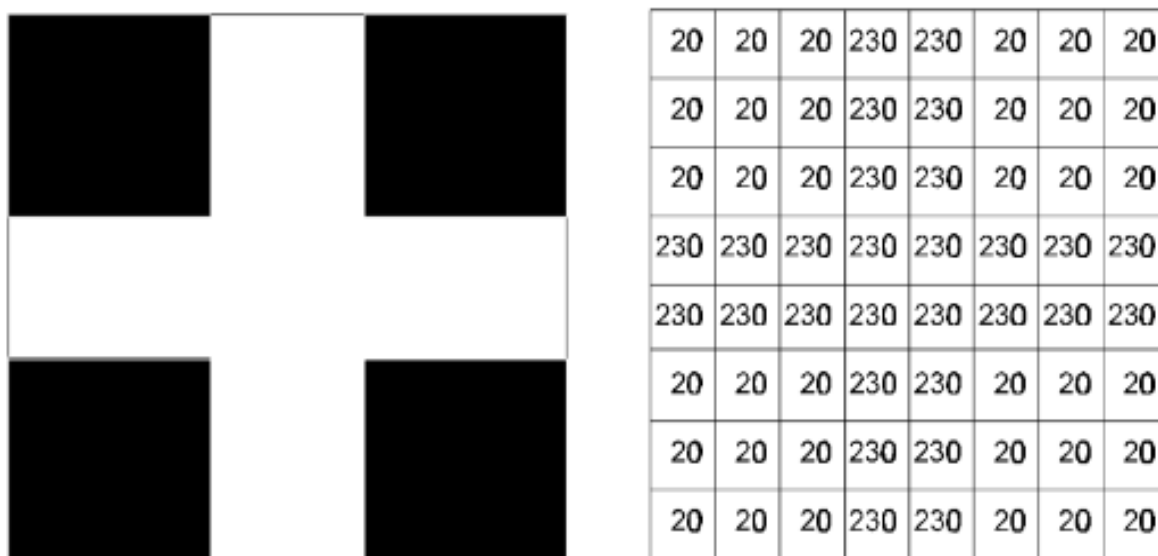
As imagens digitais provenientes de sensores remotos são, em sua maioria, multiespectrais, ou seja, adquiridas em diferentes bandas do espectro eletromagnético, geralmente da faixa do visível (VIS), passando pelo infravermelho próximo (NIR), médio (MWIR) e de comprimento de onda curta (SWIR), até o infravermelho termal (TIR) e microondas (Crósta, 1992).

Como detalhado por Crósta (1992), a estrutura da imagem de SR é constituída por um arranjo de elementos sob a forma de grade – comumente conhecido pelo termo em inglês “*grid*”. Cada cela dessa grade é chamada de “pixel” - derivado do inglês “*picture element*” -, que para um mesmo sensor, corresponde a uma unidade de área padronizada na superfície terrestre.

O pixel tem sua localização definida em um sistema de coordenadas do tipo "linha e coluna" e possui um atributo numérico associado, conhecido como DN, do inglês “*digital number*”, que representa a intensidade média da radiação eletromagnética refletida ou emitida em uma determinada área da superfície. A amplitude de valores de DN pode variar a depender da resolução radiométrica do sensor que, expressa em *bits*, define a quantidade de níveis de sinal discerníveis na imagem, que podem ser expressos em tons de cinza. Por exemplo, uma imagem de 8 bits conterá $2^8 = 256$ níveis, variando de 0 (preto total) a 255 (branco total), como

ilustrado na Figura 7 (Crósta, 1992), que representa como 20 o “quase preto” e 230 o “quase branco”.

Figura 7. Exemplo de DN's em uma imagem digital



Fonte: Adaptado de Crósta (1992)

Além disso, a qualidade da informação extraída das imagens de sensoriamento remoto é fortemente influenciada também pelas resoluções espacial, espectral e temporal (Moik, 1980). Moik (1980) detalha que a resolução espacial é a capacidade de um instrumento em distinguir feições observadas; a espectral é determinada pelo número de bandas que possui e pela largura dos intervalos espectrais que o sensor pode detectar e; a temporal é definida pelo intervalo de tempo entre as medições.

A resolução espacial é a “capacidade do sistema sensor em ‘enxergar’ objetos na superfície terrestre; quanto menor o objeto possível de ser visto, maior a resolução espacial” (Crósta, 1992). Ela é determinada pelo campo de visada instantâneo (IFOV) - do inglês *Instantaneous Field Of View* -, que representa a área no terreno correspondente a um único pixel. Quanto menor o IFOV, maior a capacidade de se detectar nas imagens os menores elementos que integram a cena (Meneses; Almeida, 2012).

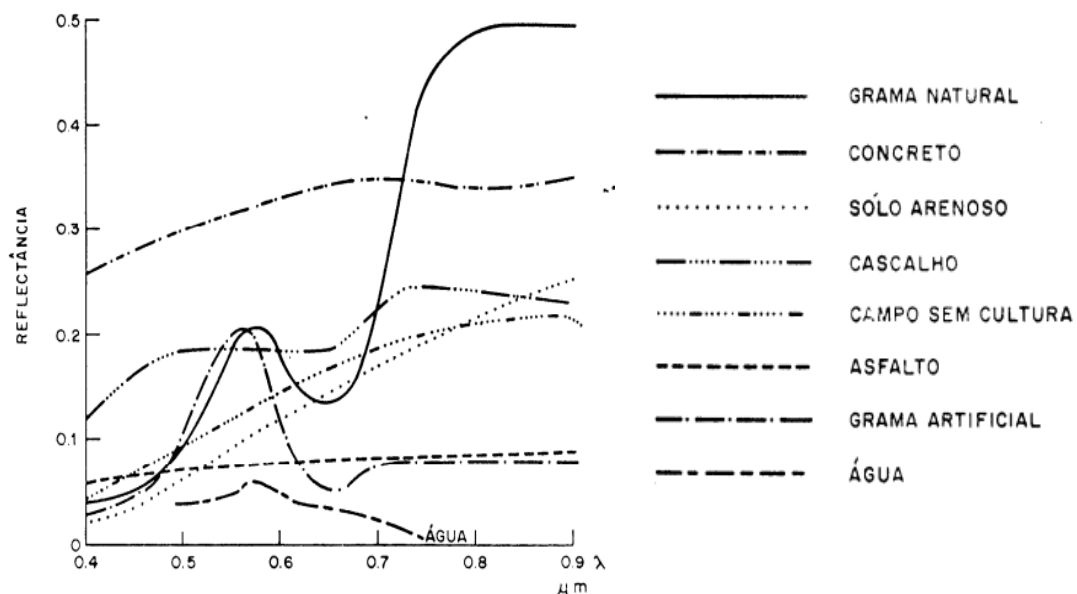
A respeito da resolução espectral, quanto maior o número de bandas e menores os intervalos, maior a resolução (Crósta, 1992), já que os diferentes materiais da superfície podem ser distinguidos em determinados comprimentos de onda, de acordo com o comportamento espectral específico, que são mais bem detalhados em menores intervalos (Meneses; Almeida, 2012), conforme será abordado adiante neste trabalho.

4.2 COMPORTAMENTO ESPECTRAL DOS ALVOS

4.2.1 Conceito

Sendo o espectro eletromagnético uma disposição ordenada de maneira contínua da energia eletromagnética em função de seu comprimento de onda ou de sua frequência (Moraes, 2002), tem-se que cada objeto possui um comportamento típico em relação à quantidade de radiação refletida (reflectância) em cada comprimento de onda: a isso dá-se o nome de “assinatura espectral” (Meneses; Almeida, 2012). Ao mesmo tempo, a quantidade de energia não refletida pode tanto ser retida pelo material (absortância), quanto transmitida (transmitância), no caso de materiais com algum tipo de transparência (Meneses; Almeida; Baptista, 2019). Nesse contexto, os diferentes tipos de objetos na superfície são chamados de alvos, os quais apresentam diferentes assinaturas espectrais, como exemplificado na Figura 8.

Figura 8. Comportamento espectral típico de diferentes alvos



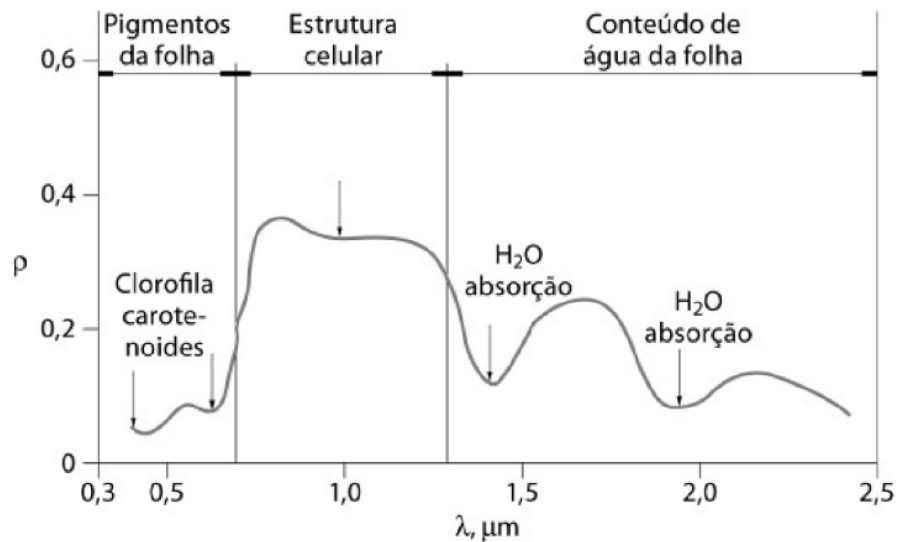
Fonte: Adaptado de Novo e Ponzoni (2001)

4.2.2 Alvos específicos

No caso da vegetação, a depender de uma série de características como os tipos de pigmentos das folhas, a estrutura das folhas e a água em solução, a qualidade e intensidade de energia refletida ou emitida por uma planta pode variar (De Assunção, 1989). Em geral, as folhas saudáveis apresentam um comportamento espectral típico no qual há alta absorvância no ultravioleta e no azul, diminuição da absorvância no verde, alta absorvância no vermelho, alta reflectância e transmitância no infravermelho próximo e alta absorvância no infravermelho

médio (De Assunção, 1989). De maneira simplificada, com base nos dados da reflectância, esta dinâmica é exposta na Figura 9.

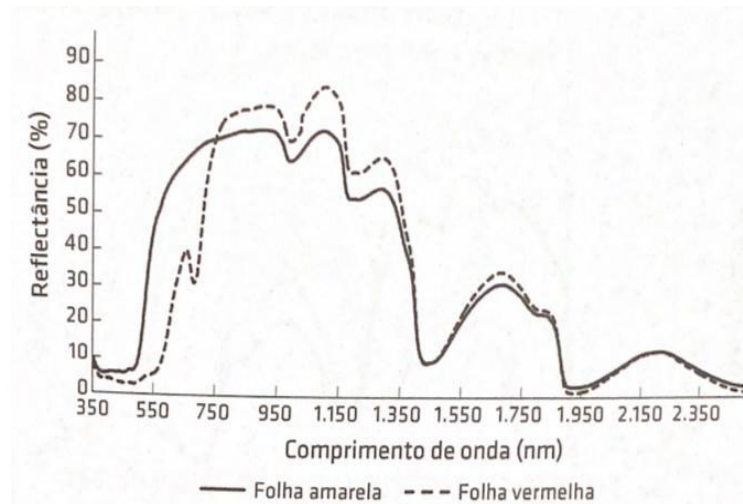
Figura 9. Comportamento espectral típico da vegetação sadia



Fonte: Ponzoni; Shimabukuro; Kuplich. (2015)

É observável na Figura 9 que os pigmentos das folhas afetam a reflectância no espectro visível. Os pigmentos existentes nos cloroplastos das folhas são, geralmente, a clorofila, os carotenos e as xantofilas, sendo esta primeira responsável por absorver energia luminosa para realizar a fotossíntese (De Assunção, 1989). A clorofila apresenta maior absorção na faixa do azul e do vermelho, refletindo na faixa do verde. Com degradação da clorofila e, ao sobressaírem pigmentos como carotenos e antocianina, que conferem coloração amarelada e avermelhada, respectivamente, a curva espectral no visível é alterada, não havendo então a característica de pico na faixa do verde, como apresentado na figura anterior, passando a apresentar o comportamento semelhante ao da Figura 10.

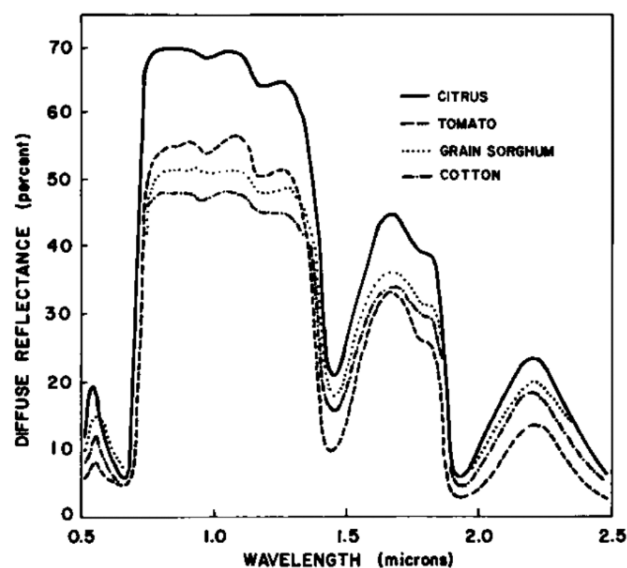
Figura 10. Curvas espectrais de uma folha contendo o pigmento caroteno (amarela) e outra com o pigmento antocianina (vermelha)



Fonte: Meneses; Almeida; Baptista (2019)

No caso de culturas agrícolas, dependendo do estágio de desenvolvimento ou sazonalidade, o comportamento espectral pode variar. No início do ciclo, pode ocorrer grande interferência dos solos no resultado espectral. Em uma mesma cultura pode-se obter diferentes resultados, variando devido a fatores como época de plantio, tipo de solo e umidade do solo. Culturas diferentes também podem ser diferenciadas pelo espectro (ver Figura 11), mas é possível que em alguns estágios apresentem reflectância muito semelhantes umas às outras (De Assunção, 1989). Para a discriminação destas então faz-se necessária a coleta de dados em épocas distintas, ou que sejam levados em consideração aspectos como a distribuição espacial da cultura, manejo, época de plantio e colheita etc., como salientado por De Assunção (1989).

Figura 11. Diferentes culturas e seus comportamentos espectrais



Fonte: Myers (1970)

Entretanto, por mais que as mudanças dentro de um mesmo tipo de alvo, como é o caso da vegetação, sofra alterações a depender da fisiologia e morfologia das plantas, ainda há a tendência de permanecerem as curvas espectrais características, diferenciando-se de outros tipos de materiais, como no exemplo da Figura 8, no qual o comportamento da grama natural se difere completamente do concreto, da água, do asfalto etc.

4.2.3 Interferências nas respostas espectrais

A visualização dos dados de imagens de satélite sofre a influência da presença da atmosfera, que dificulta a obtenção de dados contínuos; da relativamente baixa resolução espectral dos sensores; da diferença de intensidade de radiação refletida, que varia a depender do ângulo de visada do sensor ou da iluminação da fonte de radiação (Meneses; Almeida; Baptista, 2019); e da possível interferência da topografia na reflectância, que também pode adicionar sombras (Meneses; Almeida, 2012).

Além disso, uma questão importante a ser considerada é que, a depender da resolução espacial da imagem, um pixel pode conter mais de um alvo, o que é chamado de mistura espectral. Nesse caso, o DN associado ao pixel apresenta os comportamentos combinados dos alvos em questão, dadas as respectivas proporções, mas que dificilmente são distinguíveis.

Entretanto, este não é um problema tão grande quando, no entorno do pixel misturado, os alvos são contrastantes. Meneses e Almeida (2012) explicam esta questão e exemplificam que, em uma imagem de 30 metros de resolução, com florestas e estradas de terra estreitas, os pixels misturam as áreas da estrada e da vegetação. Isso cria pixels misturas com reflectâncias que não representam puramente a estrada nem a vegetação.

Porém, devido à alta reflectância da estrada na faixa do visível, supondo proporções semelhantes de cada elemento no interior do pixel, o valor médio do pixel mistura pode se aproximar mais da reflectância da estrada. Neste caso, os pixels que misturam estrada de terra e vegetação tendem a ter um nível de cinza mais claro do que os pixels puros de vegetação, permitindo a diferenciação. Os autores ainda ressaltam que este efeito de contraste se apresenta como uma aparente melhoria na resolução espacial da imagem (Idem, 2012).

4.2.4 Índices espectrais

Para auxiliar na visualização das imagens em softwares de Sistema de Informação Geográfica (SIG), comumente utiliza-se índices espectrais, que são calculados com base nos dados obtidos nas diferentes bandas dos sensores. Conforme ressaltado por Crósta (1992), esses

cálculos podem minimizar as diferenças nas condições de iluminação de uma cena e realçar determinadas feições da curva de assinatura espectral de alguns materiais naturais.

Entre os índices mais utilizados tem-se os de vegetação, como o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), utilizado para caracterizar o crescimento ou vigor do dossel, e o Índice de Vegetação Aprimorado (EVI), que intenciona corrigir os efeitos do solo e atmosfera sobre os resultados da vegetação (Xue; Su, 2017). Além disso são utilizados para outros fatores, como o Índice de Construção de Diferença Normalizada (NDBI) (Zha; Ni; Yang, 2001), que busca extrair as características urbanas, e o Índice de Área Queimada (BAI), para detectar efeitos pós-incêndio (Chuvieco; Martin; Palacios, 2002).

4.3 CLASSIFICAÇÃO DE IMAGENS

A classificação de imagens de sensoriamento remoto é um procedimento que consiste em atribuir cada pixel de uma imagem a uma classe específica, com base em suas características espectrais. Essa técnica, aplicada ao mapeamento de uso e cobertura da terra (LULC, do inglês *Land Use and Land Cover*), permite gerar mapas temáticos que representam a distribuição espacial de diferentes tipos de cobertura do solo, como florestas, áreas agrícolas e áreas urbanas.

4.3.1 Mapeamento de uso e cobertura da terra

O mapeamento de LULC é essencial para identificar e monitorar mudanças nos usos e coberturas da terra, as quais podem influenciar o funcionamento do Sistema Terra, a emissão de gases de efeito estufa e o impacto sobre ecossistemas e o clima. Aqui, o termo "uso" refere-se à função socioeconômica da terra, enquanto "cobertura" considera a cobertura física observada na superfície terrestre (Martinez; Mollicone, 2012).

O sensoriamento remoto, com suas avançadas capacidades técnicas, aliado a análises da distribuição espacial e as relações funcionais dos elementos do terreno, facilita o mapeamento de LULC e a estimativa de dados sobre as classes. Conforme destacado por Martinez e Mollicone (2012), com apoio das imagens de satélite, conhecer a distribuição do LULC de uma área possibilita uma gestão ambiental mais precisa, com criação de políticas públicas e planejamento ambiental estratégicos, atendendo a políticas globais e mitigando os impactos das mudanças ambientais.

4.3.2 Classificadores de imagens

O aprendizado de máquina (*Machine Learning*), ramo da Inteligência Artificial, tomou relevância nas tarefas de classificação de dados, especialmente no Sensoriamento Remoto (Maxwell; Warner; Fang, 2018). Nessa técnica, algoritmos aprendem a identificar padrões complexos em grandes conjuntos de dados, permitindo a classificação automática de imagens. Essa classificação pode ser supervisionada, quando o algoritmo é treinado com exemplos rotulados, ou não supervisionada, quando ele agrupa os dados de forma autônoma.

A qualidade dos dados de treinamento influencia diretamente a precisão de um modelo de classificação. Ao ser treinado com um conjunto de dados, o modelo aprende a agrupar dados semelhantes em classes, e sua capacidade de generalização dependerá da qualidade e representatividade desses dados.

Talukdar *et al.* (2020) apresentam uma ampla revisão de classificadores, destacando técnicas como *Support Vector Machine* (SVM), *Random Forest* (RF), *Spectral Angle Mapper* (SAM), Fuzzy ARTMAP, Distância de Mahalanobis e árvores de decisão para a classificação supervisionada, e dentro da classificação não supervisionada destacam os algoritmos de Propagação de Afinidade, fuzzy c-means, K-means e ISODATA.

A classificação de imagens de sensoriamento remoto se baseia na análise dos padrões espectrais dos pixels, ou seja, nos dados de reflectância dos alvos. Os classificadores utilizam algoritmos de machine learning para identificar e classificar esses padrões, associando-os a diferentes classes de cobertura da terra, definidas pelo analista. A escolha da regra de decisão, ou algoritmo, que define como os pixels serão atribuídos a cada classe, é fundamental para a precisão da classificação (Pramanik *et al.*, 2021).

5 MONITORAMENTO DA AMAZÔNIA

O sensoriamento remoto já foi e continua sendo utilizado como base para diversas pesquisas de monitoramento e análise do desmatamento da Amazônia. A seguir, alguns dos programas serão brevemente apresentados.

Como grande destaque, o primeiro satélite da série Landsat foi lançado em 1972, pela *National Aeronautics and Space Administration* (NASA). Desde então, a cada atualização, diversas melhorias nos sensores foram ocorrendo, fornecendo informações sobre as mudanças na paisagem terrestre pela disponibilização das imagens continuamente, permitindo uma ampla gama de análises.

O INPE, por meio do Programa de Monitoramento da Amazônia e Demais Biomas (PAMZ+), desenvolve três projetos de monitoramento do uso e cobertura da terra da Amazônia: o Programa de Cálculo do Desmatamento da Amazônia (PRODES), que desde 1988 estima as taxas anuais de desmatamento da ALB com imagens compatíveis com as do satélite Landsat; o Sistema de Detecção do Desmatamento em Tempo Real (DETER), iniciado em 2004, que fornece alertas diários a respeito de áreas desmatadas ou em processo de degradação florestal na ALB para áreas a partir de 3 hectares (ha); e o TerraClass, uma colaboração entre INPE e a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), que mapeia sistematicamente as terras desmatadas em 12 categorias, contribuindo para a análise detalhada da dinâmica de uso e ocupação da terra na região (De Almeida *et al.*, 2021).

Além disso, o Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (Imazon) reúne em um conjunto de programas de monitoramento para diferentes temáticas na Amazônia em colaboração com outras instituições, dentre eles: o projeto MapBiomas, que produz mapas interativos de uso e cobertura da terra para todo o território Brasileiro, dividido por biomas; o Sistema de Alerta de Desmatamento (SAD), que fornece infográficos mensais sobre o desmatamento na ALB; a PrevisIA, que utiliza Inteligência Artificial para prever áreas de risco de desmatamento na ALB, entre outros (Imazon, c2020).

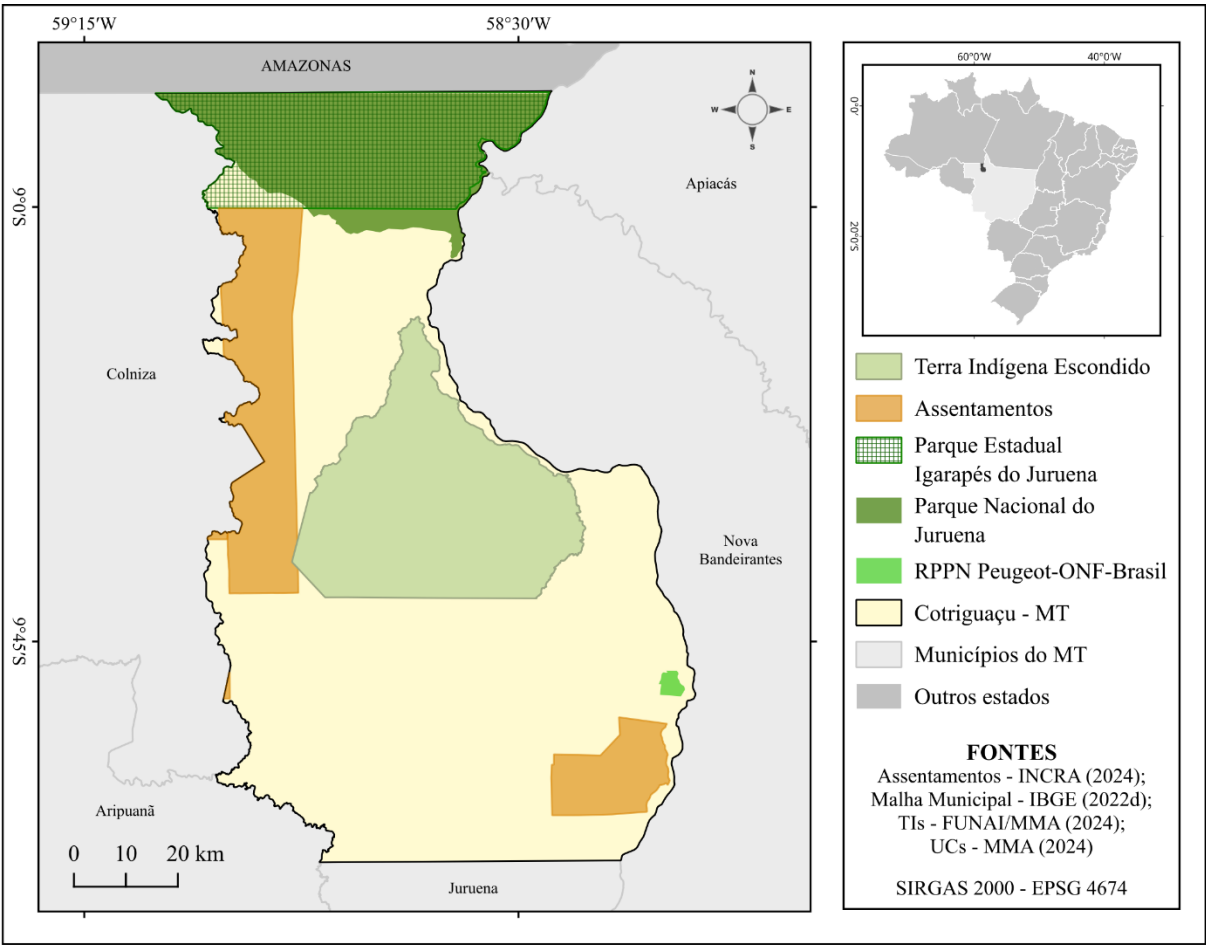
6 MATERIAIS E MÉTODOS

6.1 ÁREA DE ESTUDO

O presente trabalho teve como área de estudo o município de Cotriguaçu (09°57'27"S 58°24'49"O), localizado a Noroeste do estado de Mato Grosso, na divisa com o Amazonas (ver Figura 12). Seu território possui 9.469,96 km², com uma população de 11.011 habitantes, o que corresponde a uma densidade demográfica de 1,16 hab/km² (IBGE, 2022c).

Cotriguaçu conta com três Unidades de Conservação de Proteção Integral: o Parque Estadual Igarapés do Juruena, de 1.268,58 km², e o Parque Nacional do Juruena, de 1.277,35 km², os quais se sobrepõem em 1.172,26 km², e a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Peugeot ONF Brasil, de 17,81km² (ISA, 2024a). Também conta com o Território Indígena Escondido, do povo *Rikbaktsa*, de 1.696,95 km² (ISA, 2024b). Somadas, descontando-se a sobreposição, as áreas protegidas resultam em 3.088,43km², o que corresponde a, aproximadamente, 32,61% da área total do município.

Figura 12. Localização da área de estudo



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

De acordo com dados do INCRA (2024), os assentamentos do município são representados pelo PA Nova Cotriguaçu, a Leste, criado em 1995, e o PA Juruena, a Sudeste, criado em 1997. Além destes, há pequenos trechos remanescentes dos PAs Natal e Colniza-1, pertencentes em maior parte ao município de Colniza. Juntos, os PAs em Cotriguaçu compreendem 1.169,63 km², que representa 12,35% do município.

6.1.1 Histórico da área

O município de Cotriguaçu foi criado em 1991, após ser emancipado do município de Juruena, atualmente situado ao sul. Conforme exposto pela Prefeitura Municipal de Cotriguaçu (2023), este teve seu povoamento inicial associado à abertura agrícola do estado, quando famílias do oeste paranaense foram atraídas pela perspectiva de expansão agrícola e pecuária extensiva.

A disponibilidade de terras desocupadas em Cotriguaçu levou à implantação de projetos de assentamentos do INCRA, atraindo muitas famílias de outros estados. Isso resultou no aumento da área ocupada do município e na criação de novas comunidades, além de um aumento da população urbana.

Com a chegada de mais famílias e o desenvolvimento da agricultura, comércio e indústria, Cotriguaçu experimentou um rápido progresso, embora enfrentasse desafios de infraestrutura, como estradas precárias que dificultavam o escoamento das safras e o transporte da madeira (Cotriguaçu, 2023).

Cotriguaçu tem sua base econômica na indústria madeireira, pecuária de leite e corte (Andrade *et al.*, 2013) e localiza-se dentro dos limites do Arco do Desmatamento da Amazônia Legal. De acordo com Lentini (2005), juntamente com o município de Colniza, que faz divisa a oeste, Cotriguaçu destaca-se como polo madeireiro, cuja produção madeireira aumentou cerca de 150% entre 1998 e 2004.

Desde 2008, está inserido na lista de municípios prioritários para ações de prevenção, monitoramento e controle do desmatamento na Amazônia, de acordo com a Portaria Nº 28, de 24 de janeiro de 2008, do MMA (Brasil, 2008). Devido a isso, recebe ações prioritárias relativas à proteção de áreas ameaçadas de degradação e à racionalização do uso do solo, de forma a prevenir, monitorar e controlar o desmatamento ilegal.

6.2 MATERIAIS

6.2.1 *Softwares*

Todo o processo de seleção, filtragem, classificação das imagens e avaliação da acurácia dos resultados foi conduzido utilizando a plataforma *Google Earth Engine* (GEE). O GEE é uma plataforma baseada em nuvem que oferece recursos computacionais suficientes para o processamento de grandes bancos de dados geoespaciais (Gorelick *et al.*, 2017). A plataforma permite o acesso a um extenso catálogo de dados prontos para análise, o que simplifica o processo de filtragem, permitindo a seleção de dados com base na resolução espacial e espectral ou qualquer outro critério (Idem, 2017).

Para a elaboração final dos mapas de uso e cobertura do solo e os mapas de apoio para análise, utilizou-se o *software* QGIS, na versão 3.34.4, que possibilitou a manipulação de arquivos georreferenciados para a elaboração e análise dos mapas.

6.2.2 Imagens de satélite

Atualmente, há uma enorme variedade de satélites imageadores. Suas características variam especialmente de acordo com as resoluções espacial, espectral, radiométrica e temporal, ou seja, o tamanho da área abrangida pelo pixel, as faixas espectrais cobertas, os bits dos pixels e a frequência em que são capturadas as imagens.

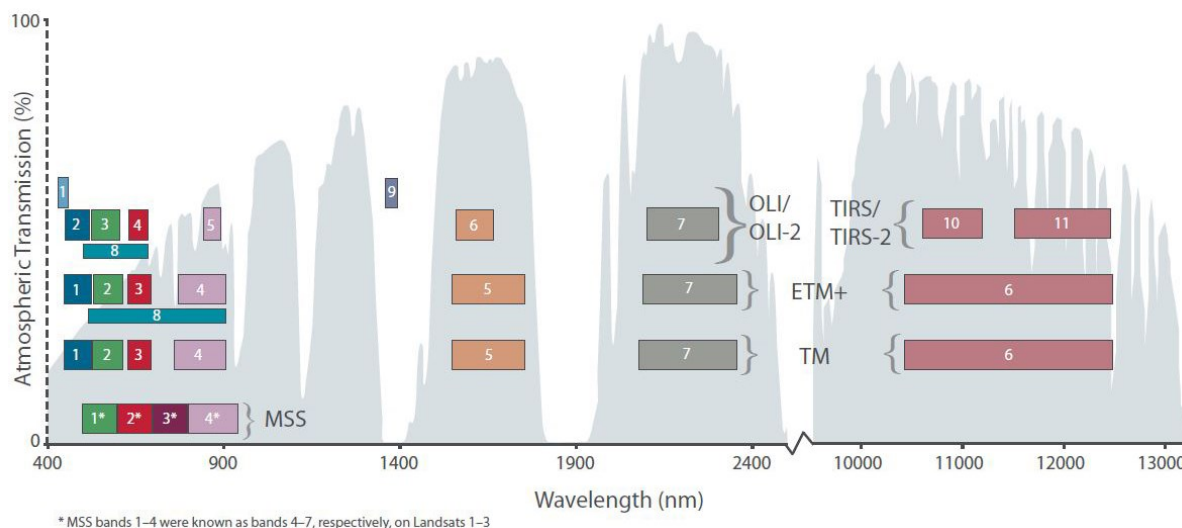
Dadas as características de resolução espacial e temporal, área de cobertura, rigorosa calibração e consistência na radiometria dos sensores, que se apresentam como ideais para o mapeamento de uso e cobertura da terra (Macarrigue *et al.*, 2022), serão utilizadas as imagens do satélite Landsat. Este é reconhecido como um satélite de média resolução e satisfatório para mapeamento de uso e cobertura da terra, compatível com a área de estudo.

Visando alcançar um amplo intervalo temporal e garantir a qualidade das imagens, optou-se pela utilização de imagens da série Landsat de quatro diferentes anos: 1993, 2003, 2013 e 2023. Para isso, dada a descontinuidade dos satélites da série e a necessidade da perspectiva multitemporal, utilizou-se imagens do Landsat 5 para os dois primeiros anos, e do Landsat 8 para os dois últimos.

O Landsat 5 esteve em órbita de março de 1984 a janeiro de 2013, e operava com o sensor *Thematic Mapper* (TM), que conta com as bandas do visível, NIR, MWIR, SWIR 1 e SWIR 2, com resolução espacial de 30 metros, e com a banda do infravermelho termal com 120 metros de resolução.

O Landsat 8, lançado em fevereiro de 2013, ainda ativo atualmente, opera com os sensores *Operational Land Imager* (OLI) e *Thermal Infrared Sensor* (TIRS), com todas as bandas que o Landsat 5 possui e mais as bandas do azul costal, pancromática, cirrus e maior detalhamento no infravermelho termal (USGS, 2022). As diferenças entre a numeração e cobertura espectral das bandas está ilustrada na Figura a seguir.

Figura 13. Comparação entre faixas de espectro de imagens Landsat em diferentes sensores



Fonte: USGS (2022)

Como explicado por Fearnside (1993), o termo “imagem” se refere ao dado registrado para uma determinada cena em uma determinada data, enquanto uma “cena” se refere à localização geográfica onde a informação é captada e registrada cada vez que o satélite passa. No caso do Landsat 5, uma cena corresponde a, aproximadamente, 170 km norte-sul por 185 km leste-oeste, e 170 km por 183 km no Landsat 8 (USGS, s.d.), com base em coordenadas indicando a órbita e o ponto. Para a seleção e mosaico das imagens, delimitou-se a região de interesse (ROI), isto é, os limites do município de Cotriguaçu - MT, que correspondem a trechos das cenas da órbita 229 e pontos 66 e 67.

Optou-se pelas imagens da Coleção 2 de Nível 2 Tier 1, que com a refletância de superfície corrigida atmosféricamente, evitando efeitos de dispersão e absorção de gases atmosféricos, aerossóis e vapor de água que variam temporal, espacial e espectralmente, são consideradas adequadas para análise de séries temporais (USGS, s.d.).

Foi aplicado o filtro de data para o intervalo de 1º de junho a 30 de setembro de cada ano, limitando a cobertura de nuvem a 0.1%. As datas das imagens obtidas para o mosaico de cada ano estão detalhadas no Quadro 1 e, no caso do primeiro ano da série, o mosaico foi

realizado com imagens de 1992 e 1993, por não haver registros de superfície em toda a área após a aplicação do filtro de nuvem no ano de 1993.

Aplicou-se a máscara de mediana para suavizar as imagens. Nesse método, cada pixel da imagem é substituído pela mediana dos valores dos pixels ao seu redor. Essa técnica permite a redução de ruídos, preservando as bordas das imagens (Crósta, 1992).

Para visualização das imagens, utilizou-se a composição de cor verdadeira, combinando as bandas 3, 2 e 1 no RGB, respectivamente, para o Landsat 5, e as bandas 4, 3 e 2 para o Landsat 8.

Quadro 1. Características das imagens utilizadas para os mosaicos

Ano	Data das imagens	Satélite	Conjunto	Sensor	Resolução espacial (em metros)
1992/1993	18/06/1992, 25/06/1992, 05/06/1993, 21/06/1993, 28/06/1993, 23/07/1993, 24/08/1993,	Landsat 5	Level 2, Collection 2, Tier 1 (Surface Reflectance)	TM	30 (visível, NIR, SWIR 1, SWIR 2); 120 (termal)
2003	26/07/2003, 04/08/2003, 27/08/2003, 12/09/2003	Landsat 5	Level 2, Collection 2, Tier 1 (Surface Reflectance)	TM	30 (visível, NIR, SWIR 1, SWIR 2); 120 (termal)
2013	12/06/2013, 28/06/2013, 14/07/2013, 06/08/2013	Landsat 8	Level 2, Collection 2, Tier 1 (Surface Reflectance)	OLI e TIRS	30 (visível, NIR, SWIR 1, SWIR 2); 100 (termal)
2023	01/07/2023, 10/07/2023, 17/07/2023, 02/08/2023	Landsat 8	Level 2, Collection 2, Tier 1 (Surface Reflectance)	OLI e TIRS	30 (visível, NIR, SWIR 1, SWIR 2); 100 (termal)

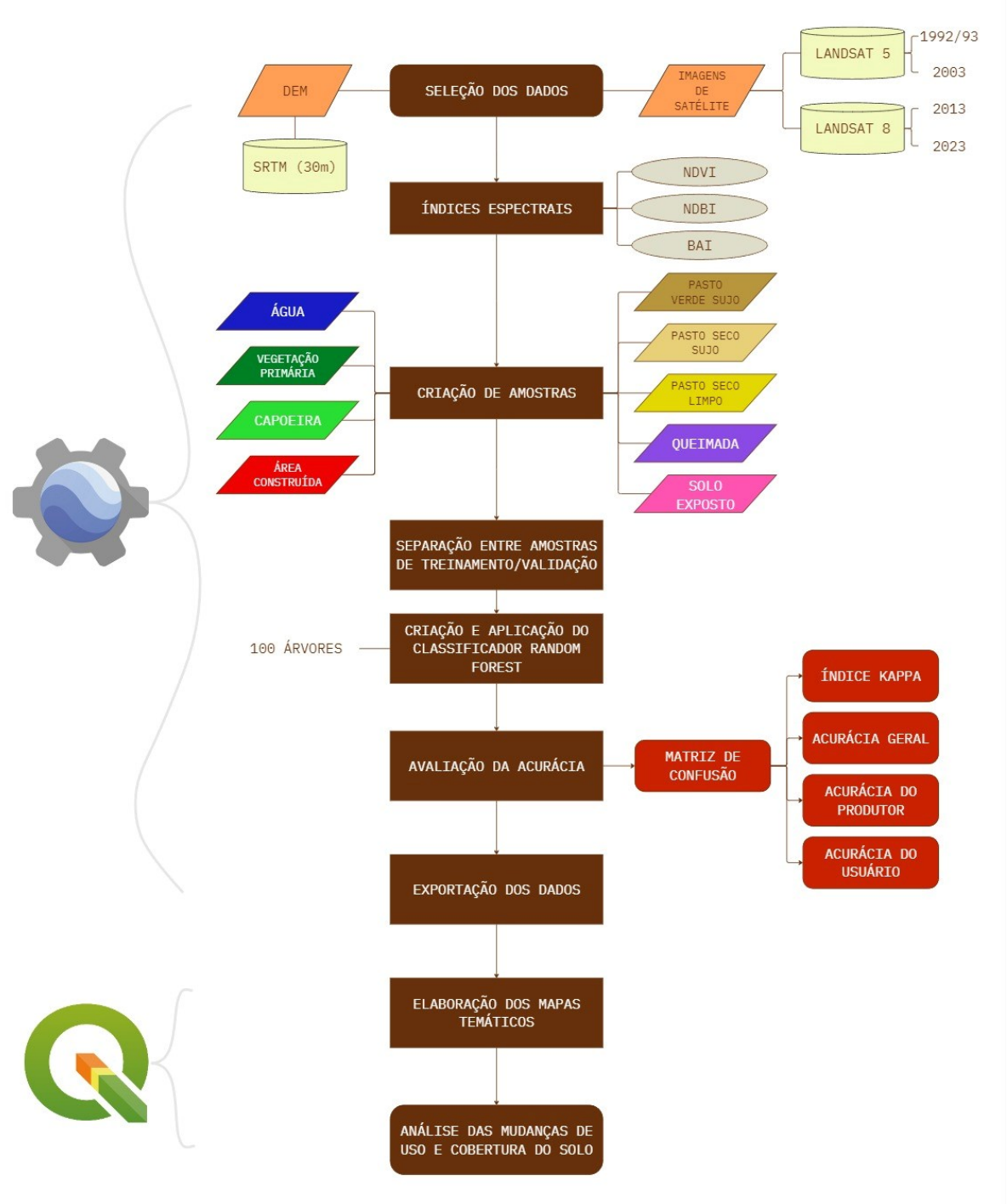
Fonte: Elaborado pela autora (2024) com base em USGS (s.d.) e nos dados obtidos no GEE

6.3 MÉTODOS

6.3.1 Classificação supervisionada

A Figura 14 apresenta o processo de classificação das imagens, que será detalhado. Este foi feito no GEE, utilizando o algoritmo *Random Forest* (RF), com o objetivo de distinguir os diferentes usos e coberturas do solo, conforme as classes discriminadas no Quadro 2.

Figura 14. Fluxograma da classificação



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

6.3.1.1 Random Forest

O Random Forest (RF) é um algoritmo de aprendizado de máquina para tarefas de classificação e regressão (Breiman, 2001) no método de *ensemble*, ou seja, utiliza um conjunto de modelos. Sua principal característica é a geração de diferentes árvores de decisão com variáveis aleatórias, baseadas em um *dataset* de amostras selecionadas. A classificação final é obtida pela somatória dos votos em cada classe nas diferentes árvores de decisão.

O RF utiliza a técnica de *Bagging*, acrônimo de *Bootstrap Aggregating* (Breiman, 1996). Com esse método, são gerados subconjuntos de treinamento a partir do conjunto de amostras original, o que permite que alguns exemplos sejam repetidos em diferentes amostras, enquanto outros não são selecionados para o treinamento. Esses exemplos não escolhidos, conhecidos como *Out-of-Bag* (OOB), são então utilizados para as etapas de teste e validação, ajudando a prevenir o *overfitting*, que ocorre quando o modelo se ajusta excessivamente aos dados de treinamento, apresentando baixo desempenho em novos dados.

Rodriguez-Galiano *et al.* (2012) destacam que o Random Forest (RF) é relativamente resistente a *outliers* e ruídos, mostrando-se superior a abordagens como árvores de decisão simples, devido à sua capacidade de distinguir de maneira mais eficaz entre diferentes categorias na área de estudo. Entre as várias configurações do algoritmo, destacam-se parâmetros como o número de árvores, a profundidade máxima das árvores e o número de variáveis consideradas em cada divisão. Segundo Rodriguez-Galiano *et al.* (2012), aumentar o número de árvores melhora a precisão do classificador até cerca de 100 árvores, quando o erro de generalização converge para menos de 10% e, após isso, muda muito pouco.

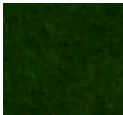

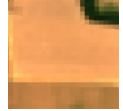
6.3.1.2 Parâmetros e configurações para a classificação

O procedimento de classificação supervisionada tem como etapa fundamental a criação de amostras de pixels. Isso foi realizado através da criação de coleções de geometrias de pontos, que foram selecionados e rotulados em sobreposição aos mosaicos de imagens selecionados para cada ano. A seleção foi realizada com base em técnicas de fotointerpretação, apoiada por índices espectrais e pela utilização de composições de falsa-cor. No caso das imagens Landsat 5, utilizou-se a combinação das bandas 4 (NIR), 3 (vermelho) e 2 (verde) no esquema RGB, enquanto para o Landsat 8, foram empregadas as bandas 5 (NIR), 4 (vermelho) e 3 (verde).

Conforme os critérios estabelecidos na chave de identificação descrita no Quadro 2, os pixels foram rotulados de acordo com a classe correspondente, proporcionando um conjunto de dados de treinamento para o algoritmo de classificação. Um conjunto inicial de amostras foi

coletado e, à medida que os resultados da classificação indicaram classes de menor acurácia, novas amostras foram incorporadas, com o objetivo de melhorar a performance do modelo. A Figura 15 ilustra a distribuição geográfica das amostras coletadas nos quatro anos analisados.

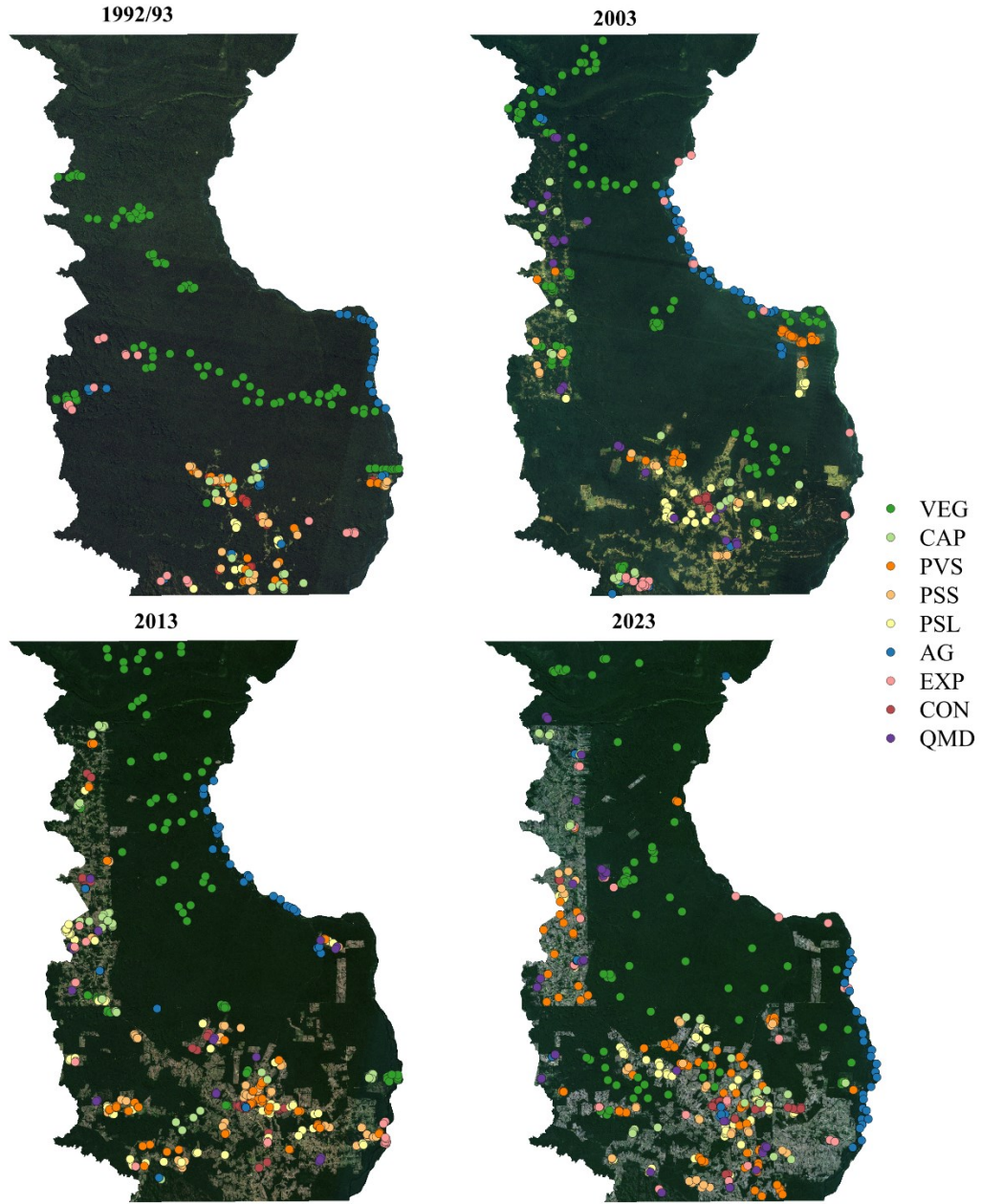
Quadro 2. Chave de identificação

CLASSE	EXEMPLO	DESCRIÇÃO
Água (AG)		Rios, lagoas e corpos d’água em geral
Vegetação nativa (VEG)		Florestas primárias, com alta densidade no dossel
Capoeira (CAP)		Florestas secundárias, com dossel de menor densidade em relação à VEG
Área construída (CON)		Edifícios, rodovias e outras construções antrópicas
Pasto verde sujo (PVS)		Pastagens com presença de tapete de gramíneas vivas
Pasto seco sujo (PSS)		Pastagens com presença de tapete de gramíneas secas
Pasto seco limpo (PSL)		Pastagens sem gramíneas
Solo exposto (EXP)		Terra com solo exposto ou afloramento rochoso
Queimada (QMD)		Terra com aspecto de queimada

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Posteriormente, para a aplicação do método Bagging, as amostras foram aleatoriamente subdivididas em conjuntos de treinamento e validação, obedecendo à proporção de 70/30, conforme descrito na Tabela 1.

Figura 15. Distribuição das amostras coletadas para o classificador



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Tabela 1. Número médio de pixels de amostra por classe para treinamento e validação

	AG	VEG	CON	CAP	PVS	PSS	PSL	EXP	QMD
Treinamento	40	71	40	23	39	32	23	52	25
Validação	17	30	17	10	17	14	10	22	11

Fonte: Elaborada pela autora (2024)

Para a configuração do RF, optou-se por fixar o número de árvores de decisão em 100. Os demais parâmetros foram ajustados aos seus valores padrão: número de bandas consideradas

em cada divisão (raiz quadrada do número total de bandas), número mínimo de pixels por folha (1 pixel), fração de pixels por árvore (50%), número máximo de nós (sem limite) e semente aleatória (0).

Em relação à seleção das bandas espectrais, optou-se por incluir as bandas do visível (vermelho, verde e azul), infravermelho próximo, infravermelho de ondas curtas e infravermelho termal de cada mosaico de imagens. Além disso, para aprimorar o desempenho do classificador, foram empregados como bandas adicionais os índices espectrais, os quais facilitam a distinção entre os diferentes alvos, e o Modelo Digital de Elevação (DEM).

Como abordado por Schowengerdt (2006), a proporção entre a reflectância da superfície no infravermelho próximo (NIR) e a no vermelho (RED) podem aumentar as diferenças de radiância entre solos e vegetação. Portanto, para ressaltar as características da vegetação, utilizou-se o índice *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI), que é considerado ideal para ressaltar as características da vegetação. Este índice calcula a diferença normalizada entre a reflectância (ρ) no NIR e no RED, uma vez que plantas saudáveis tendem a apresentar alta reflectância no NIR e baixa no RED. O NDVI segue a fórmula 1:

$$NDVI = \frac{(\rho_{NIR} - \rho_{RED})}{(\rho_{NIR} + \rho_{RED})} \quad (1)$$

Para destacar a classe de áreas construídas, foi incluído o *Normalized Difference Built-Up Index* (NDBI) (Zha; Gao; Ni, 2002), que avalia a diferença normalizada entre a reflectância no NIR e no infravermelho de ondas curtas (SWIR 1), como detalhado na fórmula 2 a seguir:

$$NDBI = \frac{(\rho_{NIR} - \rho_{SWIR\ 1})}{(\rho_{NIR} + \rho_{SWIR\ 1})} \quad (2)$$

Já para auxiliar na diferenciação de áreas queimadas, utilizou-se o *Burned Area Index* (BAI) (Chuvieco; Martin; Palacios, 2002), calculado com base nas bandas do vermelho e do infravermelho próximo, conforme a fórmula 3:

$$BAI = \frac{1}{(0.1 - \rho_{RED})^2} + (0.06 - \rho_{NIR})^2 \quad (3)$$

Por fim, o DEM *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), também da NASA, com 30 metros de resolução espacial, foi empregado para fornecer informações sobre a topografia do terreno, complementando a análise das imagens.

6.3.2 Análise de acurácia

Para avaliar a acurácia do modelo, foram utilizadas as métricas de acurácia global, do usuário e do produtor. Todas essas métricas foram calculadas diretamente no GEE com base em matrizes de confusão, uma para cada ano analisado. A matriz de confusão compara as classes de referência com as classes preditas, permitindo identificar as concordâncias e confusões.

A acurácia global mede a proporção total de classificações corretas em relação ao número total de amostras de validação. Ela oferece uma visão geral do desempenho do modelo, embora possa ser enganosa em casos de classes desbalanceadas.

De outro modo, as acurácias do produtor e do usuário auxiliam na compreensão de como os erros estão distribuídos nas diferentes classes, mais especificamente.

A acurácia do produtor (AP) indica a proporção de amostras de cada classe verdadeira que foram corretamente classificadas. Ou seja, ela mede a capacidade do modelo de identificar corretamente as amostras de cada classe, sendo útil para identificar classes que o modelo tende a confundir com outras, associando-se aos erros de omissão. Na matriz de confusão deste trabalho, a AP é calculada analisando as linhas.

A acurácia do usuário (AU) indica a proporção de amostras em cada classe obtida pelo algoritmo que realmente pertencem a ela. Ela mede a pureza das classes obtidas pelo modelo, associando-se aos erros de comissão. Na matriz de confusão deste trabalho, a AU é calculada analisando as colunas.

6.3.3 Análise dos dados

Para finalizar, com base nos resultados das classificações obtidos no GEE, exportados em formato TIFF, foram elaborados mapas de uso e cobertura do solo no QGIS, aprimorando a visualização para comparar as quatro datas em questão. Neste momento também foi realizada a vetorização do raster obtido na classificação da data mais recente, de modo a permitir o recorte das feições com base nas diferentes categorias espaciais em questão, seguido pelo cálculo das áreas de VEG remanescente.

Adicionalmente, foram feitos dois mapas para apoiar as análises: 1) considerando como desmatamento a conversão de VEG para outros tipos de cobertura, foram destacadas as áreas que deixaram de ser classificadas como VEG em cada ano analisado (Figura 18); e 2) sobrepondo os limites das áreas especiais do município, incluindo os assentamentos, o território indígena e as unidades de conservação à classificação mais recente (Figura 19).

7 RESULTADOS

Nesta seção serão apresentados os resultados da classificação: a acurácia obtida, os mapas, as tabelas e o gráfico produzidos, seguidos da descrição das mudanças de LULC.

7.1 ACURÁCIA

Conforme demonstrado na Tabela 2, a classificação das imagens de satélite para o município de Cotriguaçu resultou em uma acurácia global superior a 85% para todos os anos analisados.

Esse resultado sugere que o algoritmo utilizado foi capaz de discriminar as diferentes classes de uso e cobertura da terra com precisão. No entanto, a análise individual das classes revelou variações significativas na acurácia do produtor e do usuário, indicando que algumas classes foram mais desafiadoras de classificar do que outras.

Tabela 2. Acurácia do usuário (AU) e acurácia do produtor (AP) e acurácia global para as quatro datas classificadas

Classe/Data	1992/93		2003		2013		2023	
	AU	AP	AU	AP	AU	AP	AU	AP
AG	0.962	0.893	0.905	0.950	1.000	1.000	1.000	1.000
VEG	0.925	0.973	0.878	0.947	1.000	1.000	1.000	0.926
CON	0.846	0.733	1.000	1.000	0.714	0.833	0.714	0.588
CAP	1.000	0.667	0.889	0.800	1.000	0.773	0.846	0.917
PVS	0.727	0.800	0.900	0.900	0.720	0.947	0.853	0.906
PSS	0.800	0.727	1.000	0.667	0.895	0.630	0.923	0.857
QMD	-	-	0.800	0.889	0.909	1.000	0.882	0.937
PSL	0.722	0.929	0.875	1.000	0.767	0.920	0.825	0.917
EXP	1.000	1.000	1.000	0.714	1.000	0.714	0.909	0.769
Acurácia global	0.873		0.898		0.855		0.885	

Fonte: Elaborada pela autora (2024)

As classes de vegetação primária e água apresentaram as maiores taxas de acurácia, tanto do produtor quanto do usuário. A alta acurácia dessas classes pode ser atribuída à sua homogeneidade espectral e à facilidade de separação em relação às demais classes. A vegetação

primária, por exemplo, apresenta um espectro característico que a diferencia claramente das áreas antrópicas. Já a classe de água, devido ao seu alto contraste espectral com as demais classes, também foi facilmente identificada pelo classificador.

A classe de área construída apresentou as menores taxas de acurácia, devido à sua alta heterogeneidade espectral, à complexidade das feições urbanas e ao índice (NDBI) utilizado. A presença de materiais diversos, como telhados de diferentes cores, asfalto, concreto e vegetação urbana, dificulta a definição de um espectro representativo para a classe. Além disso, a fragmentação espacial das áreas construídas e a influência de fatores como sombras, contribuem para a dificuldade de classificação. A escala de análise também desempenha um papel importante, pois em imagens de alta resolução é possível identificar detalhes mais finos das construções, enquanto em imagens de menor resolução a área construída pode ser confundida com outras classes, como áreas de solo exposto, sobretudo tendo utilizado o NDBI, que tende a não diferenciar corretamente estes dois tipos de superfície.

A classe de pasto seco sujo também apresentou baixa acurácia, devido à sua similaridade espectral com o pasto seco limpo e pasto verde sujo. A classe de solo exposto, por sua vez, foi difícil de classificar devido à sua alta variabilidade espectral, causada por diferentes tipos de solo, níveis de umidade e processos erosivos. Observa-se nas matrizes de confusão (em apêndice) que as classes PSL e PSS, CAP e PVS, e CON e PSL foram as mais confundidas entre si, devido às suas semelhanças espectrais.

Os resultados da classificação indicam que o modelo utilizado foi capaz de gerar mapas de uso e cobertura da terra com boa precisão para o município de Cotriguaçu. No entanto, é importante destacar que a acurácia da classificação pode ser influenciada por diversos fatores, como a qualidade das imagens, a definição das classes, o algoritmo de classificação e a quantidade de amostras. Além disso, a análise da acurácia deve ser realizada em conjunto com a análise visual dos mapas para identificar possíveis erros e inconsistências.

Nas primeiras datas classificadas, grande parte do município ainda mantinha sua cobertura vegetal original, com poucas áreas desmatadas e convertidas para outros usos. Consequentemente, havia uma escassez de áreas com pasto seco sujo e outras classes antrópicas, o que dificultou a obtenção de dados suficientes para treinar o modelo de classificação. Com menos exemplos para aprender, o modelo apresentou maior dificuldade em identificar corretamente essas classes nas imagens de satélite, resultando em uma menor acurácia. No caso das queimadas, não foram encontradas amostras suficientes em 1992/93 e, devido a isso, a classe não foi incluída na classificação desta data.

7.2 CLASSIFICAÇÃO

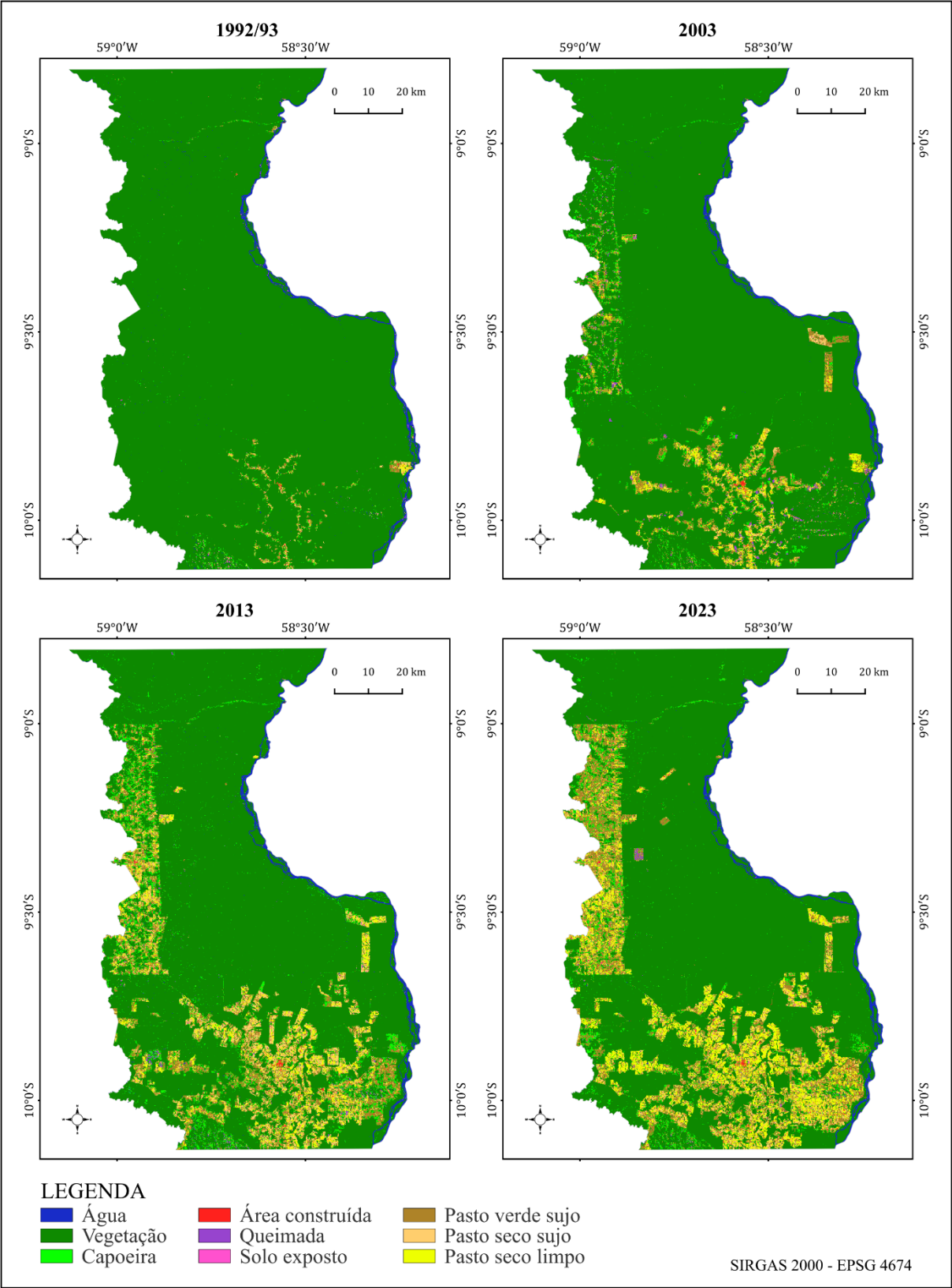
A classificação das imagens de satélite ao longo das décadas permitiu identificar mudanças significativas no uso e cobertura da terra no município de Cotriguaçu, MT. Diferentes formas de apresentação dos dados classificados colaboram para a compreensão do resultado: a Tabela 3 fornece dados detalhados a respeito das mudanças em termos de área, os mapas da Figura 16 conferem a perspectiva espaço-temporal das dinâmicas de LULC, e o diagrama da Figura 17 colabora para o entendimento do leitor a respeito do intercâmbio entre as classes de uso do solo na área de estudo.

Tabela 3. Mudança (em hectares) das áreas das classes de 1992/93 para 2023

	1992/93	2003	2013	2023
Água (AG)	15.538,05	15.653,78	15.784,92	15.703,15
Vegetação primária (VEG)	914.651,60	841.583,35	731.438,47	691.736,09
Capoeira (CAP)	5.885,10	24.607,19	61.156,55	41.066,30
Área construída (CON)	283,39	843,62	1.871,44	2.602,79
Pasto verde sujo (PVS)	5.140,90	34.637,71	58.630,23	93.025,08
Pasto seco sujo (PSS)	3.375,04	10.903,63	50.905,99	34.428,50
Pasto seco limpo (PSL)	939,76	13.339,83	23.400,17	65.914,18
Queimada (QMD)	-	4.416,89	3.633,68	1.740,09
Solo exposto (EXP)	1.201,98	1.029,84	194,38	799,67

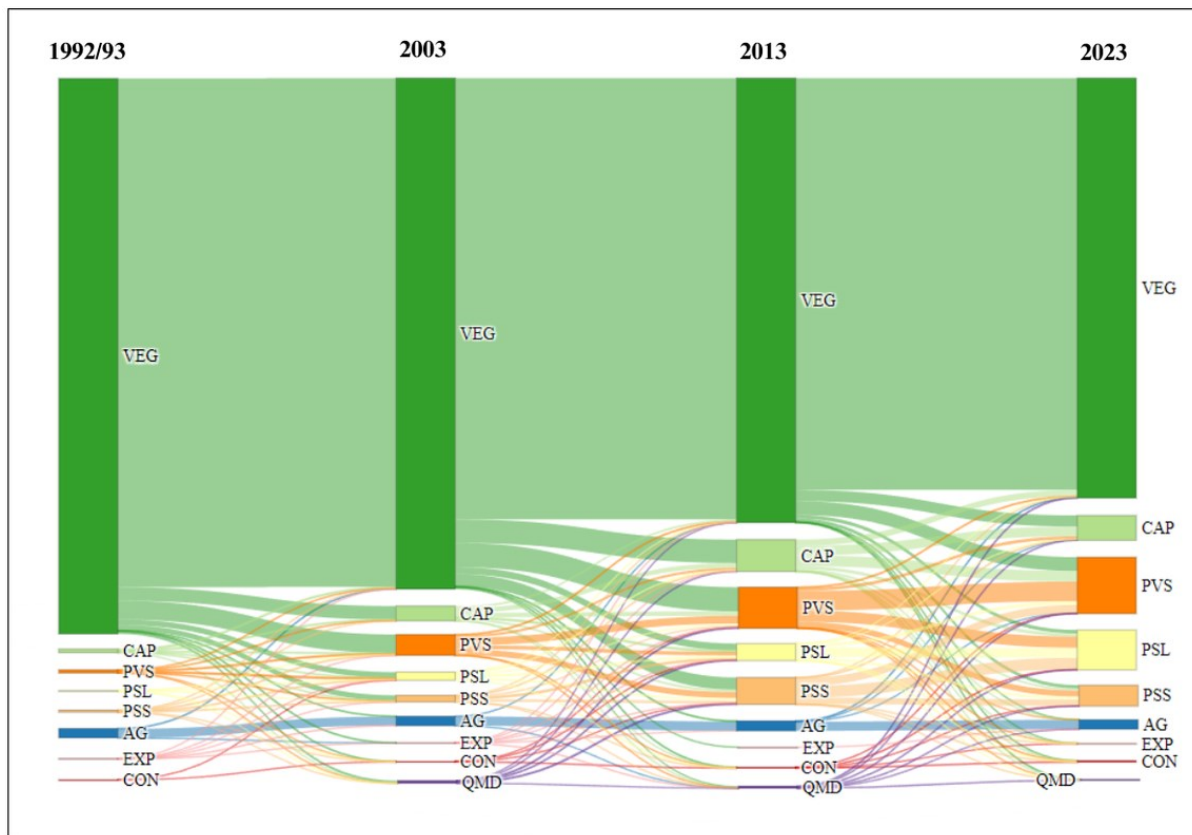
Fonte: Elaborada pela autora (2024)

Figura 16. Classificações de LULC da área de estudo nos anos 1992/93, 2003, 2013 e 2023



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Figura 17. Diagrama de Sankey representando os intercâmbios entre as classes de uso do solo no município de Cotriguaçu-MT ao longo das décadas



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

7.3 MUDANÇAS DE LULC

A Tabela 3 fornece um detalhamento acerca da evolução das áreas classificadas ao longo do intervalo de tempo estudado. A partir dos dados, é possível identificar os incrementos e decréscimos em cada tipo de uso e cobertura da terra.

7.3.1 Água

No caso da classe de água (AG), é observável que houve constância na área identificada, totalizando por volta dos 15,7 mil ha, com relativamente baixa variação entre as datas. Este resultado mostra-se coerente, tendo em vista que a área classificada como AG se refere, majoritariamente, ao Rio Juruena, que percorre o extremo leste do município de norte a sul, e as imagens foram obtidas na mesma época do ano nas quatro datas.

7.3.2 Vegetação primária

Por outro lado, observou-se uma relevante redução na área da classe de VEG: partindo de 914,7 mil ha, foi identificada uma perda de, aproximadamente, 223 mil ha de VEG de 1992/93 para 2023. Isto significa um decréscimo de quase um quarto da área total inicial da classe. Ao detalhar essa redução ao longo das décadas, o desmatamento encontrado foi de, aproximadamente: 73 mil ha de 1992/93 para 2003; 110 mil ha de 2003 para 2013 e; quase 40 mil ha de 2013 para 2023.

Ao considerar o desmatamento acumulado em 1993 – que para este caso foi calculada como a soma das classes diferentes de VEG e AG em relação à área total do município – tem-se, aproximadamente, 17 mil ha, que correspondem a cerca de 1,8%. Assim, em 2023 o desmatamento acumulado encontrado no município foi de cerca de 25,3%.

7.3.3 Capoeira

A área de vegetação secundária, ou capoeira (CAP), mostrou-se variável ao longo do tempo, com crescimento e redução ao longo das décadas. Na primeira data, a área total de CAP era de 5,9 mil ha; em 2003, esta classe mais que quadruplicou, totalizando 24,6 mil ha; em 2013, mais que dobrou, chegando em 61,2 mil ha e; em 2023, apresentou uma queda de aproximadamente 33%, alcançando 41,1 mil ha.

7.3.4 Pastagens

As classes pasto seco limpo (PSL), pasto seco sujo (PSS) e pasto verde sujo (PVS) representam as pastagens do município em diferentes estados. Somadas, partiram de pouco mais de 9,4 mil ha em 1992/93 e chegaram a cerca de 193,3 mil ha em 2023. Este dado representa um crescimento de mais de 2.056%.

Observando separadamente, as classes de PVS e PSL apresentaram um comportamento monotônico de crescimento, totalizando um aumento de 1.800% e 7.000%, respectivamente, entre 1992/93 e 2023. Por outro lado, a de PSS cresceu mais de 1.500% até 2013, reduzindo em aproximadamente 33% em 2023.

7.3.5 Queimada

A respeito da queimada (QMD), é importante salientar que, devido à pequena extensão de área desflorestada na primeira data, não foram encontradas amostras suficientes para a classe QMD em 1992/93 e, portanto, não houve QMD classificada nesta data. Entretanto, para os

demais períodos, a classe apresentou um pico em 2003, seguido de redução na área nas duas datas seguintes.

7.3.6 Solo exposto

A classe de solo exposto (EXP), por sua vez, apresentou variabilidade nas áreas identificadas. Isso se deve à variabilidade do comportamento da classe e possíveis misturas nos pixels, considerando que a classe EXP foi utilizada para abranger tanto solo exposto quanto afloramentos rochosos. A partir da matriz de confusão (ver Apêndice), é possível observar que houve confusão entre EXP e as classes PSL e CON. Isso provavelmente se deve ao comportamento espectral das estradas e do pasto limpo serem semelhantes ao do solo exposto. Considerou-se aqui que esta classe não forneceu informações relevantes para análise.

7.3.7 Áreas construídas

Finalmente, a respeito da classe de áreas construídas (CON), nota-se que houve um grande aumento na área, partindo de menos de 300 ha no século passado, para mais de 2,6 mil ha em 2023. É importante considerar que essa área é possivelmente subestimada, dado que, durante a classificação, observou-se que as rodovias não foram bem identificadas devido à largura aproximada ou menor que a do pixel do sensor, resultando em pixels mistura com as florestas nas margens ou com outras classes, como pastagens verdes. Isso é representado nas matrizes de confusão (em Apêndice).

8 DISCUSSÃO

Com base nos produtos apresentados na seção anterior, esta seção tratará de articular os resultados obtidos e facilitar a interpretação destes sob a ótica da conversão de florestas em outros LULC, discutindo tanto as mudanças em área, quanto as dinâmicas espaciais exibidas nos mapas.

8.1 DESMATAMENTO OBSERVADO

Como exposto no item 7.3.2, a Floresta Amazônica no município em estudo foi fortemente desmatada. Nas análises realizadas por Rivero *et al.* (2009), Cotriguaçu estava incluído na classe de municípios com menos de 20% de desmatamento até 2006, dado este que é compatível com os resultados da presente pesquisa, onde na classificação de 2003, foram constatados cerca de 9,5% de desmatamento acumulado.

Além disso, em 2013, calculou-se que cerca de 21% do município já havia sido desmatado, o que condiz com a pesquisa de Baby, Buschbacher e Rossete (2013), que apresentaram o desmatamento anual acumulado de Cotriguaçu entre 1996 e 2011. Segundo eles, o acumulado atingiu 10% perto de 2003 e 20% em 2011. O panorama exposto por Rivero *et al.* (2009) foi ainda mais modificado, quando em 2023 o município alcançou a casa dos 25% de área desmatada total na classificação.

A predominância da pecuária como causa direta do desmatamento na Amazônia brasileira (Fearnside, 2002; Rivero *et al.*, 2009) foi observada aqui pelos expressivos resultados das classes de pastagens, que tomaram o lugar de boa parte da vegetação primária (ver Figuras 16 e 17). Cotriguaçu, no entanto, não se enquadra no que Rivero *et al.* (2009) chamaram de “municípios da fronteira consolidada”, que seriam aqueles cujo desmatamento ultrapassa a casa dos 50% da área total. Esta fronteira consolidada é apontada pelos autores como local onde o desmatamento continua ocorrendo pela expansão da pecuária, para além de áreas inéditas.

8.2 OS USOS QUE VÊM SUBSTITUINDO A FLORESTA

O gráfico da Figura 17 revela as proporções das classes nas mudanças de LULC no município. É possível notar a vegetação primária dando lugar, sobretudo, às classes de pastagens e vegetação secundária.

Como explicitado no item 3.4 deste documento, o setor de mudança da terra é um dos maiores emissores de gases do efeito estufa no Brasil e, especialmente, no estado do Mato Grosso. Dada a observada expressividade das pastagens, entende-se que a mudança de uso e

cobertura da terra envolvida no desmatamento de Cotriguaçu, sob a perspectiva da contribuição na emissão de gases do efeito estufa pela pecuária, mostra-se diretamente relacionada aos problemas das mudanças climáticas.

Nesse sentido, diversos autores (Fearnside, 2002; Mackey *et al.*, 2019) defendem a importância de evitar o desmatamento nas florestas tropicais com o argumento da mitigação dos efeitos dos gases do efeito estufa. Diante disso, compreender as classes que substituem a floresta é de extrema relevância, tendo em vista que cada uso ou cobertura pode contribuir mais ou menos no equilíbrio de CO₂ na atmosfera (Houghton, 1996; Fearnside, 2000; Pan *et al.*, 2011; Tsai *et al.*, 2023; Zimbres *et al.*, 2024). Isso será detalhado a seguir.

8.2.1 Capoeira

Considerando que o classificador reconhece como CAP as áreas de florestas pouco densas, a variabilidade na área de capoeira, apresentada em 7.3.3, se deve, provavelmente, à participação desta classe tanto nas etapas de transição de LULC quanto nas dinâmicas de degradação florestal presentes na área.

Conforme elucidado por Homma *et al.* (1993), um processo frequente na região Amazônica é a exploração inicial das florestas densas para a extração de madeiras, tornando a paisagem menos biodiversa e menos custosa ao desmatamento, uma vez que parte da área já foi derrubada pelo interesse madeireiro. Nesse contexto, ocorre uma dinâmica entre as capoeiras e florestas densas, onde

A pequena porção de áreas de capoeira nas faixas de expansão da fronteira agrícola forçam, também, a incorporação de novas áreas de florestas densas. O reverso pode ocorrer nas áreas antigas de ocupação, onde já não existem faixas de floresta densa e o desmatamento é exclusivamente de capoeiras (Homma *et al.*, p. 670, 1993).

Isso explica, de certa forma, a variação na área da classe que, ora é aumentada devido ao processo de expansão da fronteira, ora é diminuída como consequência do corte raso, que transforma a região em outros usos e coberturas. Em complemento a esta análise, observa-se que o grande incremento na área de CAP entre 2003 e 2013 coincide com a maior redução de VEG, o que pode representar a degradação progressiva de vegetação primária com conversão para CAP, sobretudo nas bordas da floresta primária remanescente, como explicado por De Almeida *et al.* (2021).

Além disso, a capoeira pode ser reconhecida pelo classificador em outras situações, como em locais onde a densidade da floresta diminui, como em sociedades no meio da floresta – como na Terra Indígena Escondido –, e em terrenos de maior declividade e/ou com

afloramentos rochosos, como é o caso da faixa de capoeira que corta o PARNA do Juruena, aparente desde a primeira imagem, que possui uma vegetação específica devido ao alto declive.

Por fim, destaca-se aqui que, contradizendo a tendência do município em degradação e conversão de áreas florestais, uma porção de terra abaixo da RPPN Peugeot ONF Brasil, classificada como pastagem até 2003, passou a apresentar padrões de reflorestamento a partir de 2013.

8.2.2 Queimadas

Embora as queimadas possam ser desencadeadas por fenômenos naturais, como raios em períodos de seca, a influência antrópica nesses eventos se tornou tão grande que o foco da preocupação virou justamente a queimada induzida pelo homem, como ressaltado por van der Werf *et al.* (2009). Nessa dinâmica, inclui-se sobretudo as queimadas realizadas para a abertura de novas áreas, visando a conversão de florestas em área de cultivo ou pastagens; bem como para a manutenção das áreas já convertidas (van der Werf *et al.*, 2009).

Nesse sentido, a pesquisa de van der Werf *et al.* (2009) revelou que, no intervalo de 2001 a 2005, o estado do Mato Grosso apresentou queimadas cujas emissões de carbono derivaram 74% do desflorestamento, 19% da conversão de Cerrado ou pastagem em área de cultivo (conversão secundária) e 7% da manutenção e do Cerrado. Na presente pesquisa, o mapa obtido em data correspondente a esse período (2003) demonstrou alta porcentagem de queimadas, especialmente em áreas anteriormente classificadas como vegetação nativa e convertidas em polígonos geométricos regulares e posteriormente classificados como pastagens, sugerindo que o desmatamento para fins agrícolas foi o principal motor para os incêndios no período analisado. Essa constatação corrobora os resultados de van der Werf *et al.* (2009), que apontaram o desmatamento como a principal fonte de emissões por queimadas no período.

Entretanto, a baixa frequência temporal das classificações limitou a detecção de queimadas em outras datas. Libonati *et al.* (2021) destacam que, mesmo entre os elementos que permitem a identificação de queimadas por SR, dificuldades são apresentadas: no caso dos depósitos de carvão e cinzas, que resulta no escurecimento da superfície, é possível que ocorra a recuperação em poucas semanas; e no caso da alteração da estrutura da vegetação, ainda que persista por mais tempo, este elemento responde de forma semelhante espectralmente a outros elementos da paisagem, como sombras, corpos d'água e rochas. Sendo assim, classificar

imagens com menores intervalos temporais é fundamental para uma análise mais completa da dinâmica das queimadas.

Adicionalmente, observou-se que entre 2003 e 2013 houve um aumento significativo no desmatamento no município, mas não foi constatado um aumento proporcional nas taxas de queimadas no mesmo período. Essa discrepância pode ser explicada pela efemeridade das evidências de queimadas na superfície, que contrasta com a permanência das áreas desmatadas, que não costumam retornar para a classe de floresta. Diante disso, sugere-se que a realização de análises com maior frequência temporal possa auxiliar na identificação de mecanismos mais complexos que relacionam os processos de desmatamento e queimadas na região.

8.2.3 Áreas construídas

Ainda que as construções isoladas e estradas fossem completamente consideradas como área construída, o aumento na área total da classe não se mostrou tão expressivo quando comparado à área desflorestada e ao incremento das pastagens no mesmo período. Isso reforça a tendência do município ao desenvolvimento das atividades agropecuárias, em detrimento da expansão urbana, conforme explicitado pela prefeitura sobre a história e economia de Cotriguaçu (item 6.1.1).

8.2.4 Pastagens

Por outro lado, as classes de pastagens se apresentaram como principal motor do desmatamento no município. Como exposto por Arima; Barreto e Brito (2005) acerca dessa dinâmica na região amazônica, “a pecuária cresceu na região porque tende a ser mais lucrativa que em outras regiões. Isso é possível devido aos baixos preços da terra na região”. O resultado disso é observado nos dados obtidos.

O gráfico da figura 17 demonstra este processo de desmatamento, com a expansão das pastagens em detrimento da vegetação nativa. Foi constatado que a área ocupada por pastagens alcançou 193,3 mil hectares em 2023, enquanto a VEG sofreu uma perda de 223 mil hectares desde 1992/93, evidenciando os impactos desse crescimento.

A respeito do tipo de pasto, foi observado que a classe PVS predominou nas quatro classificações, sobretudo na porção norte do PA Nova Cotriguaçu e na porção leste do PA Juruena; enquanto nas demais áreas observou-se maioria em PSL, com aumento relevante de PSS em 2013.

8.3 DINÂMICAS ESPAÇO-TEMPORAIS

O longo intervalo entre as datas das imagens classificadas introduz uma incerteza nos resultados, dificultando a identificação precisa do momento em que ocorreram as maiores taxas de desmatamento e a avaliação do impacto de diferentes fatores sobre a dinâmica da paisagem.

A análise com intervalos de 10 anos limita a capacidade de identificar o momento exato das mudanças na cobertura vegetal. Embora não seja possível determinar se as alterações ocorreram de forma gradual ou concentradas em determinados anos, o período entre 2003 e 2013 se destaca pela maior variação na área de vegetação nativa. Análises mais detalhadas, com intervalos menores, seriam necessárias para compreender as nuances ao longo das décadas.

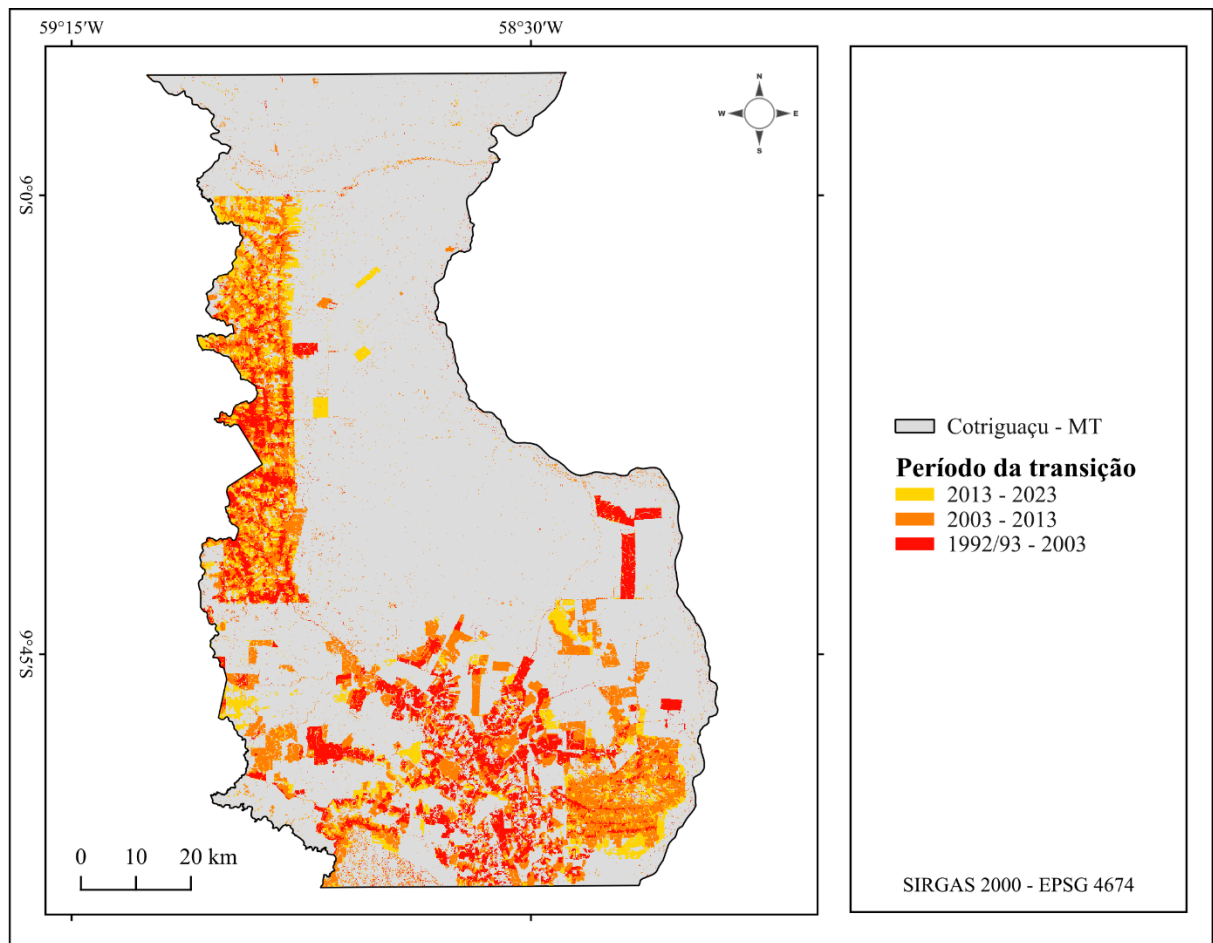
8.3.1 Perspectiva espaço-temporal do desmatamento

Tendo em vista a expressiva mudança de VEG apresentada em 7.3.2 e discutida em 8.1 e, considerando esta classe como essencial para as análises focadas no desmatamento, nota-se que os números obtidos não indicam a espacialidade desse desmatamento. Portanto, para compreender esse dado, o mapa da Figura 18 apresenta a distribuição espacial do desmatamento no município, década após década. Nele, estão destacadas as regiões cujos pixels uma vez pertenciam à classe VEG e, na data seguinte, foram classificados como pertencentes a qualquer outra classe. As diferentes cores indicam o intervalo em que a conversão foi identificada.

Antes de aprofundar as análises, faz-se importante compreender as particularidades do mapa produzido (Figura 18). As áreas em cinza, por exemplo, requerem uma interpretação cuidadosa, pois podem representar tanto remanescentes florestais quanto áreas com histórico de uso anterior a 1992/93. De outro modo, a presença de afloramentos rochosos a sudoeste do município, que estão representados por pontos difusos, presentes desde a primeira imagem (ver Figura 16), indica a influência das características do terreno na classificação.

Com base nas tipologias de padrões de desmatamento descritas por Saito *et al.* (2011), pode-se dizer que na primeira década analisada o desflorestamento no município seguiu principalmente padrões lineares, associados à abertura de novas vias, com aparecimento de ilha formando a mancha urbana do município; e em geometria regular, indicando a expansão de grandes propriedades mais afastadas do centro. Também fica evidente o padrão de espinha de peixe, com destaque para o interior dos PAs.

Figura 18. Mudança de VEG para outro tipo de uso e cobertura ao longo dos anos



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

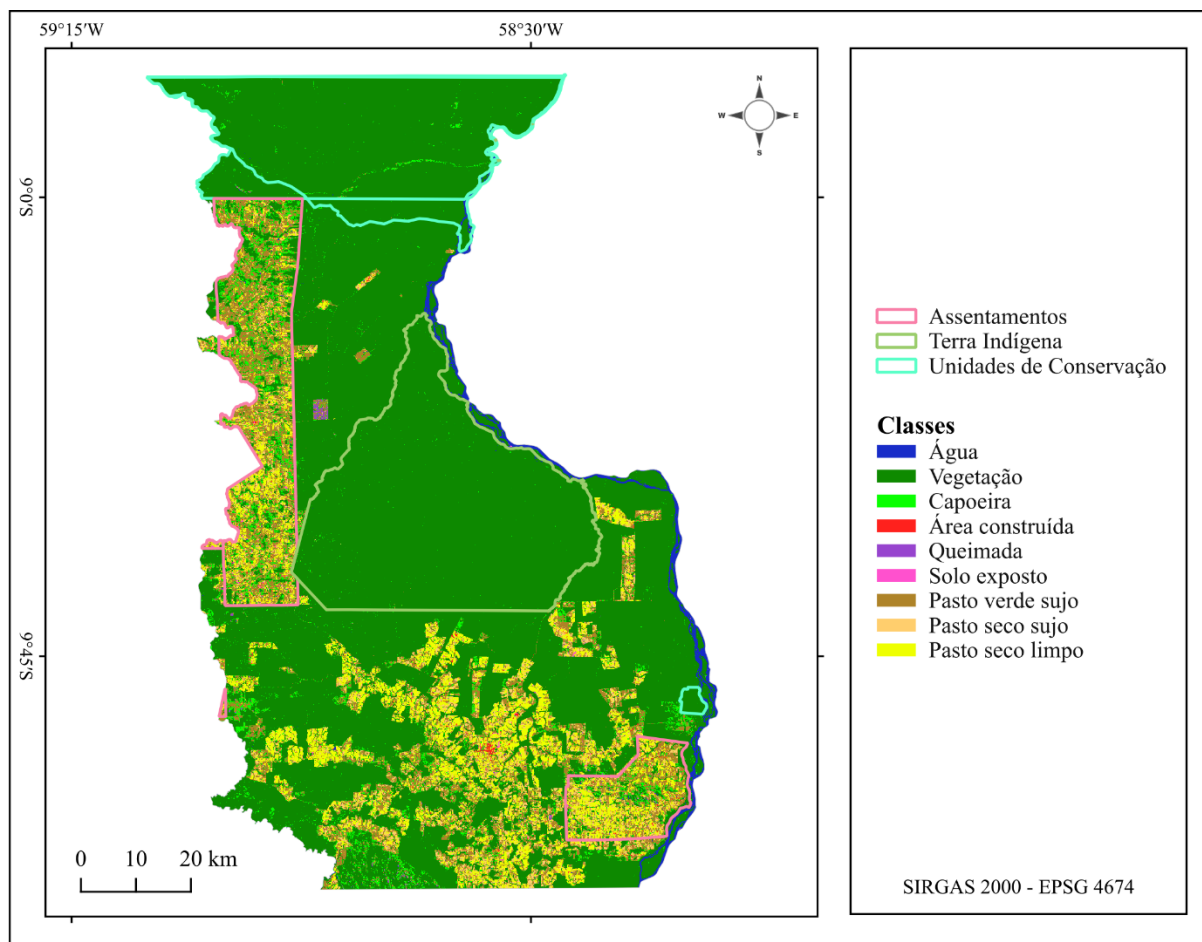
Na transição de 2003 para 2013 observa-se uma mudança nos padrões de desmatamento. A consolidação das áreas desmatadas dentro dos limites de assentamentos se intensificou, juntamente com a expansão da mancha urbana e a formação de geometrias regulares médias mais distantes do centro.

A transição mais recente apresentou um padrão consolidado de desmatamento no interior dos PAs e extensão de áreas anteriormente abertas. Além disso, novos polígonos geométricos regulares médios surgiram nas redondezas dos assentamentos, próximos às vias de acesso preexistentes. Essa dinâmica sugere a persistência da pressão sobre a abertura de novas áreas.

8.3.2 Áreas especiais

Ao sobrepor os limites das áreas especiais à imagem classificada mais recente, observa-se uma correlação em termos de distribuição espacial das mudanças de LULC nessas áreas (ver Figura 19). Enquanto as áreas protegidas (UCs e TI) preservam áreas de VEG em sua maior parte, os interiores das áreas de assentamentos são majoritariamente preenchidos por classes de não-floresta.

Figura 19. Mapa da classificação mais recente (2023) em relação às áreas protegidas no município



Fonte: Elaborado pela autora com base em dados do MMA para UCs, INCRA para assentamentos, FUNAI para TIs e INTERMAT para as rodovias (2024)

A Tabela 4 apresenta os dados da vegetação remanescente nas diferentes condições, considerando os limites dos assentamentos, das áreas protegidas, fora de ambos e na totalidade do município.

Tabela 4. Porcentagem de vegetação primária remanescente em diferentes áreas do município

Categoria	Área (km²)	Área total (%)	VEG remanesc. (km²)	VEG na categoria (%)	VEG no munic. (%)
Assentamentos	1.169,63	12,35	190,73	16,31	2,75
Áreas protegidas	3.088,43	32,61	3.049,21	98,73	44,09
Fora das áreas especiais	5.211,90	55,04	3.668,98	70,40	53,16
Total	9.469,96	100,00	6.908,92		72,96

Fonte: Elaborada pela autora (2024)

8.3.2.1 Assentamentos

Inicialmente preservadas, como demonstrado na classificação de 1992/93, as áreas onde se situam os PAs experimentaram um intenso processo de desmatamento nos últimos 30 anos. Por sua vez, a classificação de 2023 revela que a saturação das áreas produtivas dentro dos PAs tem direcionado o desmatamento para as áreas adjacentes, sobretudo nas redondezas das vias preexistentes no município. Nesse sentido, é fundamental investigar a dinâmica do avanço da conversão de usos nas proximidades dos PAs.

Com apoio da Figura 19, nota-se que a área do interior do assentamento a sudeste do município foi gradualmente expandindo, iniciando com manchas lineares associadas a estradas, seguindo para extensas regiões desmatadas em formato de espinha de peixe e, mais recentemente, preenchendo as extremidades do perímetro, consolidando o desmatamento na área. Denominado PA Juruena, este assentamento foi detalhadamente estudado por Eiró e Tricaud (2010), que encontraram desmatamento em quase 50% do PA até 2008. A análise da classificação de 2023 revela que o desmatamento no PA Juruena se expandiu rapidamente nos últimos anos, atingindo quase a totalidade da área.

De acordo com os valores apontados na Tabela 4, tem-se que os assentamentos apresentaram, em 2023, apenas 16,31% de vegetação primária remanescente dentro de seus limites. Este dado se mostra discrepante em relação às demais áreas do município, demonstrando sua influência no processo de desmatamento em Cotriguaçu, já evidenciada por outras pesquisas (Farias *et al.*, 2018; Yanai *et al.*, 2020). Estas áreas apresentaram grande

concentração de desmatamento seguido de conversão para outros tipos de LULC, sobretudo pastagens e, secundariamente, construções.

Farias *et al.* (2018) explicam que, mesmo com a intenção do Código Florestal de 2012 em combater desmatamentos e queimadas e promover mais sustentabilidade e mudanças nas políticas ambientais, as taxas de desmatamento nos PAs aumentaram, sobretudo devido à alteração na referência da cota dos rios para o estabelecimento das APPs e à redução das exigências para as pequenas propriedades. Nesse contexto, é fundamental investigar se essas conversões de uso da terra estão em conformidade com as leis ambientais vigentes, como o Código Florestal, que estabelece as APPs e as RLs.

Os resultados indicam forte influência dos PAs no desmatamento de Cotriguaçu. Nesse sentido, Yanai *et al.* (2020) destacam que a concentração de posse de terras nesses locais está fortemente associada a maiores taxas de desmatamento, ressaltando que "a falta de governança fundiária adequada e a ineficácia das políticas de monitoramento agravam esse problema", levando a "práticas insustentáveis de uso da terra".

8.3.2.2 Áreas Protegidas

A análise das dinâmicas de LULC na TI de Cotriguaçu, homologada em 1998, e nas UCs, criadas entre 2002 e 2006, revela a eficácia dessas áreas protegidas em frear o desmatamento. Com base nos dados da Tabela 4, que revela a preservação de 98,73% da vegetação primária dentro dos limites das áreas protegidas, pode-se dizer que a proteção legal e as ações de gestão implementadas nesses locais têm sido extremamente relevantes para a conservação da cobertura vegetal no município.

Por outro lado, a ausência de proteção legal em outras áreas do município sugere uma maior vulnerabilidade à conversão de habitats naturais para outros usos da terra, como a agropecuária, que se manifesta nos dados, revelando mais de 28% a menos de vegetação remanescente. Por apresentar uma área total maior, a categoria “fora de áreas especiais” abrange a maior parte da vegetação nativa remanescente. Todavia, o percentual preservado das áreas protegidas mostrou-se mais relevante.

Com apoio do mapa da Figura 19 e da Tabela 4, é possível observar que as áreas protegidas favorecem a preservação dos habitats, evitando a fragmentação, como ocorre fora das UCs e TI no município. Esta análise reforça a importância de seguir as recomendações de Fearnside (1995) sobre a implementação de UCs para o combate ao desmatamento e, dada a natureza das unidades em questão, com destaque para as de Proteção Integral.

9 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise do uso e cobertura da terra em Cotriguaçu, MT, revelou uma transformação drástica da paisagem, marcada pela perda de 223 mil hectares de vegetação primária entre 1992/93 e 2023. Essa perda expressiva, equivalente a quase um quarto da área total inicial da classe, mostrou-se diretamente relacionada à expansão das pastagens, cujas áreas somadas passaram de pouco mais de 9,4 mil hectares em 1992/93 para cerca de 193,3 mil hectares em 2023. Os resultados indicaram que a conversão da vegetação nativa para a atividade pecuária foi o principal motor das mudanças no uso da terra no município.

Em relação à espacialidade dessas mudanças, foi possível identificar que as menores perdas de vegetação primária ocorreram dentro das áreas protegidas (<2%), enquanto os assentamentos de reforma agrária apresentaram as maiores conversões para outros usos, com apenas 16,31% de vegetação remanescente em seus limites. A preservação da integridade da vegetação observada nas Unidades de Conservação e Terras Indígenas reforça a importância das áreas protegidas no combate ao desmatamento e conversão do uso da terra.

A alta suscetibilidade ao desmatamento dentro dos limites dos assentamentos, onde a vegetação nativa foi majoritariamente substituída por pastagens e áreas construídas, evidencia a forte relação entre a expansão da fronteira agrícola e a degradação ambiental. A saturação interna dos PAs reforça a necessidade de maior rigor nas legislações referentes à exploração dos recursos naturais, visando conciliar as demandas da produção agrícola e subsistência das famílias com a conservação ambiental.

O uso de produtos e técnicas de análise de imagens de sensoriamento remoto mostrou-se bem adequado para este tipo de pesquisa, com grande potencial para auxiliar nas tarefas de monitoramento ambiental. No entanto, foram identificadas limitações nas análises, como os grandes intervalos entre as datas utilizadas e a ampla variedade de fatores que influenciam as dinâmicas estudadas. Recomenda-se, para futuros estudos, a realização de análises com base em menores intervalos de classificação, combinadas com a focalização em temáticas específicas que permitam um entendimento mais aprofundado da dinâmica espaço-temporal, como a influência da infraestrutura viária e a posse das terras.

Os resultados obtidos condizem com estudos semelhantes realizados na mesma área em diferentes momentos das últimas três décadas. Esta pesquisa contribui para o conhecimento sobre a dinâmica do uso da terra em áreas de expansão agrícola na Amazônia, destacando a necessidade de políticas públicas que combinem a conservação ambiental com as necessidades socioeconômicas das populações envolvidas.

REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, F. J. B.; COELHO, J. A. P. M.; VASCONCELOS, T. C. As políticas públicas e os projetos de assentamento. **Estudos de Psicologia**. Natal: v. 9, p. 81-88, 2004. DOI: 10.1590/S1413-294X2004000100010. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/epsic/a/cpMRZBKzHVKjsRsfhh8HjPL/>. Acesso em: 20 jun. 2024.
- ALENCAR, A. *et al.* **Desmatamento nos Assentamentos da Amazônia: Histórico, Tendências e Oportunidades**. Brasília: IPAM, 2016. 93p. Disponível em: <https://ipam.org.br/wp-content/uploads/2016/02/Desmatamento-nos-Assentamentos-da-Amaz%C3%B4nia.pdf>. Acesso em: 15 jun. 2024.
- ALENCAR, A. *et al.* **Desafios e oportunidades para redução das emissões de metano no Brasil**. Observatório do Clima, 2022. 82p. Disponível em: https://energiaeambiente.org.br/wp-content/uploads/2022/10/ObsClima_SEEG2022_FINAL.pdf. Acesso em: 20 jun. 2024.
- ANDRADE, J. *et al.* O Potencial de CRA em um Município no Arco do Desmatamento: Cotriguaçu-MT. **Boletim da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica**. Rio de Janeiro, n. 32/33, p. 36-41, 2013. Disponível em: https://www.academia.edu/download/70440783/A_crise_hdrica_paulista_e_seus_atenuante20210928-12300-1q78ojw.pdf#page=36. Acesso em: 2 mar. 2024.
- ARIMA, E.; BARRETO, P.; BRITO, M. **Pecuária na Amazônia: tendências e implicações para a conservação ambiental**. Belém: Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia, 76 p., ISBN 85-86212-14-8, 2005. Disponível em: <https://imazon.org.br/PDFimazon/Portugues/livros/ecuaria-na-amazonia-tendencias-e-implicacoes-para.pdf>. Acesso em: 3 mar. 2024.
- AZEVEDO, T. R. *et al.* SEEG initiative estimates of Brazilian greenhouse gas emissions from 1970 to 2015. **Scientific Data**, Londres, v. 5, n. 1, p. 1-43, 2018. DOI: 10.1038/sdata.2018.48. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/sdata201845>. Acesso em: 15 ago. 2024.
- BABY, A. L. T.; BUSCHBACHER, R.; ROSSETE, A. N. Estudo da dinâmica de desmatamento do município de Cotriguaçu-Mato Grosso, Brasil. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16. (SBSR), 2013, Foz do Iguaçu. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2013. p. 7079-7085. DVD, Internet. ISBN 978-85-17-00066-9 (Internet), 978-

85-17-00065-2 (DVD). IBI: 3ERPFQRTW34M/3E7GL6P. Disponível em: <http://urlib.net/ibi/3ERPFQRTW34M/3E7GL6P>. Acesso em 02 ago. 2024.

BATISTELLA, M.; BRONDIZIO, E. Uma estratégia integrada de análise e monitoramento de assentamentos rurais na Amazônia. 2001. In: GIS BRASIL 2001: SHOW DE GEOTECNOLOGIAS, 7., 2001. **Anais (Internet)**... Curitiba: FatorGis/SELPER, 2001. 9 p. Disponível em: <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/16812>. Acesso em: 20 jun. 2024.

BECKER, B. K. Revisão das políticas de ocupação da Amazônia: é possível identificar modelos para projetar cenários. **Parcerias estratégicas**, v. 12, n. 1, p. 135-59, 2001.

BECKER, B. K. Geopolítica da Amazônia. **Estudos Avançados**, 19 (53): p. 71-86, 2005.

BIZZO, E.; FARIAS, A. L. A. Priorização de municípios para prevenção, monitoramento e controle de desmatamento na Amazônia: uma contribuição à avaliação do Plano de Ação para a Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm). **Desenvolvimento e Meio ambiente**, v. 42, p. 135-159, 2017. DOI: 10.5380/dma.v42i0.53542 Disponível em: <https://core.ac.uk/download/pdf/328065927.pdf>. Acesso em: 12 fev. 2024.

BRANDÃO JUNIOR, A.; SOUZA JUNIOR, C. Deforestation in land reform settlements in the Amazon. **State of the Amazon**, Belém, v. 7, p. 1-4, 2006. Disponível em: https://imazon.org.br/PDFimazon/Ingles/the_state_of_amazon/deforastantion_land.pdf. Acesso em: 02 mar. 2024.

BRASIL. [Constituição (1988)]. **Constituição da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF: Senado Federal, 2016. 496 p. Disponível em: https://www2.senado.leg.br/bdsf/bitstream/handle/id/518231/CF88_Livro_EC91_2016.pdf. Acesso em: 22 mar. 2024.

BRASIL. Decreto nº 4.887, de 20 de novembro de 2003. Dispõe sobre a titulação de terras quilombolas. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 21 nov. 2003.

BRASIL. Lei Complementar nº 124, de 3 de janeiro de 2007. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, 4 jan. 2007.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Portaria MMA nº 28, de 24 de janeiro de 2008. Dispõe sobre os municípios situados no Bioma Amazônia onde incidirão ações prioritárias de prevenção, monitoramento e controle do desmatamento ilegal. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, 25 jan. 2008.

BREIMAN. L. Bagging Predictors. **Machine Learning**, v. 24, p. 123-140, 1996. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00058655>. Acesso em: 27 jan. 2024.

BREIMAN. L. Random Forests. **Machine Learning**, v. 45, p. 5-32, 2001. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1010933404324>. Acesso em: 27 jan. 2024.

CALANDINO, D.; WERHMANN, M.; KOBLITZ, R. Contribuição dos assentamentos rurais no desmatamento da Amazônia: um olhar sobre o Estado do Pará. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**. Editora UFPR, v. 26, p. 161-170, 2012. Disponível em: <https://core.ac.uk/download/pdf/328065533.pdf>. Acesso em: 20 jun. 2024.

CHUVIECO, E.; MARTIN, M. P.; PALACIOS, A. Assessment of Different Spectral Indices in the Red-Near-Infrared Spectral Domain for Burned Land Discrimination. **International Journal of Remote Sensing**, v. 23, n. 23, p. 5103-5110, DOI <https://doi.org/10.1080/01431160210153129>, 2002.

COTRIGUAÇU, Prefeitura Municipal de. **História do Município**, 2023. Disponível em: <https://www.cotriguacu.mt.gov.br/portal/servicos/1010/historia-do-municipio/>. Acesso em: 02 fev. 2024.

CRÓSTA, A.P. **Processamento Digital de Imagens de Sensoriamento Remoto**. Campinas, 3 ed., 170 p., IG UNICAMP, 1992.

DE ALMEIDA, C. A. *et al.* Metodologia para monitoramento da floresta usada nos projetos PRODES e DETER. São José dos Campos, **INPE**, v. 12, p. 010, 2021. Disponível em: <http://mtc-m21c.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m21c/2021/01.25.18.31/doc/publicacao.pdf>. Acesso em: 2 fev. 2024.

DE ASSUNÇÃO, G. V. (Coord.). **O Sensoriamento remoto na agricultura**: conceitos básicos, metodologia e aplicações. São José dos Campos: INPE, 1989. 235p.

DOMINGUES, M. S.; BERMANN, C. O arco de desflorestamento na Amazônia: da pecuária à soja. **Ambiente & Sociedade**, v.15, p. 1–22, 2012. DOI: 10.1590/S1414-753X2012000200002. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/asoc/a/tykKcbYvdnsX5CHcH97qNcd/>. Acesso em: 02 fev. 2024.

EGGLESTON, H. S. *et al.* (Ed.). **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories** – A primer, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Japão, IGES, 2008. Disponível em: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/support/Primer_2006GLs.pdf. Acesso em: 20 jun. 2024.

EIRÓ, F.; TRICAUD, S. Gestão ambiental de assentamentos na Amazônia: estudo de caso do Projeto de Assentamento Juruena. *In*: ENCONTRO NACIONAL DA ANPPAS, V., Florianópolis, 2010. **Anais [...]**. Florianópolis, 2010.

ESPINDOLA, G. M. *et al.* Agricultural land use dynamics in the Brazilian Amazon based on remote sensing and census data. **Applied Geography**, v. 32, n. 2, p. 240-252, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.04.003>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0143622811000634>. Acesso em: 08 set. 2024.

FARIAS, M. H. C. S. *et al.* Impact of Rural Settlements on the Deforestation of the Amazon. **Mercator**. Fortaleza, v. 17, 2018. ISSN 1984-2201. DOI: <https://doi.org/10.4215/rm2018.e17009>. Disponível em: <http://www.mercator.ufc.br/mercator/article/view/e17009>. Acesso em: 19 jun. 2024.

FEARNSIDE, P. M. Deforestation in Brazilian Amazonia: the effect of population and land tenure. **Ambio-Journal of Human Environment Research and Management**, v. 22, n. 8, p. 537-545, 1993.

FEARNSIDE, P.M.; FERRAZ, J. A conservation gap analysis of Brazil's Amazonian vegetation. **Conservation Biology** 9(5): 1134-1147. 1995.

FEARNSIDE, P. M. Cattle, Deforestation and Development in the Amazon: An Economic, Agronomic and Environmental Perspective BY MERLE D. FAMINOW. Wallingford, UK: CAB International, x+ 253p., 1998. **Environmental Conservation**, v. 26, n. 3, p. 236-241, 1999.

FEARNSIDE, P. M. Global warming and tropical land-use change: greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. **Climatic change**, v. 46, n. 1, p. 115-158, 2000.

FEARNSIDE, P. M. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates and consequences. **Conservation Biology** 19(3): 680-688, 2005.

FUNAI – Fundação Nacional dos Povos Indígenas. **Terras Indígenas**. 2024. Disponível em: <https://www.gov.br/funai/pt-br/atuacao/terras-indigenas/geoprocessamento-e-mapas>. Acesso em: 29 jun. 2024.

GORELICK, N. *et al.* Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone, **Remote Sensing of Environment**, v. 202, p. 18-27, ISSN 0034-4257, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425717302900>. Acesso em: 27 jan. 2024.

GOSCH, M. S. **A influência de atividades agrícolas sobre a vegetação remanescente de cerrado em assentamentos rurais no estado de Goiás**. 2015. 116 p. Dissertação (Mestrado em Agronegócio) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2015.

GUIRRA, A. P. M. *et al.* Hidrodinâmica em zona de perturbação de barragem tropical. **Terr@ Plural**, v. 14, p. 1-29, 2020. DOI: 10.5212/TerraPlural.v.14.2015782.057 Disponível em: <https://revistas.uepg.br/index.php/tp/article/view/15782>. Acesso em: 20 ago. 2024.

HOMMA, A. K. O. *et al.* A dinâmica dos desmatamentos e das queimadas na Amazônia: uma análise microeconômica. In: CONGRESSO BRASILEIRO E ECONOMIA E SOCIOLOGIA RURAL, 31., Ilhéus, 1993. **Desenvolvimento agrícola e desenvolvimento rural: anais**. Brasília, DF: SOBER, 1993. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1016758/1/DINAMICADOSDESMATAMENTOS.pdf>. Acesso em: 13 jun. 2024.

HOUGHTON, J. T. (Ed.). Climate change 1995: The science of climate change: contribution of working group I to the second assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. **Cambridge University Press**, 1996. Disponível em:

https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ipcc_sar_wg_I_full_report.pdf. Acesso em: 12 jun. 2024.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Introdução ao Processamento Digital de Imagens**. Rio de Janeiro: IBGE, 92p., 2001. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv780.pdf>. Acesso em: 12 jan. 2024.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Amazônia Legal**. [2022?]. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/estrutura-territorial/15819-amazonia-legal.html?=&t=saiba-mais>. Acesso em 12 de jun. de 2024.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Limites da Amazônia Legal - Shapefiles**. 2022a. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/estrutura-territorial/15819-amazonia-legal.html?=&t=acesso-ao-produto>. Acesso em 12 de jun. de 2024.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mato Grosso**. 2022b. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mt/cotriguacu/panorama>. Acesso em: 20 jun. 2024.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cotriguaçu**. 2022c. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mt/cotriguacu/panorama>. Acesso em: 20 jun. 2024.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Malha Municipal**. 2022d. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html>. Acesso em: 20 jun. 2024.

ICV – Instituto Centro de Vida. **Portal de Inteligência Territorial**. 2024. Disponível em: <https://inteligencia-territorial-instcentrodevida.hub.arcgis.com/apps/4d41c140bfaf4016a9d4692c86431804/explore>. Acesso em: 07 ago. 2024.

IMAZON – Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia. **Monitoramento da Amazônia**. c2020. Disponível em: <https://imazon.org.br/programas/monitoramento-da-amazonia/>. Acesso em: 06 fev. 2024.

INCRA – Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária. **Assentamentos**. 2020. Disponível em: <https://www.gov.br/incra/pt-br/assuntos/reforma-agraria/assentamentos>. Acesso em: 30 jun. 2024.

INCRA – Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária. **Acervo Fundiário**. 2023. Disponível em: <https://dados.gov.br/dados/conjuntos-dados/acervo-fundiario>. Acesso em: 30 jun. 2024.

INCRA – Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária. **Quilombolas**. 2024. Disponível em: <https://www.gov.br/incra/pt-br/assuntos/governanca-fundiaria/quilombolas>. Acesso em: 30 jun. 2024.

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. PRODES - Projeto de Estimativa de Desflorestamento da Amazônia. **PRODES (Desmatamento)**, 2024. Disponível em: https://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/deforestation/biomes/legal_amazon/rates. Acesso em: 25 jul. 2024.

ISA – Instituto Socioambiental. **Unidades de Conservação no Brasil**, 2024a. Disponível em: <https://uc.socioambiental.org/>. Acesso em: 2 fev. 2024.

ISA – Instituto Socioambiental. **Terras Indígenas no Brasil**, 2024b. Disponível em: <https://terrasindigenas.org.br/pt-br/terras-indigenas/3657>. Acesso em: 2 de fev. de 2024.

KRUSCHE, A. V. *et al.* Efeitos das mudanças do uso da terra na biogeoquímica dos corpos d'água da bacia do rio Ji-Paraná, Rondônia. **Acta Amazonica**, v. 35, p. 197-205, 2005. DOI: 10.1590/S0044-59672005000200009 Disponível em: <https://www.scielo.br/j/aa/a/qWnT3Qb8wRcfy6qvCSZvxjG/?lang=pt>. Acesso em: 23 jun. 2024.

KURY, J. P. N. **Análise dos fatores determinantes e trajetórias da degradação florestal na Amazônia Legal Brasileira**. 2016, 110 p. Tese (Doutorado em Ciência do Sistema Terrestre), Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2016.

LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, v. 33, n. 1, p. 159-174, 1977. DOI: 10.2307/2529310. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/2529310>. Acesso em: 20 jan. 2024.

LAURANCE, W. F. Rapid land-use change and its impacts on tropical biodiversity. **Ecosystems and Land-Use Change**, Geophysical Monograph Series 153v, 2004. DOI: 10.1029/153GM15. Disponível em:

https://repository.si.edu/bitstream/handle/10088/8590/Laurance_Book_Section.pdf. Acesso em: 20 jun. 2024.

LENTINI, M. *et al.* **Fatos Florestais da Amazônia 2005**. Belém: Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia, 2005. 140p.

LE TOURNEAU, F. M.; BURSZTYN, M. Assentamentos rurais na Amazônia: contradições entre a política agrária e a política ambiental. **Ambiente & Sociedade**, v. 13, p. 111-130, 2010. DOI: 10.1590/S1414-753X2010000100008. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/asoc/a/ThmrGwNdx4PG6gRz6Lq8P6H/>. Acesso em: 12 jun. 2024.

LIBONATI, R. *et al.* 2: Sensoriamento remoto de áreas queimadas no Brasil: progressos, incertezas, desafios e perspectivas futuras. *In*: SETZER, A. W.; FERREIRA, N.J. (Org.). **Queimadas e incêndios florestais: mediante monitoramento orbital**. São Paulo: Oficina de Textos, 2021.

MACARRINGUE, L.S.; BOLFE, É.L.; PEREIRA, P.R.M. Developments in Land Use and Land Cover Classification Techniques in Remote Sensing: A Review. **Journal of Geographic Information System**, v. 14, p. 1-28, 2022. DOI: 10.4236/jgis.2022.141001. Disponível em: https://www.scirp.org/pdf/jgis_2022021611583733.pdf. Acesso em: 20 mar. 2024.

MACKEY, Brendan *et al.* Understanding the importance of primary tropical forest protection as a mitigation strategy. **Mitigation and adaptation strategies for global change**, v. 25, n. 5, p. 763-787, 2020. DOI: 10.1007/s11027-019-09891-4. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11027-019-09891-4>. Acesso em: 02 jun. 2024.

MARGULIS, S. **Causas do Desmatamento da Amazônia Brasileira**. Brasília: Banco Mundial, 1. ed., 2003. 100p.

MARTÍNEZ S, MOLLICONE D. From Land Cover to Land Use: A Methodology to Assess Land Use from Remote Sensing Data. **Remote Sensing**. v.4, p.1024-1045, 2012. DOI: 10.3390/rs4041024. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/4/4/1024>. Acesso em: 28 jan. 2024.

MAXWELL, A. E.; WARNER, T. A.; FANG, F. Implementation of machine-learning classification in remote sensing: An applied review. **International journal of remote sensing**, v. 39, n. 9, p. 2784-2817, 2018. Disponível em:

<https://www.tandfonline.com/doi/epdf/10.1080/01431161.2018.1433343?needAccess=true>.

Acesso em: 22 ago. 2024.

MENESES, P. R.; DE ALMEIDA, T. (Org.). **Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto**. Brasília: Universidade de Brasília, 2012. 266p.

MENESES, P. R.; DE ALMEIDA, T.; BAPTISTA, G. M. M. (Org.). **Reflectância dos materiais terrestres**. São Paulo: Oficina de textos, 2019. 336p.

MMA – Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. **Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas** – PNAP: Decreto Nº 5.758, 13 de abril de 2006. Brasília, 2006. Disponível em: https://antigo.mma.gov.br/estruturas/205/_arquivos/planonacionaareasprotegidas_205.pdf.

Acesso em: 20 jun. 2024.

MMA – Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. PPCDAm - **Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas no Cerrado (PPCerrado) e Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm): fase 2016-2020** / Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Mudança do Clima e Florestas, Departamento de Florestas e Combate ao Desmatamento. – Brasília, DF: MMA, 2018.

Disponível em:

http://combateaodesmatamento.mma.gov.br/images/Doc_ComissaoExecutiva/Livro-PPCDam-e-PPCerrado_20JUN2018.pdf. Acesso em: 02 jul. 2024.

MMA – Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. **Unidades de Conservação**. 2024. Disponível em: <https://dados.gov.br/dados/conjuntos-dados/unidadesdeconservacao/>. Acesso em: 20 jun. 2024.

MOIK, J.G. **Digital Processing of Remotely Sensed Images**. NASA Public. SP- 431, Goddard Space Flight Center, 1980. 330p.

MORAES, E. C. **Capítulo 1 fundamentos de sensoriamento remoto**. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2002. Disponível em: http://mtc-m12.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/sergio/2005/06.14.12.18/doc/CAP1_ECMoraes.pdf. Acesso em: 02 ago. 2024.

MORTON, D. C. *et al.* Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 103, n. 39, p. 14637-

14641, 2006. DOI: 10.1073/pnas.0606377103. Disponível em: <https://www.pnas.org/doi/full/10.1073/pnas.0606377103>. Acesso em: 30 jan. 2024.

MYERS, V. I. Soil, water, plant relationships. In: Remote Sensing with Spectral Reference Agriculture; Forestry. Washington, DC: **National Academy of Science**. 1970. p.253-297.

MYERS, N. Tropical deforestation and remote sensing. **Forest Ecology and Management**, v. 23, n. 2-3, p. 215-225, 1988.

NEPSTAD, D. *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. DOI:10.1016/S0378-1127(01)00511-4. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112701005114>. Acesso em: 24 jun. 2024.

NOVO, E. M. L. M.; PONZONI, F. J. **Introdução ao Sensoriamento Remoto**. São José dos Campos, 2001. 68p. Disponível em: https://www.dpi.inpe.br/Miguel/AlunosPG/Jarvis/SR_DPI7.pdf. Acesso em: 20 jan. 2024.

OVIEDO, A.; LIMA, W. P.; AUGUSTO, C. **O arco do desmatamento e suas flechas**. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2019. Disponível em: https://site-antigo.socioambiental.org/sites/blog.socioambiental.org/files/nsa/arquivos/nova_geografia_do_arco_do_desmatamento_isa.pdf. Acesso em: 02 mar. 2024.

PAN, Y. *et al.* A large and persistent carbon sink in the world's forests. **Science**, v. 333, n. 6045, p. 988-993, 2011. DOI: 10.1126/science.1201609. Disponível em: <https://cea.hal.science/cea-00819253/document>. Acesso em: 20 jun. 2024.

PEREIRA, L. M.; ESCADA, M. I. S.; RENNÓ, C. D. Análise da evolução do desmatamento em áreas de pequenas, médias e grandes propriedades na região centro-norte de Rondônia, entre 1985 e 2000. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, XII, Florianópolis, 2007. **Anais [...]**. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisa Espaciais (INPE), p. 6905-6912, 2007. Disponível em: <http://marte.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr@80/2006/11.10.12.31/doc/6905-6912.pdf>. Acesso em: 02 mar. 2024.

PESSÔA, A. C. M. *et al.* Protected areas are effective on curbing fires in the Amazon. **Ecological Economics**, v. 214, p. 107983, 2023. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2023.107983. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092180092300246X>. Acesso em: 12 fev. 2024.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E.; KUPLICH, T. M. **Sensoriamento remoto da vegetação**. São Paulo: Oficina de textos, 2. ed., reimpressão, 2015.

PRAMANIK, D. K. P. *et al.* Big Data classification: techniques and tools. **Applications of Big Data in Healthcare**, p.1-43, 2021. DOI: 10.1016/B978-0-12-820203-6.00002-3. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780128202036000023?via%3Dihub>. Acesso em: 02 fev. 2024.

RIVERO, S. *et al.* Pecuária e desmatamento: uma análise das principais causas diretas do desmatamento na Amazônia. **Nova Economia**, v. 19, n. 1, p. 41-66, 2009. DOI: 10.1590/S0103-63512009000100003. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/neco/a/jZHjd9B8ZghY7tG9G7qchTk/>. Acesso em: 20 jun. 2024.

RODRIGUEZ-GALIANO, Victor Francisco *et al.* An assessment of the effectiveness of a random forest classifier for land-cover classification. **ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing**, v. 67, p. 93-104, 2012. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0924271611001304>. Acesso em: 23 jun. 2024.

SAITO, Érika Akemi *et al.* Efeitos da mudança de escala em padrões de desmatamento na Amazônia. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 63, n. 3, 2011. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/revistabrasileiracartografia/article/view/43749>. Acesso em: 22 ago. 2024.

SANTOS, D.; BAHIA, V. G.; TEIXEIRA, W. G. Queimadas e erosão do solo. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 16, n. 176, p. 62-68, 1992.

SCHMINK, M.; WOOD, C. H. **Contested frontiers in Amazonia**. Columbia University Press, 1992. 387p.

SCHOWENGERDT, Robert A. **Remote sensing: models and methods for image processing**. Elsevier, 3rd ed., 2006. 515p.

SEEG - Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa. **Desafios e Oportunidades para Redução das Emissões de Metano no Brasil**, 2022. Disponível em: <https://seeg.eco.br/wp-content/uploads/2024/03/SEEG-METANO.pdf>. Acesso em: 24 jun. 2024.

SEEG - Sistema de Estimativa de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa, Observatório do Clima. **Análise das emissões de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas climáticas do brasil**, 2023. Disponível em: <https://seeg.eco.br/wp-content/uploads/2024/02/SEEG11-RELATORIO-ANALITICO.pdf>. Acesso em: 24 jun. 2024.

SEEG – Sistema de Estimativa de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa, Observatório do Clima. **Plataforma SEEG**, c2024. Disponível em: <https://plataforma.seeg.eco.br/?highlight=br-net-emissions-by-sector>. Acesso em: 24 jun. 2024.

SILVA, V. V.; VETTORAZZI, C. A.; PADOVANI, C. R. Assentamento rural e a dinâmica da paisagem. **Anais**. São José dos Campos: MCT/INPE, 2011. Disponível em: <http://www.dsr.inpe.br/sbsr2011/files/p0539.pdf>. Acesso em: 10 jul. 2024.

SOARES FILHO, B. S. *et al.* **Redução das emissões de carbono do desmatamento no Brasil**: o papel do Programa Áreas Protegidas da Amazônia (ARPA). WWF-Brasil, 2009. Disponível em: <https://acervo.socioambiental.org/sites/default/files/documents/n0d00324.pdf>. Acesso em: 19 jun. 2024.

TALUKDAR, Swapan *et al.* Land-use land-cover classification by machine learning classifiers for satellite observations—A review. **Remote sensing**, v. 12, n. 7, p. 1135, 2020. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/12/7/1135#B41-remotesensing-12-01135>. Acesso em: 22 ago. 2024.

TSAI, D. *et al.* Análise das emissões de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas climáticas do Brasil. **Observatório do Clima**. 2024. Disponível em: <https://seeg.eco.br/wp-content/uploads/2024/02/SEEG11-RELATORIO-ANALITICO.pdf>. Acesso em: 23 jun. 2024.

USGS – United States Geological Service. **Landsat Collection 2 Level-1 Data**. S. d. Disponível em: <https://www.usgs.gov/landsat-missions/landsat-collection-2-level-1-data>. Acesso em: 20 jan. 2024.

USGS – United States Geological Service. **What are the band designations for the Landsat satellites?** S. d. Disponível em: <https://www.usgs.gov/faqs/what-are-band-designations-landsat-satellites> Acesso em: 21 ago. 2024.

USGS – United States Geological Service. **Coleção Landsat Satellites**. 2022. Disponível em: <https://geonarrative.usgs.gov/landsat-collection/>. Acesso em: 20 jan. 2024.

VAN DER WERF, G. R. *et al.* Estimates of fire emissions from an active deforestation region in the southern Amazon based on satellite data and biogeochemical modelling. **Biogeosciences**, v. 6, n. 2, p. 235-249, 2009. DOI:10.5194/bg-5-235-2009. Disponível em: <https://bg.copernicus.org/articles/6/235/2009/bg-6-235-2009.html>. Acesso em: 22 ago. 2024.

VERÍSSIMO, A. *et al.* (Org.). **Áreas Protegidas na Amazônia Brasileira: avanços e desafios**. Instituto Socioambiental e Imazon, 87p., 2011. Disponível em: <http://bibliotecadigital.abong.org.br/bitstream/11465/1212/1/10372.pdf>. Acesso em: 20 jun. 2024.

VITEL, C. S. M. N.; FEARNSIDE, P. M.; GRAÇA, P. M. L. A. Análise da inibição do desmatamento pelas áreas protegidas na parte Sudoeste do Arco de desmatamento. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, XIV, Natal, 2009. **Anais [...]**. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), p. 6377-6384, 2009. Disponível em: https://philip.inpa.gov.br/publ_livres/2009/Vitel%20et%20al-2009-SBSR-6377-6384.pdf. Acesso em: 20 jun. 2024.

XUE, Jinru; SU, Baofeng. Significant remote sensing vegetation indices: A review of developments and applications. *Journal of sensors*, v. 2017, n. 1, p. 1353691, 2017. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1155/2017/1353691>. Acesso em: 22 ago. 2024.

YANAI, A. M. *et al.* Deforestation dynamics in Brazil's Amazonian settlements: Effects of land-tenure concentration. **Journal of Environmental Management**, 2020. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.110555.

ZHA, Y.; GAO, J.; NI, S. Use of Normalized Difference Built-Up Index in Automatically Mapping Urban Areas from TM Imagery. **International Journal of Remote Sensing** v. 24, n. 3, p. 583-594, 2003. DOI: 10.1080/01431160304987. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01431160304987>. Acesso em: 20 jan. 2024.

ZHA, Y.; NI, S.; YANG, S. An effective approach to automatically extract urban land-use from TM Imagery. **National Remote Sensing Bulletin**, n. 1, p. 37-40, 2003. DOI 10.11834/jrs.20030107.

ZIMBRES, Bárbara *et al.* Nota Metodológica - SEEG 11, Setor Mudanças de Uso da Terra e Florestas. **IPAM**, v. 2, 88p., 2024. Disponível em: <https://seeg.eco.br/wp-content/uploads/2024/04/SEEG-NM-MUT.pdf>. Acesso em 22 de jun. de 2024.

APÊNDICES

APÊNDICE A - Matriz de confusão 1992/1993

		PREDITO									Acurácia do Produtor
		AG	VEG	CON	CAP	PVS	PSS	QMD	PSL	EXP	
REFERÊNCIA	AG	25	2	0	0	0	1	0	0	0	0.893
	VEG	1	37	0	0	0	0	0	0	0	0.973
	CON	0	0	11	0	0	0	0	4	0	0.733
	CAP	0	0	0	4	2	0	0	0	0	0.667
	PVS	0	1	0	0	8	1	0	0	0	0.800
	PSS	0	0	1	0	1	8	0	1	0	0.727
	QMD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
	PSL	0	0	1	0	0	0	0	13	0	0.929
	EXP	0	0	0	0	0	0	0	0	4	1.000
Acurácia do Usuário		0.962	0.925	0.846	1.000	0.727	0.800	-	0.722	1.000	G = 0.873

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

APÊNDICE B - Matriz de confusão 2003

	AG	VEG	CON	CAP	PVS	PSS	QMD	PSL	EXP	AP
AG	19	1	0	0	0	0	0	0	0	0.950
VEG	1	36	0	1	0	0	0	0	0	0.947
CON	0	0	8	0	0	0	0	0	0	1.000
CAP	0	2	0	8	0	0	0	0	0	0.800
PVS	0	0	0	0	9	0	1	0	0	0.900
PSS	0	0	0	0	1	6	1	1	0	0.667
QMD	0	1	0	0	0	0	8	0	0	0.889
PSL	0	0	0	0	0	0	0	7	0	1.000
EXP	1	1	0	0	0	0	0	0	5	0.714
AU	0.905	0.878	1.000	0.889	0.900	1.000	0.800	0.875	1.000	G = 0.898

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

APÊNDICE C - Matriz de confusão 2013

	AG	VEG	CON	CAP	PVS	PSS	QMD	PSL	EXP	AP
AG	11	0	0	0	0	0	0	0	0	1.000
VEG	0	20	0	0	0	0	0	0	0	1.000
CON	0	0	15	0	1	1	0	1	0	0.833
CAP	0	0	0	17	5	0	0	0	0	0.773
PVS	0	0	1	0	18	0	0	0	0	0.947
PSS	0	0	2	0	1	17	1	6	0	0.630
QMD	0	0	0	0	0	0	10	0	0	1.000
PSL	0	0	1	0	0	1	0	23	0	0.920
EXP	0	0	2	0	0	0	0	0	5	0.714
AU	1.000	1.000	0.714	1.000	0.720	0.895	0.909	0.767	1.000	G = 0.855

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

APÊNDICE D - Matriz de confusão 2023

	AG	VEG	CON	CAP	PVS	PSS	QMD	PSL	EXP	AP
AG	24	0	0	0	0	0	0	0	0	1.000
VEG	0	25	0	2	0	0	0	0	0	0.926
CON	0	0	10	0	3	0	0	3	1	0.588
CAP	0	0	0	11	1	0	0	0	0	0.917
PVS	0	0	0	0	29	1	2	0	0	0.906
PSS	0	0	0	0	0	12	0	2	0	0.857
QMD	0	0	0	0	1	0	15	0	0	0.937
PSL	0	0	3	0	0	0	0	33	0	0.917
EXP	0	0	1	0	0	0	0	2	10	0.769
AU	1.000	1.000	0.714	0.846	0.853	0.923	0.882	0.825	0.909	G = 0.885

Fonte: Elaborado pela autora (2024)