



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ  
INSTITUTO DE FORMAÇÃO INTERDISCIPLINAR E INTERCULTURAL  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SOCIEDADE, AMBIENTE E  
QUALIDADE DE VIDA**

**ADENAUER MATOS BELING**

**DINÂMICA DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA REGIÃO METROPOLITANA  
DE SANTARÉM, SOB PERSPECTIVA DA LEI FLORESTAL BRASILEIRA**

**SANTARÉM – PA**

**2024**

**ADENAUER MATOS BELING**

**DINÂMICA DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA REGIÃO METROPOLITANA  
DE SANTARÉM, SOB PERSPECTIVA DA LEI FLORESTAL BRASILEIRA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Sociedade, Ambiente e Qualidade de Vida, como requisito para obtenção de título de Mestre.

Orientador: Dr. Leônidas Luiz Volcato Descovi Filho  
Coorientador: Dr. Thiago Almeida Vieira

Linha de Pesquisa: Políticas Públicas, Diversidade Cultural e Desenvolvimento Amazônico

**SANTARÉM – PA**

**2024**

**Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)**  
**Sistema Integrado de Bibliotecas – SIBI/UFOPA**

---

B431d Beling, Adenauer Matos  
Dinâmica da fragmentação florestal na região metropolitana de Santarém, sob perspectiva da lei florestal brasileira. / Adenauer Matos Beling. – Santarém, 2024.  
75 p. : il.  
Inclui bibliografias.

Orientador: Leônidas Luiz Volcato Descovi Filho.

Coorientador: Thiago Almeida Vieira.

Dissertação (Mestrado) – Universidade do Oeste do Pará, Instituto de Formação Interdisciplinar e Intercultural, Programa de Pós-Graduação em Sociedade, Ambiente e Qualidade de Vida.

1. Amazônia. 2. Perda de habitat. 3. Políticas públicas. 4. Geotecnologias. I. Descovi Filho, Leônidas Luiz Volcato, *orient.* II. Vieira, Thiago Almeida, *coorient.* III. Título.

CDD: 23 ed. 346.8104675

---


Bibliotecária - Documentalista: Cátia Alvarez – CRB/2 843

**ADENAUER MATOS BELING**

**DINÂMICA DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA REGIÃO METROPOLITANA  
DE SANTARÉM, SOB PERSPECTIVA DA LEI FLORESTAL BRASILEIRA**


Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Sociedade, Ambiente e Qualidade de Vida, como requisito para obtenção de título de Mestre.

Conceito: APROVADO  
Data de Aprovação: 11/ 10/ 2024

Documento assinado digitalmente  
 **LEONIDAS LUIZ VOLCATO DESCOVI FILHO**  
Data: 06/12/2024 10:52:02-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>


---

Prof. Dr. Leônidas Luiz Volcato Descovi Filho  
Orientador – Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS)

Documento assinado digitalmente  
 **THIAGO ALMEIDA VIEIRA**  
Data: 06/12/2024 10:33:10-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>


---

Prof. Dr. Thiago Almeida Vieira  
Coorientador – Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA)

Documento assinado digitalmente  
 **FABIO MARCELO BREUNIG**  
Data: 06/12/2024 14:42:03-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

---

Prof. Dr. Fábio Marcelo Breunig  
Examinador externo – Universidade Federal do Paraná (UFPR)

Documento assinado digitalmente  
 **ANTONIO KLEDSON LEAL SILVA**  
Data: 06/12/2024 12:19:45-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

---

Prof. Dr. Antonio Kledson Leal Silva  
Examinador externo – Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA)

A Santarém, “meu Jardim, meu Pará, meu Brasil”

## **AGRADECIMENTOS**

Sou grato primeiramente a Deus, pela consciência de reconhecê-lo como Pai e com toda generosidade e amor nos presenteou com a natureza para nos servir.

Sou grato a minha Família, minha esposa Tayane, minhas filhas Clara e Helena, pela companhia em todos os momentos.

Sou Grato ao meus pais, Unildo e Marilene, por toda dedicação e amor que tem por mim, e também a minha irmã, Andréa.

Sou Grato a minha Sogra querida (D. Rita) e ao meu Sogro (Seu Antônio), que concluiu seu ciclo durante esse período.

Sou grato ao meu Orientador, Prof. Leônidas, que teve habilidade para me orientar com tranquilidade e perceber minhas possibilidades e limitações, da mesma forma, todos os professores e colegas do PPGSAQ e, aos professores externos que me instruíram para chegar até aqui.

Sou bem grato a EMATER – PA, que me permitiu participar deste Programa de Pós-graduação, principalmente em nome dos colegas, Rosival Posidônio e Paulo Lobato, e a todos os colegas do escritório local de Santarém.

Sou grato aos amigos que me auxiliaram de diversas formas durante esse período de estudo, dentre esses, meu amigo Keid Nolan, pelos bons momentos de conversa a respeito do trabalho, meu cunhado e amigo Dr. Tonny David Santiago Medeiros, pela parceria, e a meu amigo Rainer Fabrício da SEMMA de Santarém, que mantenho diálogos sobre a Lei Florestal há muitos anos e, da mesma forma ao meu amigo Raimundo André, que me ensinou a fazer o Cadastro Ambiental Rural.

Em especial, ao meu amigo José Gabriel da Costa, que vem me orientando nessa caminhada da vida, sou eternamente grato ao senhor!

*“A monocultura e o modelo de produção agrícola voltado à exportação e ao lucro não cria uma sociedade feliz. O bem-estar público não pode ser medido de acordo com o valor de suas exportações. A justiça e a liberdade são mais importantes que a riqueza de uns poucos.”*

Alexander von Humboldt (1769 -1859)

## RESUMO

A fragmentação é um dos principais fatores de degradação das florestas e, com intuito de contribuir para compreender os resultados das ações humanas na Amazônia, este estudo, objetivou analisar a fragmentação da vegetação, em parte da região metropolitana de Santarém, sobre perspectiva da Lei Florestal Brasileira. Com isso, foi realizada a seleção de imagens da classificação de cobertura e uso da terra do projeto MapBiomias (Coleção 9), dos anos de 1993, 1998, 2003, 2008, 2013, 2018 e 2023. Todos os procedimentos de geoprocessamento foram realizados no *software* QGIS 3.22 *Biatowieza LTR* e complementos e, os resultados, analisados através do *software* Excel. As imagens selecionadas, foram reagrupas nas classes: floresta, vegetação herbácea e arbustiva, agropecuária, área não vegetada e corpo d'água, das quais, foram calculadas as métricas da paisagem: *Land Cover* (ha), *Landscape proportion* (%) e *Number of patches* (fragmentos). Os dados da classe floresta foram vetorizados e, organizados em 3 classes de tamanho, de 0,09-25,00 ha, 25,01 -100,00 ha e maiores que 100,01 ha, até o tamanho do maior fragmento. Por fim, foi elaborado um mapa de mudanças na cobertura e uso da terra, entre os anos de 2008 e 2023, classificando a área de estudo, de acordo com parâmetros da Lei Florestal. Os resultados encontrados, demonstraram que o desflorestamento, em 30 anos, foi de 189.384,30 ha, enquanto o aumento da atividade agropecuária, foi de 190.863,63 ha, sendo o cultivo de soja, nas ocupações mais antigas, e a pecuária, nas ocupações mais recentes, processo que favoreceu a redução da agricultura tradicional e da biodiversidade regional. A fragmentação florestal apresentou um crescimento de ~172%, em 30 anos, sendo que, entre 2018 e 2023, a fragmentação foi de ~83%. Do total de fragmentos em 2023, ~97%, eram menores que 100 ha, ou seja, mais suscetíveis aos efeitos negativos da fragmentação, concentrados nas ocupações mais antigas, compondo, possivelmente, áreas de reserva legal e/ou de preservação permanente, com pouca capacidade de proporcionar serviços ambientais. Estes resultados indicam que os padrões de paisagem foram determinados pela agropecuária e, apontam a necessidade de ações que incentivem a restauração florestal e reduzam o desmatamento para sustentabilidade da Amazônia.

**Palavras-chave:** Amazônia. Perda de Habitat. Políticas Públicas. Geotecnologias.

## ABSTRACT

Fragmentation is one of the main factors of forest degradation and, in order to contribute to understanding the results of human actions in the Amazon, this study aimed to analyze the fragmentation of vegetation in part of the metropolitan region of Santarém, from the perspective of the Brazilian Forest Law. With this, the selection of images of the land cover and land use classification of the MapBiomas project (Collection 9), from the years 1993, 1998, 2003, 2008, 2013, 2018 and 2023, was carried out. All geoprocessing procedures were performed in the QGIS 3.22 Biatowieza LTR software and complements, and the results were analyzed through the Excel software. The selected images were regrouped into the following classes: forest, herbaceous and shrubby vegetation, agriculture, non-vegetated area and water body, from which the landscape metrics were calculated: Land Cover (ha), Landscape proportion (%) and Number of patches (fragments). The data of the forest class were vectorized and organized into 3 size classes, from 0.09-25.00 ha, 25.01-100.00 ha and greater than 100.01 ha, up to the size of the largest fragment. Finally, a map of changes in land cover and use was prepared between the years 2008 and 2023, classifying the study area, according to the parameters of the Forest Law. The results showed that deforestation in 30 years was 189,384.30 ha, while the increase in agricultural activity was 190,863.63 ha, with soybean cultivation in the oldest occupations and livestock in the most recent occupations, a process that favored the reduction of traditional agriculture and regional biodiversity. Forest fragmentation showed a growth of ~172% in 30 years, and between 2018 and 2023, fragmentation was ~83%. Of the total fragments in 2023, ~97%, were smaller than 100 ha, that is, more susceptible to the negative effects of fragmentation, concentrated in older occupations, possibly composing areas of legal reserve and/or permanent preservation, with little capacity to provide environmental services. These results indicate that landscape patterns were determined by agriculture and cattle raising and point to the need for actions that encourage forest restoration and reduce deforestation for the sustainability of the Amazon.

**Keywords:** Amazon. Habitat Loss. Public Policies. Geotechnologies.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Localização da RMS e da Área de Estudo.....	35
Figura 2 –	Áreas atribuídas a reforma agrária.....	36
Figura 3 –	Zoneamento Ecológico Econômico do Oeste do Pará.....	37
Figura 4 –	Tipos de solo na Região Metropolitana de Santarém-PA.....	38
Figura 5 –	Hidrografia na Região Metropolitana de Santarém-PA.....	39
Figura 6 –	Tipos de Vegetação na Região Metropolitana de Santarém.....	40
Figura 7 –	Identificação e quantificação das classes de cobertura e uso da terra em 1993.....	46
Figura 8 –	Identificação e quantificação das classes de cobertura e uso da terra em 1998.....	47
Figura 9 –	Identificação e quantificação das classes de cobertura e uso da terra em 2003.....	48
Figura 10 –	Identificação e quantificação das classes de cobertura e uso da terra em 2008.....	49
Figura 11 –	Identificação e quantificação das classes de cobertura e uso da terra em 2013.....	50
Figura 12 –	Identificação e quantificação das classes de cobertura e uso da terra em 2018.....	51
Figura 13 –	Identificação e quantificação das classes de cobertura e uso da terra em 2023.....	52
Figura 14 –	Fragmentação Florestal na RMS em 1993.....	54
Figura 15 –	Fragmentação Florestal na RMS em 1998.....	54
Figura 16 –	Fragmentação Florestal na RMS em 2003.....	55
Figura 17 –	Fragmentação Florestal na RMS em 2008.....	56
Figura 18 –	Fragmentação Florestal na RMS em 2013.....	57
Figura 19 –	Fragmentação Florestal na RMS em 2018.....	58
Figura 20 –	Fragmentação Florestal na RMS em 2023.....	59
Figura 21 –	Mudança de cobertura e uso da terra de 2008 a 2023.....	61

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 –	Fontes de dados geográficos.....	41
Quadro 2 –	Classes identificadas na Região Metropolitana de Santarém-PA	43
Quadro 3 –	Métricas da paisagem.....	43
Quadro 4 –	Classificação das mudanças de uso do solo de acordo com o Lei Florestal Brasileira.....	45

## LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 –	Dinâmica do uso e ocupação da terra na RMS.....	53
Gráfico 2 –	Dinâmica da fragmentação da Paisagem.....	60

## LISTA DE SIGLAS

A.C.	Antes de Cristo
ANA	Agência Nacional de Águas
APP	Área de Preservação Permanente
ARL	Área de Reserva Legal
ARVN	Área de Remanescentes de Vegetação Nativa
ASA	Área de Servidão Administrativa
AUC	Áreas de Uso Consolidado
AUR	Áreas de Uso Restrito
BR	Brasil
CAR	Cadastro Ambiental Rural
CRA	Cotas de Reserva Ambiental
CUT	Cobertura e Uso da Terra
DETER	Tempo Real para Detecção de Desflorestamento
EMATER	Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural
<i>GEE</i>	<i>Google Earth Engine</i>
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IMAZON	Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
<i>LecoS</i>	<i>Landscape Ecology Statistics</i>
LFB	Lei Florestal Brasileira
LPVN	Lei de Proteção da Vegetação Nativa
MT	Mato Grosso
MMA	Ministério do Meio Ambiente
PA	Pará
PPCDAm	Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal
PRA	Programas de Regularização Ambiental
PRADA	Projeto de Recuperação de Áreas Degradadas e Alteradas
PRODES	Projeto de Monitoramento do Desmatamento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite
QGIS	Quantum GIS
RL	Reservas Legais
RMS	Região Metropolitana de Santarém
SCP	<i>Semi-Automatic Classification Plugging</i>
SEMAS-PA	Secretaria de Meio Ambiente e Sustentabilidade do Pará

SICAR	Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural
SIG	Sistemas de Informações Geográficas
SIRGAS	Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas
TCA	Termo de Compromisso Ambiental
UC	Unidades de Conservação
UCT	Uso e cobertura da terra
<i>UTM</i>	<i>Unified Threat Management</i>
<i>WFS</i>	<i>Web Feature Service</i>
ZEE	Zoneamento Econômico Ecológico

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>13</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS.....</b>	<b>16</b>
<b>2.1</b>	<b>Objetivo Geral.....</b>	<b>16</b>
<b>2.2</b>	<b>Objetivos Específicos.....</b>	<b>16</b>
<b>3</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO.....</b>	<b>17</b>
<b>3.1</b>	<b>Fragmentação Florestal .....</b>	<b>17</b>
<b>3.2</b>	<b>A Lei Florestal e o Cadastro Ambiental Rural.....</b>	<b>19</b>
<b>3.3</b>	<b>Ecologia da Paisagem.....</b>	<b>25</b>
<b>3.4</b>	<b>Métricas da Paisagem.....</b>	<b>30</b>
<b>3.5</b>	<b>Classificação Mapbiomas.....</b>	<b>32</b>
<b>4</b>	<b>CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....</b>	<b>35</b>
<b>5</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>41</b>
<b>5.1</b>	<b>Coleta de Dados.....</b>	<b>41</b>
5.1.1	Base de Dados.....	41
5.1.2	Procedimentos Metodológicos.....	42
<b>6</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>46</b>
<b>7</b>	<b>CONCLUSÃO.....</b>	<b>64</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>66</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Os fragmentos de vegetação são *habitats* naturais, gradualmente reduzidos por processos de ações antrópicas ou naturais, exercendo forte influência na perda de habitat, perturbando de tal maneira o ambiente que o torna inapropriado para determinadas espécies (PETZINGER; BERRETA, 2024). A degradação da floresta devido ao corte seletivo, incêndios e dos efeitos da fragmentação e da formação de borda, estão causando impactos como a perda da produtividade de solos, mudanças no regime hidrológico, perda da biodiversidade e emissão de gases de efeito estufa (FEARNSIDE, 2005).

A expansão da fronteira agrícola, semelhante ao que vem acontecendo na região metropolitana de Santarém, aumenta a fragmentação florestal e provoca consequências negativas nos diferentes compartimentos da natureza (SOARES-FILHO, 2014), expondo as florestas a processos que ameaçam sua estabilidade, o funcionamento e a biodiversidade (VEDOVATO *et al.*, 2016). Por isso, a quantificação contínua da fragmentação da Amazônia, com uma visão aprofundada dos diferentes padrões de fragmentação, é crítica para avaliar e mitigar impactos, proeminentes de mudanças ambientais causadas pelo homem na maior floresta tropical do mundo (VEDOVATO *et al.*, 2016).

A ocupação da Amazônia se intensificou nos anos de 1970 (FEARNSIDE, 2005), fortalecido por programas governamentais, que consolidaram a colonização, principalmente às margens dos grandes eixos rodoviários (PASSOS, 2017), como por exemplo, a BR-163, que liga os municípios de Cuiabá/MT a Santarém/PA, com incentivos fiscais e creditícios, sendo os principais condutores do desmatamento naquele período (RAJÃO *et al.*, 2021). Esses programas governamentais traziam consigo, promessas de desenvolvimento e progresso para a região, abrindo espaços para a produção familiar e sua constituição como ator social. Entretanto, a realidade observada atualmente, difere dos planos iniciais, onde os grandes produtores de soja controlam o território (PASSOS, 2017).

Alterações na forma de uso e ocupação da terra na região de Santarém, entre os anos de 1985 e 2015, proporcionaram transformações significativas na paisagem, principalmente na redução de vegetação média e alta para antropização e solo exposto, que apresentou um aumento de 8,25% (JATI; SILVA, 2017). A cultura anual e perene, apresentou aumento de 202,13 %, entre os anos de 2006 e 2017,

resultando na intensificação da apropriação da terra, sobretudo pela substituição da diversidade de culturas pela monocultura, processos incentivados por políticas relacionadas a pecuária, integrada no sistema madeira-pecuária e à soja (TEIXEIRA; SANTOS; TERRA, 2019).

Dados recentes, apontam que em 2023 a cobertura florestal do bioma Amazônico era de 68% (RAD2023, 2024), com elevado crescimento das taxas de desmatamento no período de 2019 a 2023 (INPE, 2023), chegando a ser registrado, no 1º trimestre de 2023, a 2ª maior área desmatada em 16 anos (IMAZON, 2023). O estado do Pará lidera o *ranking* do desmatamento na Amazônia, sendo que em 2022 e 2023, chegou a índices de desmatamento acumulado de 34,61% e área de 166.774,00 km<sup>2</sup>, chegando a 42,26% e área de 52.392,84 km<sup>2</sup>, respectivamente (INPE, 2023; 2024), sendo a Região Metropolitana de Santarém (RMS), umas das frentes de avanço do desmatamento sobre o bioma.

Neste sentido, o estudo da dinâmica da paisagem é cada vez mais importante para avaliação de impactos ambientais, planejamento urbano, rural e regional, na busca por iniciativas e propostas de legislação, que visam a prática de gestão realmente sustentáveis do ambiente (TABACOW; SILVA, 2011). Este estudo é realizado com base na disciplina ecologia da paisagem, que se concentra, predominantemente, nas relações entre padrões, processos e mudanças, mas, se expandiu nos últimos anos, para incorporar considerações importantes de mitigar os riscos e desafios associados à mudança insustentável da paisagem e à mudança climática (PEARSON *et al.*, 2024).

Por isso a importância de integrar o estudo da dinâmica da paisagem às legislações vigentes, neste caso, a Lei Florestal Brasileira (LFB), que estabelece normas para a proteção do meio ambiente, através da definição dos requisitos legais de proteção das Áreas de Remanescentes de Vegetação Nativa (ARVN), das Áreas de Preservação Permanente (APP), das Áreas de Reservas Legais (RL) e Áreas de Uso Consolidado (AUC), sendo o Cadastro Ambiental Rural (CAR) e o Programas de Regularização Ambiental (PRA), os principais instrumentos de adequação ambiental de imóveis rurais às normas estabelecidas (MACHADO; SALEME, 2017; PIRES-LUIZ; STEINKE, 2019).

A estrutura metodológica para quantificar os padrões espaciais da dinâmica da paisagem, é fornecida pelo conceito de métricas de paisagem, sendo esse estudo facilitado pelo uso de Sistemas de Informações Geográficas (SIG), sistema

computacional que permite o manuseio de grande conjunto de dados, que possibilita explicar, visualizar e representar em forma de mapas, as relações espaciais da paisagem, além de outras funcionalidades, como, desenvolver cenários, avaliar intervenções e comparar dados, gerando informações úteis e politicamente relevantes (LANG; BLASCHKE, 2009).

O cálculo de métricas da paisagem e a mitigação da invisibilidade cartográfica, principalmente na escala local, são possíveis por conta do Sensoriamento Remoto, devido à capacidade de geração de dados de maneira sistemática, regular e periódica retratando os objetos ou fenômenos da superfície da terra, em particular, pelo potencial de alcance dos sistemas imageadores, embarcados em satélites (PETZINGER; BERRETA, 2024).

É necessário contextualizar que, na Região Amazônica, existem diferentes conflitos de interesses, com argumentos comuns de melhorar a qualidade de vida das populações amazônicas (FREITAS; GIATTI; SOBRAL, 2010; RODRIGUES; SILVA, 2023). Entretanto, argumentos científicos ‘superficiais’, denominados por Vacchiano *et al.* (2019), como ‘estatísticas criativas’, distorcem a realidade ambiental brasileira, influenciando as tomadas de decisões, se tornando fatores determinantes das múltiplas causas do desmatamento (KHAN; SILVA, 2023) e do desmantelamento de políticas ambientais (FONSECA; LINDOSO; BURSZTYN, 2022; RAJÃO *et al.*, 2021).

Por isso, é fundamental a utilização de dados confiáveis, que possam ser confirmados e reproduzidos pela comunidade científica. Neste sentido, foi utilizado como base deste estudo, os dados de mapeamento do projeto MapBiomass, que tem como propósito, mapear anualmente a cobertura e uso da terra do Brasil e, monitorar as mudanças do território brasileiro, em busca de auxiliar na conservação e no manejo sustentável dos recursos naturais, como forma de combate às mudanças climáticas (RAD2023, 2024).

Diante destas argumentações, é importante investigar, qual o estado das florestas nesta região da Amazônia, que modificações ocorreram na paisagem, em decorrência do avanço da atividade antrópica ao longo do tempo e, quais atividades antrópicas tem ocupado o espaço na região metropolitana de Santarém-PA. Estas informações, são necessárias para nortear tomadas de decisões sustentáveis.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo Geral**

Analisar a dinâmica da fragmentação florestal em áreas rurais, de parte da Região Metropolitana de Santarém, sob perspectiva da Lei Florestal Brasileira.

### **2.2. Objetivos Específicos**

- Analisar as mudanças na espacialização da paisagem, a partir de dados de cobertura e uso da terra do Projeto MapBiomass, entre os anos de 1993 e 2023;
- Mensurar o estado de fragmentação florestal, por meio de métricas da paisagem;
- Relacionar a dinâmica da fragmentação da paisagem com a Lei Florestal Brasileira.

### 3 REFERENCIAL TEÓRICO

#### 3.1 Fragmentação Florestal

A fragmentação é o processo de criação de fragmentos ou substituição descontínua de áreas de vegetação natural por outras distintas, podendo ser natural ou causado por atividades antrópicas, sendo, possivelmente, a mais profunda alteração causada pelo homem ao meio ambiente (RAMBALDI; OLIVEIRA, 2003). Esse processo altera a estrutura da paisagem, substituindo habitats contínuos por habitats divididos em manchas mais ou menos isoladas, resultando na criação em larga escala, de habitats ruins, ou negativos, para muitas espécies (RAMBALDI; OLIVEIRA, 2003). Mesmo uma pequena área desflorestada pode ter um efeito significativo sobre o deslocamento de algumas espécies (LAURANCE; VASCONCELOS, 2009).

A fragmentação da vegetação, de forma simplificada, pode ser definida como a redução da viabilidade dos ecossistemas (NOSS; COOPERRIDER, 1994). Para Machado (1995), a fragmentação da paisagem é um dos fatores responsáveis pela degradação e efeitos negativos no meio ambiente, que por sua vez é originada por ações antrópicas, processos naturais, devido a fatores ambientais ou uma combinação de ambos. A fragmentação florestal causa efeitos na vegetação, decorrentes da redução de área, das mudanças na composição e estrutura, invasão de espécies exóticas que ocupam as clareiras abertas, além de interferências na fauna e no regime das águas (HOBBS, 1997).

A fragmentação ocorre concomitantemente à perda de habitat nativo e, por isso, alguns especialistas, consideram desnecessária a distinção entre esses dois processos, portanto, a fragmentação é entendida como uma modificação da estrutura da paisagem, onde há perda de habitat nativo, formação de fragmentos isolados e aumento das áreas de contato, as chamadas bordas, entre ambientes nativos e áreas de uso humano (METZGER, 2007). A fragmentação florestal, associada ao uso humano da terra, causa muitas mudanças nos ecossistemas florestais, afetando fortemente os microclimas, a mortalidade de árvores, o armazenamento de carbono e a dinâmica populacional da fauna (LAURANCE *et al.*, 2011).

Os principais fatores ligados à configuração da paisagem, que afetam os habitats naturais fragmentados são: os efeitos de área (tamanho do fragmento),

efeitos de borda, distância (ou isolamento) entre fragmentos e do tipo de matriz em contato com o fragmento. Quando uma floresta é fragmentada, muitas espécies desaparecem ou se tornam mais raras, enquanto outras, não são afetadas ou até se tornam mais abundantes. Em geral, as espécies que são mais vulneráveis aos efeitos da fragmentação do habitat, são aquelas que precisam de áreas de vida bem extensas, sendo negativamente afetadas pelos efeitos de borda, ou não se adaptam ao habitat matriz (LAURANCE; VASCONCELOS, 2009).

FERRAZ *et al.* (2003) realizaram um experimento durante duas décadas na Amazônia central, com objetivo de pesquisar uma área mínima de fragmento florestal, que fosse passível de conservação, concluindo que todos os efeitos negativos da fragmentação, tendem a ser mais abruptos nos fragmentos de menor tamanho (<100ha). Porém, perceberam que o tamanho da área não impõe restrições suficientemente claras às medidas de conservação, mas o tempo impõe tal restrição, desta forma, apenas os fragmentos maiores, retêm espécies durante tempo suficiente para oferecer esperança de ações corretivas, como a regeneração de florestas desmatadas.

Entretanto, é importante considerar que, fragmentos menores podem atuar como trampolins para a dispersão entre fragmentos maiores, por isso, o gerenciamento da paisagem também deve favorecer a presença de pequenos fragmentos, corredores e diferentes tipos de matrizes, por exemplo, floresta secundária jovem (UEZU; METZGER; VIELLIARD, 2005). A distância entre fragmentos ou a uma floresta contínua pode afetar o deslocamento de animais e propágulos, ou seja, fragmentos próximos a outras áreas de floresta, têm maior chance de receber espécies do que fragmentos muito isolados, promovendo a manutenção das espécies (LAURANCE; VASCONCELOS, 2009; UEZU; METZGER; VIELLIARD, 2005).

Os efeitos de borda sobre as florestas fragmentadas são bastante diversos e, incluem alterações abióticas na abundância das espécies e em processos ecológicos. A distância na qual estes efeitos penetram para o interior dos fragmentos também é bastante variável. Na Amazônia central, a distância de penetração dos efeitos de borda varia entre 10 e 400m, dependendo do tipo de efeito (LAURANCE, 2002).

A matriz tem grande influência sobre a conectividade dos fragmentos, esta conectividade é importante para a sobrevivência das espécies, ou seja, quanto maior

a ligação entre as populações existentes nos remanescentes de floresta, maior a possibilidade que uma dada população em declínio, receba imigrantes de outras populações e assim não seja extinta (LAURANCE; VASCONCELOS, 2009). Segundo Stouffer *et al.*, (2006), as consequências da fragmentação florestal na Amazônia, não podem ser descritas precisamente, sem uma consideração explícita das condições da matriz do entorno. Fragmentos circundados por uma faixa de apenas 100m de pastagem, apresentaram uma redução de até 95% na abundância de pássaros insetívoros, apesar da paisagem local, ser dominada por florestas primárias ou em regeneração avançada.

Um importante efeito ecológico da fragmentação da paisagem, é a subdivisão, ou retalhamento do *habitat*, reduzindo a área em vários pedaços irregulares, levando a um ponto no qual, o tamanho do habitat mínimo não é mais suficiente para garantir, a determinadas espécies animais, a probabilidade de sobrevivência (LANG; BLASCHKE, 2009). O aumento do número de pequenos fragmentos, provocam um efeito cascata, que sobrecarrega a capacidade de regeneração dos remanescentes, impactando no potencial das florestas em prover serviços ambientais, essenciais para a sobrevivência e bem-estar coletivo (PETZINGER; BERRETA, 2024).

De acordo com Rosa, Gabriel e Carreiras (2017), informações espacialmente explícitas detalhadas para avaliar os impactos no uso e manejo da terra é o primeiro passo crítico para entender as mudanças históricas e ser capaz de melhorar as políticas de conservação. Em concordância com essa afirmação, é necessário relacionar o processo de fragmentação com a Legislação Florestal a fim de identificar limites de desflorestamento.

### **3.2 A Lei Florestal Brasileira e o Cadastro Ambiental Rural**

A Lei nº 12.651, sancionada em 25 de maio de 2012 e, alterada pela Lei nº 12.727, de 17 de outubro de 2012, intitulada oficialmente Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN) e, popularmente conhecida como Novo Código Florestal (BRANCALION *et al.*, 2016), tem como objetivo, o desenvolvimento sustentável e, estabelece as normas gerais sobre a proteção, a conservação e a recuperação da vegetação nativa, em todo o território nacional e, prevê instrumentos econômicos e financeiros para o alcance de seus objetivos (BRASIL, 2012).

Lima, Bragança e Almeida Neto (2018), ao realizarem uma análise crítica da Nova Lei Florestal brasileira, verificaram que houve avanços e retrocessos no âmbito das áreas de preservação permanente, das áreas de reserva legal, do cadastro ambiental rural, do incentivo e pagamento por serviços ambientais e, principalmente, da conectividade ecológica.

Dentre os avanços, pode-se destacar, o controle total do desmatamento ilegal, o mecanismo de cota de reservas ambientais e a restauração obrigatória de dívidas de reserva legal, desta forma, os passivos ambientais, devem ser totalmente pagos, seja através da aquisição de cotas de reserva legal ou destinada a restauração da vegetação nativa (SOTERRONI *et al.*, 2018).

Dentre retrocessos ambientais, Azevedo *et al.* (2017) e Soterroni *et al.* (2018) atribuem à anistia dos desmatamentos ilegais ocorridos até 22/07/2008, que criou as áreas de uso consolidado, o mais significativo. Soares-Filho *et al.* (2014) acrescentam a inclusão de áreas de preservação permanente no cálculo da área de reserva legal, o relaxamento dos requisitos de restauração de áreas de preservação permanente em pequenas propriedades e, a redução da necessidade de restauração de reserva legal para 50%, em municípios amazônicos ocupados, predominantemente, por áreas protegidas.

De acordo com Brancalion *et al.* (2016), esta lei determina a proporção de uma propriedade rural, que pode ser usada para a produção agrossilvipastoril e, delimita a área de vegetação nativa que deve ser protegida ou ter uso restrito. Define em quais situações, o detentor do imóvel rural, deve recuperar a vegetação natural em suas terras, sendo essencial para recuperar as florestas que foram eliminadas das áreas protegidas do imóvel rural e, assim, garantir os serviços ambientais.

Esta lei implementou ferramentas para possibilitar a gestão sistemática e integrada da lei, além de obrigar e monitorar seu cumprimento, sendo essas o Cadastro Ambiental Rural (CAR), o Programa de Regularização Ambiental (PRA), o Projeto de Recuperação de Áreas Degradadas e Alteradas (PRADA) e as Cotas de Reserva Ambiental (CRA), com normas estabelecidas pelo Decreto nº 7.830, de 17 de outubro de 2012 (BRANCALION *et al.*, 2016).

O CAR surgiu da necessidade e das enormes dificuldades para a regularização ambiental das propriedades rurais, firmando soluções mais práticas e tangíveis para tal regularização (MELO *et al.*, 2021). Trata-se de uma ferramenta de desenho de propriedades, onde contém informações que possibilitam o planejamento

do que pode ser desenvolvido e os limites de uso da área. Sendo implementado inicialmente nos Estados do Mato Grosso (2008) e Pará (2009), servindo de base para criação do sistema atual (AZEVEDO *et al.*, 2017).

O cadastro é realizado através do Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SICAR), uma plataforma eletrônica que recebe e organiza os cadastros, integrando os dados a nível nacional, estadual e municipal (MELO *et al.*, 2021), melhorando a transparência e fornecendo um caminho para a conformidade ambiental (SOARES-FILHO *et al.*, 2014).

Nesta plataforma, são declaradas informações referentes a identificação do proprietário ou possuidor, a comprovação da propriedade ou posse e, dados de localização geográfica e das informações ambientais que caracterizam o imóvel rural, por exemplo, as Áreas de Preservação Permanente, as Áreas de Remanescentes de Vegetação Nativa que formam a Áreas de Reserva Legal, as Áreas de Servidão Administrativa (ASA), Áreas de Uso Consolidado e as Áreas de Uso Restrito (AUR), quando houver, tornando este registro obrigatório para fins de licenciamento, financiamentos e créditos agrícolas (BRASIL, 2012; 2014).

As APPs foram estabelecidas inicialmente na Lei Florestal de 1965 (Lei nº 4.771/65), funcionando como um dos primeiros critérios para fiscalização no nível de propriedade (RAJÃO *et al.*, 2021). Atualmente definida como:

Área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2012).

As APPs estabelecem faixas marginais mínimas de vegetação ao longo de cursos d'água perene e intermitentes, nascentes, lagos e lagoas, encostas, topos de morro, montanhas, dentre outros ambientes sensíveis (BRASIL, 2002; 2012). O tamanho da faixa de vegetação, varia de acordo com o caso no imóvel, sendo que, pode variar de 5 a 500 metros.

A ARL, também foi estabelecida pela Lei Florestal de 1965, com vistas a manter um percentual mínimo de cobertura arbórea no imóvel (RAJÃO *et al.*, 2021), e atualmente descrita como:

Área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, com a função de assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do

imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa (BRASIL, 2012).

A ARL é a delimitação de uma área dentro de todo imóvel rural, que deve manter cobertura de vegetação nativa, sem prejuízo da aplicação das normas sobre as APPs, observados percentuais mínimos em relação à área do imóvel e ao ecossistema do local, excetuados os casos previstos no art. 68 desta Lei, que trata das Áreas Consolidadas.

As AURs, são locais onde é permitido a prática de atividades sustentáveis, devendo-se considerar, as recomendações técnicas dos órgãos oficiais de pesquisa e boas práticas agronômicas, caracterizadas como áreas pantanosas ou com inclinação entre 25° e 45° (BRASIL, 2012).

As ACs foram acrescentadas pela Lei Florestal atual, sendo a área do imóvel rural com ocupação antrópica preexistente a 22 de julho de 2008, com edificações, benfeitorias ou atividades agrossilvipastoris, admitida, neste último caso, a adoção do regime de pousio (BRASIL, 2012). Na prática, esse conceito implica, que qualquer ocorrência de desmatamento antes de 22 de julho de 2008, mesmo tendo ocorrido ilicitamente, não está sujeito às medidas punitivas previstas na Lei Florestal (RAJÃO *et al.*, 2021), assim como, permite a redução da delimitação de APP, ARL, AUR de acordo com o tamanho do imóvel.

As áreas onde não foram desenvolvidas práticas agrícolas, até a data supracitada, são consideradas com Remanescente de Vegetação Nativa, com exceção do pousio, que é uma prática agrícola para possibilitar a recuperação da capacidade de uso ou da estrutura física do solo, ininterrupta por até 5 anos (BRASIL, 2012).

Quando uma área não é utilizada com prática agrícola por um tempo acima de 5 anos, ela é classificada com área em Regeneração, sendo necessária a autorização do órgão competente para supressão desta. Caso essas áreas continuem sem prática de atividade agrícola por 20 anos em ARL e 9 anos em APP, voltarão a ser caracterizadas como Remanescente de Vegetação Nativa (BRASIL, 2012).

As atividades rurais desenvolvidas, após a data de 22/07/2008, são classificadas como antropismo (BRASIL, 2014), sujeitas a punições caso não estejam em conformidade com as legislações ambientais, por exemplo, a abertura de áreas acima de percentuais permitidos.

A Cota de Reserva Ambiental (CRA) é um título legal negociável de excedentes florestais, que podem ser adquiridos para compensar dívidas ambientais no mesmo bioma, que poderia tornar menos custosa a conservação de florestas em áreas com menor retorno agrícola e possibilitar a conservação menos fragmentada da vegetação nativa remanescente (MAY *et al.*, 2015). Talvez o mecanismo mais importante seja a Cota de Reserva Ambiental (CRA), um título legal negociável para áreas com vegetação nativa intacta ou em regeneração que exceda os requisitos da Lei Florestal (SOARES-FILHO *et al.*, 2014).

Outro instrumento que influencia nas delimitações e nas análises dos cadastros são os Zoneamento Econômico Ecológico Estaduais (ZEEs), que tem como objetivo geral organizar de forma vinculada as decisões dos agentes públicos e privados quanto a planos, programas, projetos e atividades que, direta ou indiretamente, utilizem recursos naturais/. Permite reduzir, exclusivamente para fins de regularização, mediante recomposição, regeneração ou compensação da ARL de imóveis com área rural consolidada na Amazônia, para 50 % da área do imóvel ou ampliar em até 50 % as ARLs, para cumprimento de metas nacionais de proteção à biodiversidade.

Contudo, o Cadastro Ambiental Rural, por ser auto declaratório e não conter filtros que impeçam as sobreposições com unidades de conservação, terras indígenas e entre cadastros, os órgãos ambientais necessitam validar o CAR antes de permitir ao produtor que exerça seus direitos ou sejam cobrados deveres (RAJÃO *et al.*, 2021). No estado do Pará, as análises são realizadas pela Secretaria de Meio Ambiente e Sustentabilidade do Pará (SEMAS-PA) assim como, por algumas Secretarias Municipais de Meio Ambiente habilitadas. No procedimento de análise do CAR é verificado a equivalência das informações declaradas e as respectivas documentações comprobatórias. Após análise, o CAR pode apresentar as seguintes situações, de acordo com a Instrução Normativa do Ministério do Meio Ambiente nº 02 de 06 maio de 2014:

- Ativo: assim que concluída a inscrição no CAR, porém, não analisado, e, quando analisada, constatado a regularidade relacionada as informações declaradas.

- Pendente: devido ao Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SICAR), todo CAR passa pela situação de pendente, pois na inscrição do cadastro não é possível encaminhar documentações comprobatórias de domínio, por isso, a partir da 1ª análise, o CAR é notificado, solicitando o envio das documentações

pertinentes. Após esse procedimento e confirmada a situação de domínio, são analisadas às feições relacionadas aos aspectos ambientais e de servidão administrativa, na sequência da análise, o CAR pode ficar como ativo, ou, quando identificadas irregularidades, continuar como pendente com prazo para ajuste da declaração.

É importante mencionar que, caso haja divergência de interpretação da análise feita pela SEMAS, é possível o encaminhamento de justificativa, que comprovada a veracidade da contestação, o cadastro pode ser ativado. Quando comprovada a irregularidade ambiental da declaração, o Cadastro só pode ser ativado após adesão ao Programa de Regularização Ambiental (PRA) seguido do Projeto de Recuperação de Áreas Degradadas e/ou Alteradas (PRADA).

A partir do momento de adesão e assinatura do Termo de Compromisso Ambiental (TCA), o cadastro fica na situação de ativo, aguardando regularização ambiental, as sanções decorrentes das infrações serão suspensas, e deverão ser cumpridas as obrigações estabelecidas no PRA e/ou no termo de compromisso para a regularização ambiental nos prazos e condições neles estabelecidos.

- Cancelado: quando constatado que as informações declaradas são total ou parcialmente falsas, enganosas ou omissas, após o não cumprimento dos prazos estabelecidos nas notificações, ou por decisão judicial ou decisão administrativa do órgão competente, devidamente justificada.

- Suspenso: quando constatadas irregularidades de aspecto ambiental e/ou documental, que influenciem direta ou indiretamente, as informações declaradas, bem como o processo de regularização ambiental do imóvel, podendo ser por decisão judicial ou administrativa do órgão competente, devidamente justificada.

O PRA deve ser realizado depois da validação do cadastro e segue as diretrizes próprias de cada estado, servindo como guia para a recuperação dos passivos ambientais das propriedades cadastradas no SICAR. Ele deve contemplar as propostas para a recuperação, recomposição e regeneração dos passivos ambientais, bem como um termo de compromisso assinado pelo proprietário (BRASIL, 2012; LIMA; MUNHOZ, 2016).

Esses procedimentos são de extrema relevância para que seja possível estabelecer conexões entre áreas de preservação permanente e áreas de reserva legal, a fim de que essas possam proporcionar os serviços ambientais descritos pela lei florestal e almejados pela sociedade (LIMA; BRAGANÇA; ALMEIDA NETO, 2018),

desta forma, como já foi mencionado anteriormente, áreas pequenas tem menos capacidade de cumprir com funções descritas pela Lei.

### **3.3 Ecologia da Paisagem**

Uma análise fundamental, em relação ao estudo da fragmentação, é o estudo da “Ecologia da Paisagem”. Este termo, foi empregado pela primeira vez pelo biogeógrafo alemão Carl Troll, em 1939 (TROLL, 1939), apenas quatro anos após Tansley em 1935 (TANSLEY, 1935) ter introduzido o conceito de “ecossistema”. Este termo reúne conceitos bem importantes de ecologia e de paisagens, o qual é compreendido como uma ciência para o estudo da paisagem e sua dinâmica (METZGER, 2001).

Segundo Odum (2006), a palavra “ecologia” foi proposta pela primeira vez, pelo biólogo alemão Ernest Haeckel, em 1869 (RICKLEFS, 1996), sendo definida usualmente como o estudo das relações dos organismos ou grupos de organismos com o seu ambiente, ou a ciência das inter-relações que ligam os organismos vivos ao seu ambiente e, numa acepção mais “moderna”, o estudo da estrutura e do funcionamento da natureza, considerando que a humanidade é uma parte dela.

Para um melhor entendimento da ecologia da paisagem, faz-se necessário abordar o sentido de ecossistema que, na ecologia, é a unidade funcional básica, uma vez que inclui tanto comunidades bióticas como o ambiente abiótico, cada um deles influenciando as propriedades do outro. É um conceito que tem como principal função dar realce às relações obrigatórias, à interdependência e às relações causais, isto é, à junção de componentes para formar unidades funcionais, sendo o nível de organização biológica mais apropriado à aplicação de técnicas de análise de sistemas (ODUM, 2006), transmitindo um sentido de homogeneidade do objeto de estudo.

Por outro lado, a noção de paisagem acompanha a existência humana, uma vez que a sobrevivência dos seres humanos sempre dependeu de sua relação com o meio (MAXIMIANO, 2004), sendo mencionada pela primeira vez no “Livro dos Salmos” do antigo testamento, escrito por volta de 10.000 A.C. em hebraico, como uma noção visual e estética, entendimento adotado posteriormente pela literatura e pelas artes em geral (METZGER, 2001).

Interpretada ao longo do tempo conforme as diversas disciplinas científicas e até mesmo o senso comum, acumulando uma enorme diversidade de conteúdos e

significados, moldadas cada qual em um determinado contexto histórico. A palavra paisagem foi conceituada primeiramente por Humboldt em 1807, sendo o caráter total de uma região da Terra cultural (MAXIMIANO, 2004; VITTE, 2007). Em 1967, Hans Carol conceituou paisagem como, tudo que se encontra no manto terrestre constitui a paisagem, montanhas, planícies, mares, lagoas, ar, plantas, animais, o homem com ser atuante biológico, social, econômico, espiritual, campos, prédios, tráfego – tudo isso em sua existência total e em sua interferência perfaz a paisagem (LANG; BLASCHKE, 2009).

Em tempos mais recentes, conforme Bastian (2001), o entendimento científico de paisagem implica um sistema integrado, componentes do meio ambiente e sociais, sendo esse entendimento, o pré-requisito para fomentar um acesso competente aos problemas complexos à luz de um desenvolvimento sustentável.

Santos (2002) acrescenta que a palavra paisagem é frequentemente utilizada em vez da expressão configuração territorial, que em muitos idiomas, o uso das duas expressões é indiferente, sendo então, o conjunto de elementos naturais e artificiais que fisicamente caracterizam uma área, sendo a paisagem apenas a porção da configuração territorial que é possível abarcar com a visão.

A paisagem existe através de suas formas, criadas em momentos históricos diferentes, porém coexistindo no momento atual. No espaço, as formas de que se compõe a paisagem preenchem, no momento atual, uma função atual, como resposta às necessidades atuais da sociedade. Tais formas nasceram sob diferentes necessidades, emanaram de sociedades sucessivas, mas só as formas mais recentes correspondem a determinações da sociedade atual (SANTOS, 2002, p.67).

Mesmo com a diversidade de variações do conceito de paisagem, alguns pontos são comuns (MAXIMIANO, 2004; VITTE, 2007), constituindo-se de um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo esta heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação, podendo-se apresentar sob forma de mosaico, contendo manchas (fragmentos), corredores e matriz, ou sob forma de gradiente (LANG; BLASCHKE, 2009; METZGER, 2001).

Contudo, de acordo Bertrand (2004), a paisagem não é a simples adição de elementos geográficos disparatados. É, em uma determinada porção do espaço, o resultado da combinação dinâmica, portanto instável, de elementos físicos, biológicos

e antrópicos que, reagindo dialeticamente uns sobre os outros, fazem da paisagem um conjunto único e indissociável, em perpétua evolução.

Atualmente, a paisagem tem se tornado para várias ciências (Geografia, Biologia, Agronomia e Ecologia, por exemplo), um recurso para o estudo da complexa relação entre homem e natureza, possibilitando tanto um entendimento global da natureza, quanto servindo de suporte a gestão e ao planejamento ambiental (NUNES, 2020). Assim como o conceito de paisagem, o uso do termo ecologia da paisagem, envolve diversos entendimentos, mas o ponto de partida da ecologia da paisagem é a noção básica de espacialidade, a heterogeneidade do espaço onde o homem habita, englobando aspectos geomorfológicos e de recobrimento, tanto naturais quanto culturais (METZGER, 2001).

Pode-se afirmar que o conceito de ecologia da paisagem se desenvolveu a partir de duas abordagens distintas, sendo uma geográfica, com berço na Europa, abrangendo tanto a geografia física quanto a humana, com a preocupação de planejamento da ocupação territorial, as modificações da paisagem pelo homem (paisagens culturais), em macro escalas tanto espaciais quanto temporais. E outra abordagem ecológica, mais recente, com berço nos Estados Unidos, inicialmente influenciada pela ecologia de ecossistemas, pela modelagem e análise espacial, facilitada pelo advento das imagens de satélite, dando maior ênfase às paisagens naturais, direcionada à conservação da biodiversidade e ao manejo de recursos naturais, sendo a escala espacial e temporal relacionada à espécie em estudo (BASTIAN, 2001; METZGER, 2001; SIQUEIRA; CASTRO; FARIA, 2013; WU, 2013).

Turner (2005), neste mesmo sentido, acrescenta que o foco explícito na compreensão da heterogeneidade espacial surgiu na década de 1980, à medida que a ecologia da paisagem se desenvolvia e os dados espaciais e os métodos de análise se tornavam mais amplamente disponíveis, e que a pesquisa em ecologia de paisagens melhorou a compreensão das causas e consequências da heterogeneidade espacial, e de como elas variam com a escala influenciando na gestão de paisagens naturais e culturais.

De acordo com Bastian (2001), examinando diferentes “conceitos” a respeito de ecologia da paisagem e de uma unificação do entendimento do termo, buscou não limitar seu uso a aspectos meramente espaciais e descritivos da paisagem ou, tendências em reduzir a complexidade da paisagem a aspectos ou componentes únicos em subdisciplinas da visão da biologia. Enfatizou que o desafio

da ecologia da paisagem é uma abordagem holística no contexto das relações homem-natureza frente aos problemas ambientais e a discussão sobre sustentabilidade, com foco em estruturas, processos e mudanças da paisagem, aspectos espaciais e hierárquicos e, a complexidade dos diferentes fatores numa paisagem.

Segundo o mesmo autor, este princípio holístico está incorporado às raízes da ciência da ecologia da paisagem, unindo a abordagem ecossistêmica da ecologia e a abrangência da geografia física e humana, porém, não se trata somente da mera combinação de ciências, mas que transcende os limites específicos das “ciências mães”, permitindo conexões com outras ciências. Sendo esse o verdadeiro desafio da ecologia de paisagens, frente a necessidade de investigação em busca de diagnósticos consistentes de gestão de territórios.

À medida que a sociedade lida com a crescente necessidade de reconhecer e mitigar os danos causados pelo uso intensivo de paisagens para satisfazer os requisitos de serviços ecossistêmicos de uma população global crescente, a importante metaciência da ecologia da paisagem evoluiu. Seu foco é estudar e melhorar as relações entre processos ecológicos e ambientais e ecossistemas específicos em uma variedade de escalas de paisagem e níveis organizacionais relevantes para pesquisa, política e gestão (PEARSON *et al.*, 2024, p.1).

Forman e Godron (1986) abordaram que a ecologia da paisagem pode ser definida como o estudo da estrutura, função e mudança de uma região heterogênea composta de ecossistemas em interação, sendo estas três características principais de uma paisagem. Segundo os mesmos autores, a estrutura é o produto do relacionamento espacial entre os distintos ecossistemas ou elementos (como é o arranjo ou padrão espacial da paisagem), descrita pelos tamanhos, formas, números e tipos de configuração dos ecossistemas, já a função, é a interação entre os elementos espaciais, enquanto, a mudança, são as alterações na estrutura e na função do mosaico ecológico através do tempo.

De acordo com Lang e Blaschke (2009), as características da estrutura espacial das paisagens são observáveis, descritíveis e analisáveis, sendo a mudança de paisagem referente especialmente à transformação das áreas, porém ela não ocorre de modo uniforme e espacialmente indiferenciada. Desta forma, na descrição de uma paisagem, torna-se fundamental a caracterização de três tipos básicos de estrutura: manchas, corredor e matriz.

Esta caracterização é importante, pois descreve o arranjo espacial da paisagem, em um determinado tempo, podendo relevar os processos que estão ocorrendo e os processos que determinam seu desenvolvimento, deste modo, pode-se dizer que o estudo do relacionamento espacial dos elementos da paisagem constitui o elemento central da pesquisa em ecologia da paisagem (FORMAN; GORDON, 1986).

Pode-se considerar que as manchas são os elementos ou unidades básicas que compõem a paisagem, não são evidentes e devem ser definidas em relação ao fenômeno em consideração. São dinâmicas e ocorrem em uma variedade de escalas espaciais e temporais. Assim, independentemente da base para definir manchas, uma paisagem não contém um único mosaico de manchas, mas contém uma hierarquia de mosaicos de manchas em uma variedade de escalas (MCGARIGAL, 2015).

Os corredores são elementos lineares da paisagem que podem ser definidos com base na estrutura, na função ou em ambas, podem ser faixas isoladas, mas geralmente estão ligados a uma mancha semelhante. Cabe ao investigador ou gestor definir a estrutura e a função implícita relativa aos fenômenos em consideração (MCGARIGAL, 2015).

Pode-se considerar que a matriz é o tipo de elemento da paisagem mais extenso e mais conectado, desempenhando um papel dominante no funcionamento da paisagem, porém, a designação de um elemento matricial depende em grande parte do fenômeno em consideração e da escala de investigação ou gestão (MCGARIGAL, 2015). Sendo assim, a matriz pode ser representada pelo *habitat* antropogênico e geralmente por manejos agrícolas que podem servir como um canal ou uma barreira à dispersão de espécies, dependendo do tipo de manejo a que são submetidas (PERFECTO; VANDERMEER, 2008)

Atualmente, estudos relacionados à ecologia das paisagens enfatizam a natureza interdisciplinar de entender a dinâmica de padrões e processos em escalas de paisagem relevantes para o uso da terra e a mudança da cobertura da terra em uma variedade de sistemas terrestres. Destacando o papel dos serviços ecossistêmicos e o papel que as pessoas desempenham em provocar mudanças na paisagem, demonstrando o quão interconectadas estão com elas e, portanto, seu senso de administração e gestão (PEARSON *et al.*, 2024).

Este estudo está direcionado a uma abordagem geográfica da ecologia da paisagem, sendo as modificações da paisagem ao longo do tempo, relacionadas a interação do homem com o meio ambiente de interesse, ou seja, a estrutura e a dinâmica da paisagem, relacionando os cenários ou Lei Florestal brasileira. A estrutura metodológica para quantificar esses padrões é fornecida pelo conceito de estrutura de paisagem, que trata da medição e quantificação de paisagens, com valores de medição das chamadas medidas da estrutura da paisagem, ou métricas de paisagem (LANG; BLASCHKE, 2009).

### 3.4 Métricas da Paisagem

As métricas da paisagem expressam a relação entre padrões espaciais e processos ecológicos, índices métricos associados ao estudo da legislação ambiental podem contribuir para a melhor compreensão dos fragmentos da vegetação, no sentido de verificar a possibilidade desses fragmentos permanecerem na paisagem ou se tornarem sub-fragmentos (METZGER, 2003). Segundo Turner (2005), uma ampla gama de métricas para composição da paisagem (o número e a quantidade de diferentes tipos de *habitat*) e configuração foram desenvolvidas para dados categóricos (como essas classes estão organizadas espacialmente).

A estrutura da paisagem ocorre em três níveis. Nível de *Mancha (Patch)*: referem-se às características geométricas das manchas individuais como área, forma, borda e área-núcleo. Nível de *Classe*: resumem todas as manchas de uma determinada classe, a configuração desse conjunto de manchas, como distância entre manchas e o retalhamento da classe. Nível de *Paisagem*: relativas à paisagem referem-se a toda paisagem, a diversidade das classes, à proporção de cobertura de cada classe numa área total e a dominância ou uniformidade das classes (LANG; BLASCHKE, 2009; MCGARIGAL, 2015; METZGER, 2003).

Porém, de acordo com Metzger (2003), as métricas são ferramentas importantes na investigação ecológica especializada, mas devem ser utilizadas de forma criteriosa, escolhidas em função do objetivo do estudo, sendo fundamental a qualidade dos dados categóricos e da escala utilizada, podendo ser agrupadas em duas categorias: de composição e disposição. Os parâmetros de composição dão ideia de quais unidades estão na paisagem e os parâmetros de disposição vão quantificar o arranjo espacial dessas unidades. Neste estudo, os parâmetros visam

quantificar a fragmentação da classe Floresta, o que implica nos problemas recorrentes como perda de habitat, efeitos de borda, dificuldade de dispersão de propágulos, redução da diversidade, risco aumentado de extinção (PRIMACK; RODRIGUES, 2001).

A área da mancha é normalmente calculada como a área total da mancha, independentemente de seu caráter espacial, contudo, o tamanho da mancha também pode ser caracterizado pela sua extensão espacial; ou seja, quão abrangente é. A maioria das métricas incorpora diretamente informações sobre o tamanho da mancha ou é afetado pelo tamanho da mancha (LANG; BLASCHKE, 2009; MCGARIGAL, 2015).

Os limites entre manchas (ou bordas) representam outro atributo espacial fundamental de um mosaico de manchas. O comprimento da borda pode ser resumido no nível da mancha como o perímetro da mancha, e nos níveis de classe e paisagem como o comprimento total da borda envolvendo a classe focal ou em todo o mosaico, respectivamente (LANG; BLASCHKE, 2009; MCGARIGAL, 2015).

Área central ou núcleo (*core area*): A área central refere-se à área interna das manchas, onde predominam condições naturais do fragmento e não é afetado pela borda da mancha ou “efeito de borda”. A borda é definida pelo pesquisador considerando o tipo de estudo a ser realizado. A área central integra o tamanho do *patch*, a forma e a distância do efeito de borda em uma única medida. A magnitude do efeito de borda é relativa, também, ao contraste, ou tipo de matriz. É um atributo da própria borda, enquanto a área central é um atributo do interior da mancha após contabilizar os efeitos adversos da borda que penetram nas manchas e, portanto, têm um efeito de profundidade de borda correspondente (MCGARIGAL, 2015).

Para Fernandes e Fernandes (2017), o número de fragmentos de determinada classe é de fundamental importância para os aspectos dos padrões da paisagem, uma vez que constitui uma medida do seu grau de subdivisão ou fragmentação. A área central da formação florestal, está baseada na área total da mancha e na forma, e possibilita analisar o efeito de borda, quanto maior a área central, menor o efeito de borda da classe na paisagem. Segundo Vidolin, Biondi e Wandembruck (2011), a Área Central é considerada medida da qualidade de *habitat*, uma vez que indica quanto existe realmente de área efetiva de um fragmento, após descontar-se o efeito de borda.

Com a complexidade das questões espaciais a serem consideradas, a utilização das geotecnologias é de extrema importância para a análise integrada da paisagem através de dados de Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informação Geográfica (SIG). Essas ferramentas têm sido amplamente utilizadas, pois auxiliam na tomada de decisões e reduzem a subjetividade, identificando áreas que precisam conectar os remanescentes e propondo corredores, considerados temas importantes para avaliação no contexto espacial (FERRETTI; POMARICO, 2013).

Estas métricas, possibilitam interpretar se a capacidade de um fragmento pequeno, isolado e circundado de plantio de grãos, declarado como área de reserva legal, pode não atender às funções que a Lei Florestal Brasileira preconiza, da mesma forma às Áreas de Preservação Permanente (BRASIL, 2012).:

Assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa

### **3.5 Classificação Mapbiomas**

O projeto Mapbiomas, é uma iniciativa colaborativa que reúne diferentes instituições públicas e privadas, com propósito de disponibilizar gratuitamente o mapeamento anual de Cobertura e Uso da Terra (CUT) de todo Brasil, com resolução de 30m. Conta com uma ampla gama de especialistas em sensoriamento remoto, ciências ambientais, humanas, da computação e outras, que desenvolvem este projeto com uso de processamento em nuvem e classificadores automatizados, desenvolvidos e operados a partir da plataforma *Google Earth Engine* (Mapbiomas, 2024).

O *Google Earth Engine* é uma plataforma que facilita o acesso a recursos de computação de alto desempenho para o processamento de conjuntos de dados geoespaciais muito grandes, que permite aos usuários obterem dados sistemáticos ou implantar aplicativos interativos apoiados pelos recursos da plataforma. É também, um catálogo de dados que abriga um grande repositório de conjuntos de dados geoespaciais disponíveis publicamente (GORELICK *et al.*, 2017).

Em linha gerais, a metodologia de classificação anual do MapBiomass, utiliza como base imagens do satélite *Landsat*, com resolução espacial de 30x30 metros, numa série temporal com início em 1985. As imagens são classificadas *pixel* a *pixel*, sendo selecionados somente os *pixels* sem nuvens, fumaça ou outros artefatos e, sendo extraídas métricas que explicam o comportamento daquele *pixel* naquele ano, procedimento realizado com todas as bandas espectrais dos sensores (SOUZA *et al.*, 2020).

É realizado um mosaico com o resultado das métricas de cada *pixel*, onde é feita a classificação automática dos *pixels* utilizando o classificador “*random forest*”, sendo então analisados por especialistas de cada Bioma e de cada tema. Na sequência, *pixels* isolados são eliminados, a fim de ampliar a consistência espacial dos dados e aplicado um filtro temporal, com a função de corrigir falhas por excesso de nuvens ou falta de dados. Em seguida os *pixels* são integrados e aplicados uma regra de prevalência, formando um único mapa anual e, por fim, os mapas passam por uma análise de acurácia que é a principal forma de avaliação da qualidade do mapa (SOUZA *et al.*, 2020).

Atualmente o projeto está na Coleção 9, que resultou não apenas em uma longa série temporal, adicionando o ano de 2023, mas em mapas anuais de Cobertura e Uso da Terra do Brasil mais consistentes espacial e temporalmente. Os mapas são produzidos numa escala de 1:250.000, tendo sua melhor aplicação em escala até 1:100.000. A acurácia no Nível 1 foi de, 93% de precisão global média e 6% de discordância de alocação com 0,8% de discordância de área, no Nível 2, a precisão global foi de 89,8%, com 7,2% de discordância de alocação e 2,9% de discordância de área e, finalmente, no Nível 3, a precisão global foi de 89,8%, com 7,1% de discordância de alocação e 3,0% de discordância de área (MapBiomass, 2024).

De acordo com Souza *et al.* (2020), formuladores de políticas estão usando o conjunto de dados do MapBiomass para planejar e avaliar políticas públicas no país. E está se expandindo para gerar novos produtos em outros países, contribuindo para dar suporte a aplicações científicas e sociais e melhores decisões políticas.

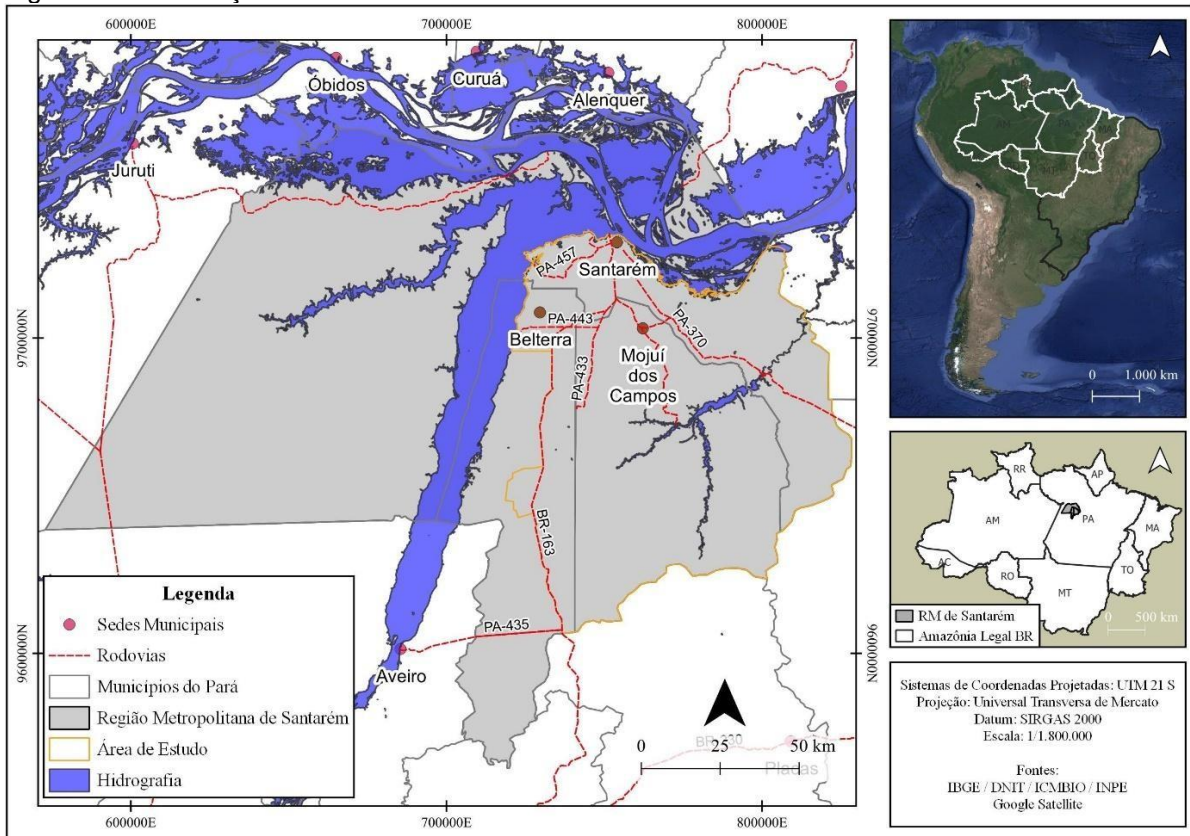
Cruz e Cruz (2021) avaliaram o mapeamento de Cobertura e Uso da Terra do MapBiomass, para o Rio de Janeiro, ano de 2015, com alto grau de confiabilidade e como um importante conjunto de dados e referência para a realização de mapeamentos temáticos daquela região. Segundo Costa *et al.* (2018), os produtos gerados pelos Mapbiomass ajudam a melhor compreender o uso e a ocupação da terra

em uma escala temporal, assim como, economiza em recursos e tempo, uma vez que a plataforma disponibiliza as séries temporais para o *download* gratuito.

#### 4 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A Região Metropolitana de Santarém (RMS) é composta pelos municípios de Santarém, Belterra e Mojuí dos Campos em sua totalidade. Para realização desta pesquisa, foi delimitada a região onde o desenvolvimento da monocultura de grãos tem ocorrido com maior intensidade, sendo a parte da RMS localizada às margens direitas dos Rios Tapajós e Amazonas, área de influência direta da BR-163 (Rodovia Cuiabá-Santarém), até os limites com os municípios de Prainha, Uruará e Placas, abrangendo aproximadamente 9.150,00 km<sup>2</sup> ou 915.000,00 ha (Figura 1).

Figura 1 – Localização da RMS e da Área de Estudo.



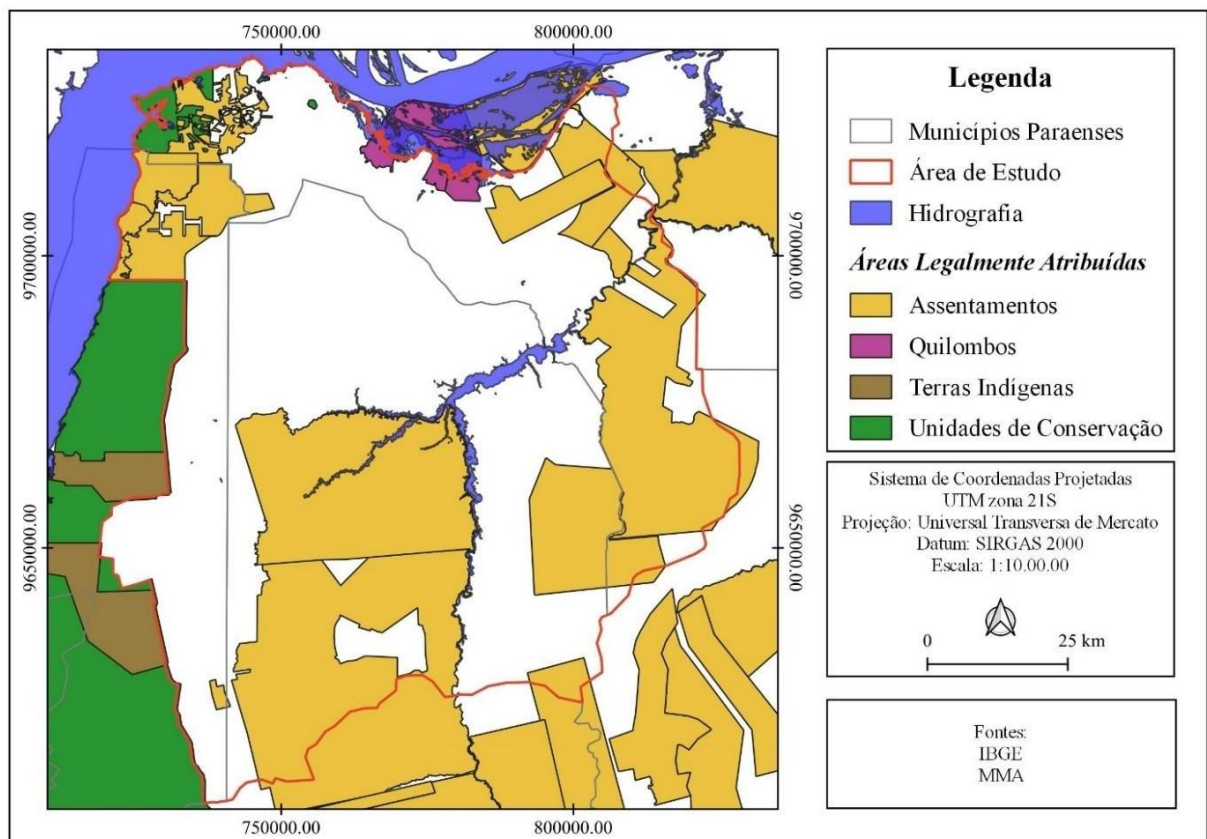
Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

A história das atividades de uso da terra na RMS está intimamente relacionada à rodovia BR-163, construída como parte do programa de colonização da Amazônia, permitindo que fazendeiros se estabelecessem espontaneamente ao longo desta estrada, sendo principalmente colonos de reforma agrária de pequena escala. Com a disponibilidade de terras, perspectiva de pavimentação da rodovia BR-163 e a existência de um porto na cidade de Santarém, tornaram esta região muito atraente

para atividades agrícolas e a expansão rodoviária não oficial associada (FEARNSIDE, 2007; ROSA; GABRIEL; CARREIRAS, 2015).

É necessário mencionar que o município de Mojuí dos Campos, foi desmembrado de Santarém em 2006, mas, somente em 2012 houve a primeira eleição para prefeito, ou seja, o município começou a ter uma gerência independente a partir de 2013. Outro ponto necessário de mencionar, é que a área da Flona Tapajós não fará parte da análise de fragmentação, pois iria interferir nas métricas da paisagem, uma vez que se trata de um remanescente bem conservado, importantíssimo para manutenção da biodiversidade “original” da floresta Amazônica e, fundamental para uma estratégia de recuperação de áreas degradadas, tanto pela biodiversidade quanto pela proximidade da área de estudo (Figura 2).

Figura 2 – Áreas atribuídas à reforma agrária.



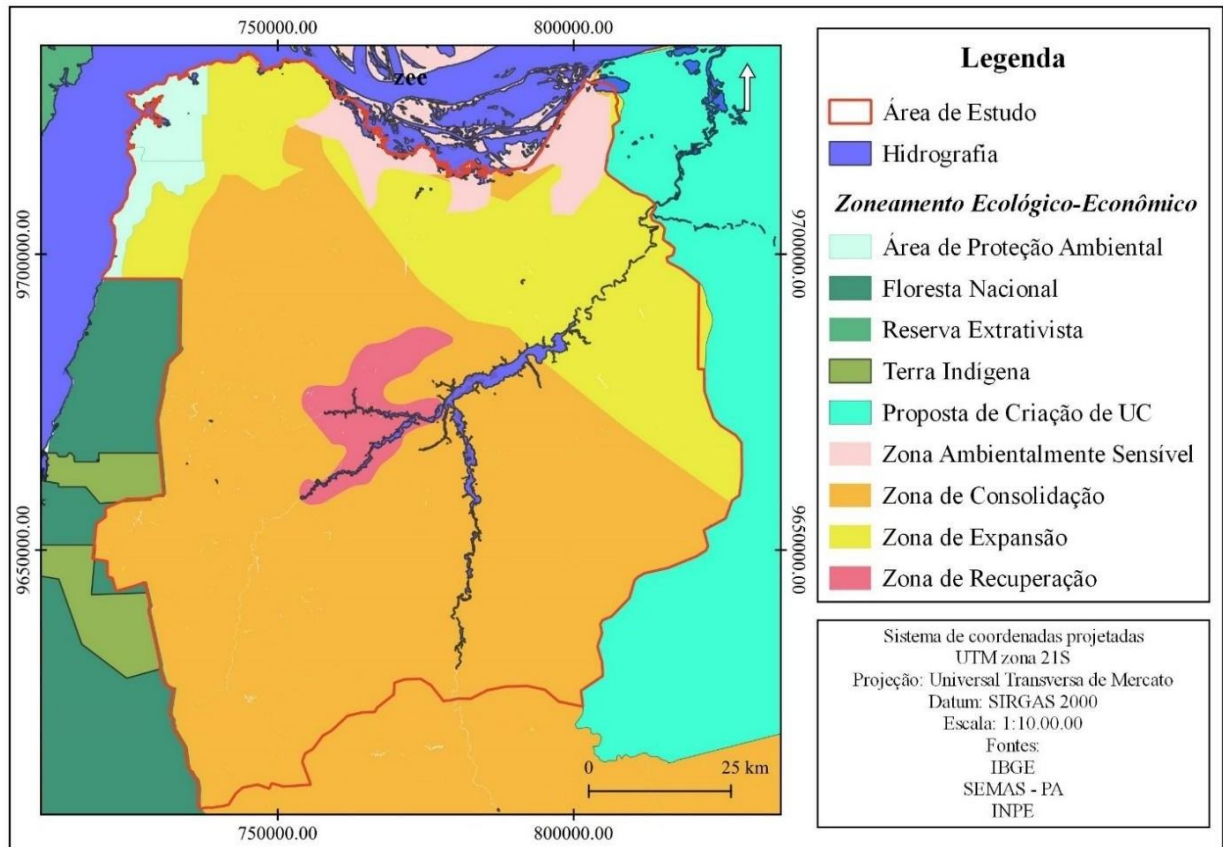
Fonte: Adaptado do Ministério do Meio Ambiente – MMA (2023).

Esta região é preenchida por áreas atribuídas à reforma agrária e áreas protegidas, como por exemplo, Projetos de Assentamentos Rurais, Áreas Quilombolas, Terras Indígenas e Unidades de Conservação (UC), que influenciam

diretamente no ordenamento territorial e conseqüentemente no uso e ocupação do solo.

Um fator importante neste estudo é o Zoneamento Ecológico Econômico do Oeste do Pará (ZEE), instituído pela Lei Estadual nº 7.243 / 2009 (Figura 3). Criado para orientar o planejamento, a gestão e o ordenamento territorial para o desenvolvimento sustentável ao longo da área de influência das Rodovias Cuiabá/Santarém (BR-163) e Transamazônica (BR-230) no Estado do Pará. Este instrumento tem relação direta com a Lei Florestal Brasileira, nas análises do Cadastro Ambiental Rural e na delimitação das Áreas de Reserva Legal, assim como nos procedimentos referentes ao Programa de Regularização Ambiental.

Figura 3 – Zoneamento Ecológico Econômico do Oeste do Pará.



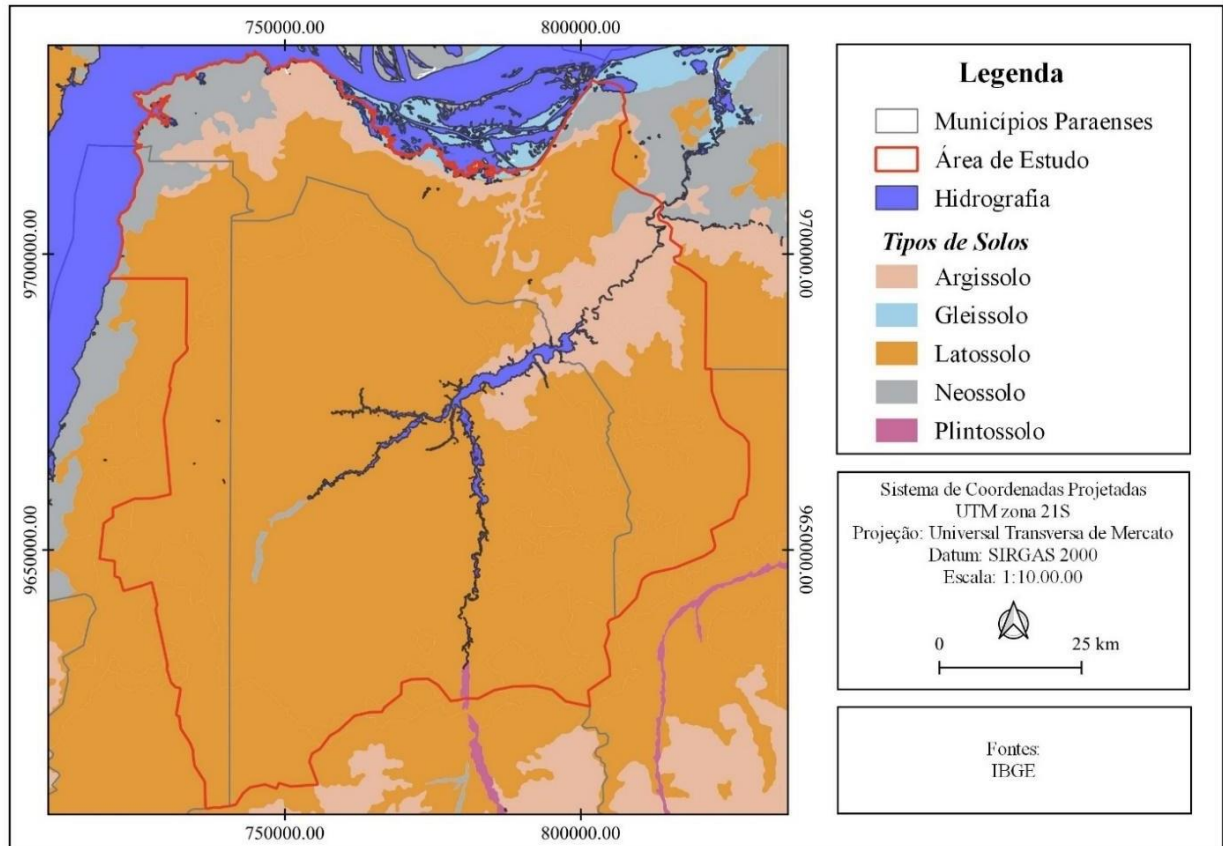
Fonte: Adaptado da Semas-PA (2000).

Em relação às características climáticas, segundo a classificação Köppen, o clima predominante da região é o “Af”, apresentando períodos de seca bem definidos, temperatura acima de 26°C e pluviosidade anual entre 1.900 e 2.200 mm ao ano, porém, também apresenta características climáticas classificadas como “Am” que com precipitações anuais de aproximadamente 3.000 mm ano por ano, pertence

ao domínio de clima tropical caracterizado por apresentar total pluviométrico anual elevado e moderado período de estiagem (ALVARES *et al.*, 2013).

As associações de solo na área de estudo (Figura 4), são: Argissolo Vermelho-Amarelo, Gleissolo Háplico, Latossolo Amarelo, Neossolo Flúvico, Neossolo Quartzarênico e Plintossolo Háplico (SANTOS *et al.*, 2018).

Figura 4 – Tipos de solo na Região Metropolitana de Santarém-PA.



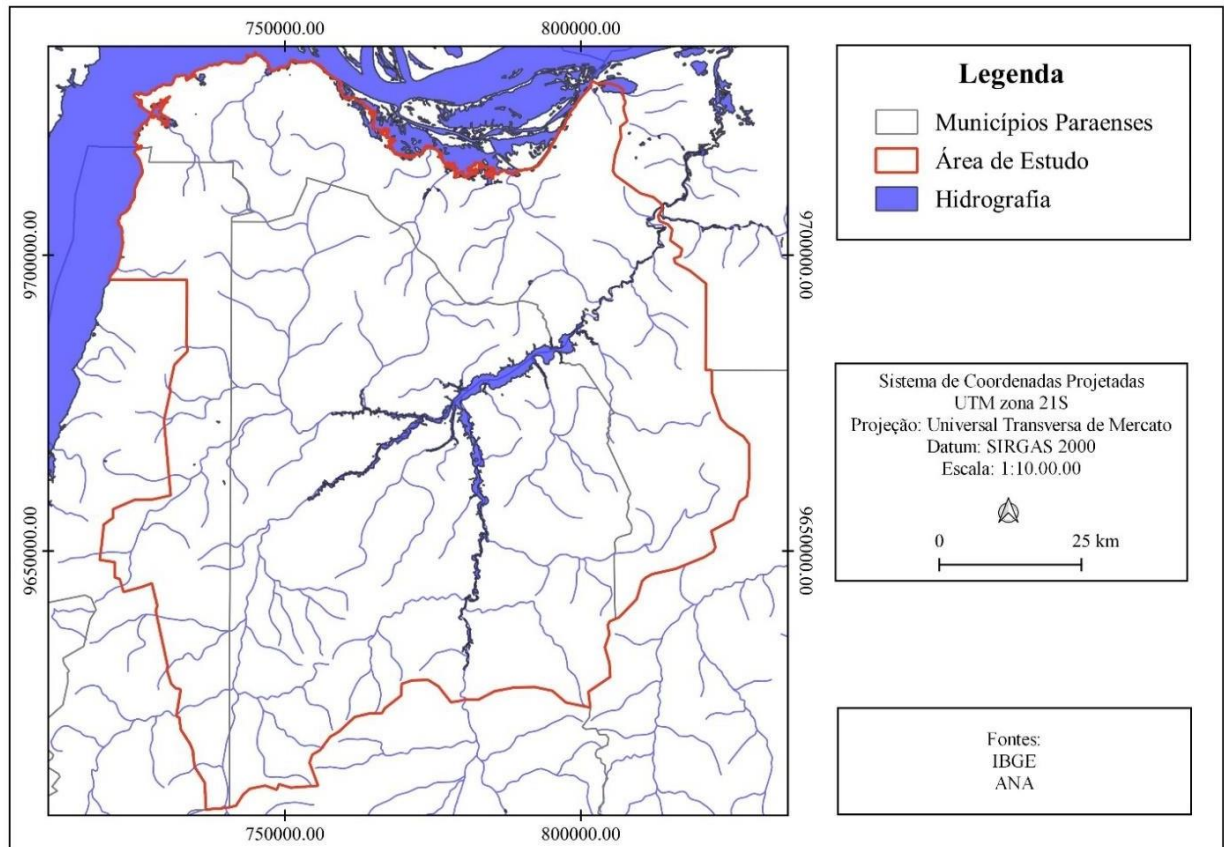
Fonte: Adaptado do IBGE (2023).

Os Latossolos Amarelos, Argissolos Amarelos e Neossolos Quartzarênico são profundos a muito profundos, bem drenados, de baixa fertilidade natural, condicionados pela baixa soma por bases, baixa capacidade de troca de cátions e alta saturação por alumínio (RODRIGUES *et al.*, 2001). De modo geral, esses solos apresentam baixa fertilidade natural, mas com boas propriedades físicas. A potencialidade desses solos para atividades agrícolas depende de fatores que interferem no uso agrícola, quanto ao desenvolvimento da cultura e/ou manejo do solo (VENTURIERI; MONTEIRO; MENEZES, 2010).

A região apresenta uma vasta rede de drenagem, inserida principalmente a microrregião hidrográfica do Curuá-una, e apenas uma parte pertencente à

microrregião hidrográfica do Baixo-Tapajós (Figura 5). Isso implica em uma rede bem desenvolvida, apresentando uma área de preservação permanente bem elevada.

Figura 5 – Hidrografia na Região Metropolitana de Santarém-PA.



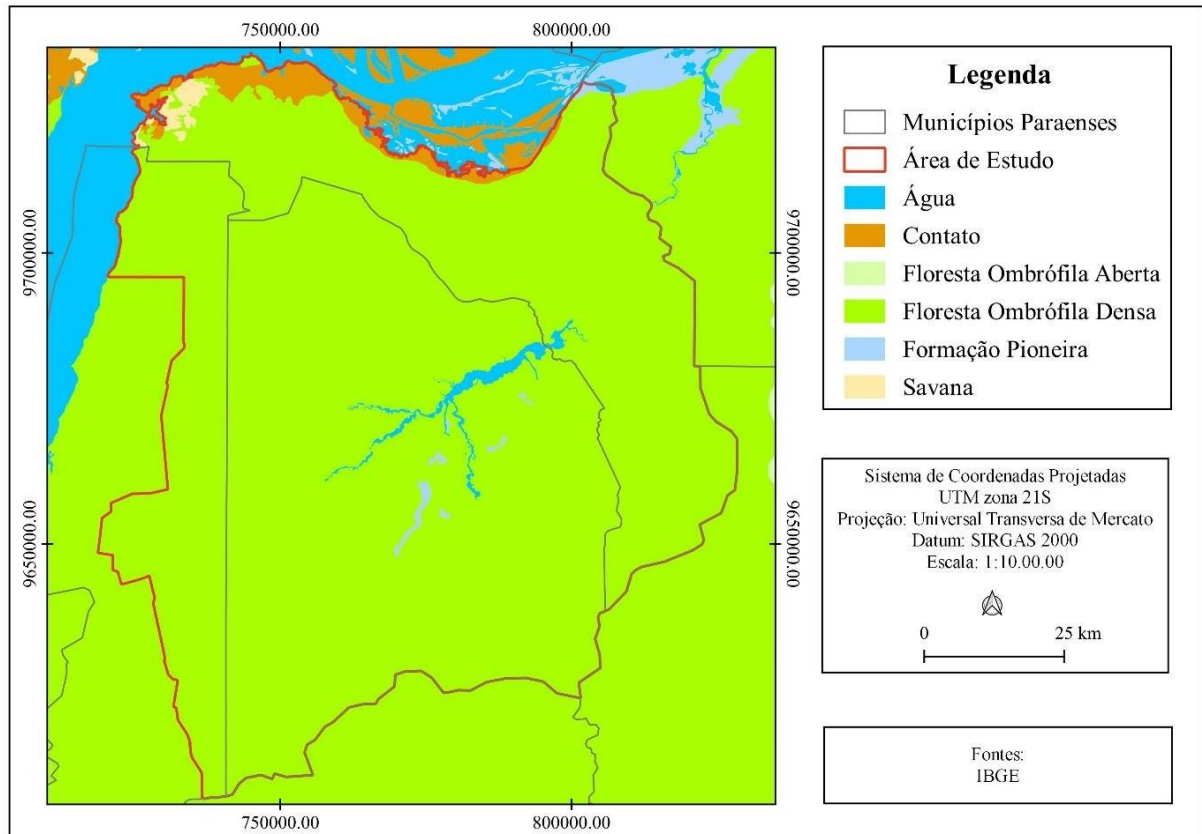
Fonte: Adaptado da Agência Nacional de Águas (2023).

Os Rios Amazonas e Tapajós são as vias de maior importância para o desenvolvimento econômico da região, através do escoamento de produtos nela gerados, pela utilização de pequenas, médias e até grandes embarcações. Um outro rio de grande importância na economia da região é o Curuá-Una, não por sua navegabilidade, em virtude de ser um rio bastante encachoeirado, mas por seu poder energético, pois, é nele que se encontra a hidrelétrica de Curuá-una (RODRIGUES *et al.*, 2001).

O tipo de vegetação predominante na região é a floresta ombrófila densa, estendendo-se por praticamente toda área. Apresenta diversificações na sua forma e estrutura, proveniente da distribuição em diferentes ambientes, constituída por árvores com alturas entre 20 e 30m, troncos retos e bem copados, sempre apresenta grande número de espécies, muitas de excelentes propriedades e de boa potencialidade de madeiras por unidade de área (VENTURIERI; MONTEIRO; MENEZES, 2010).

As espécies florestais de maior valor econômico estão deixando de existir, em consequência de constantes derrubadas (RODRIGUES *et al.*, 2001). Pode-se ver na Figura 6 a extensão do que foi floresta um dia.

Figura 6 – Tipos de Vegetação na Região Metropolitana de Santarém.



Fonte: Adaptado do IBGE (2023).

## 5 MATERIAL E MÉTODOS

### 5.1 Coleta de Dados

#### 5.1.1 Base de Dados

Neste estudo todos os procedimentos relacionados ao Sistema de Informação Geográfica será realizado no *software* QGIS versão 3.22 *Biatowieza* LTR (QGIS, 2024), sendo todos os dados reprojatados para o sistema de referência SIRGAS 2000 e SIRGAS 2000 – UTM 21S.

A base de dados geográficos utilizados para caracterizar a área de estudo foram acessados diretamente através do QGIS, proveniente dos serviços de *Web Feature Service (WFS)*, que permite acessar dados geoespaciais, disponibilizados gratuitamente por de órgãos governamentais, entidades acadêmicas e de pesquisa, dentre outras bases, sendo essas: os limites territoriais, rodoviários, vegetação e solos disponibilizados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE); bases Hídricas disponibilizadas pela Agência Nacional de Águas (ANA) e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE); limites de Assentamentos, Quilombos, Unidades de Conservação e Terras Indígenas disponibilizados pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA).

Os dados do Zoneamento Ecológico Econômico – PA (ZEE-PA), foram acessados diretamente no site da SEMAS-PA, sendo todas as bases em formato vetorial, na escala de 1:250.000 e constam no Quadro 1.

Quadro 1 – Fontes de dados geográficos.

Fonte	Tipo de dados	Formato
IBGE	Limites territoriais Sedes municipais Rodovias Solos	Vetor
ANA; INPE	Base Hídrica	
MMA	Assentamentos Quilombos Unidades de Conservação	
SEMAS	ZEE-PA	
MapBiomias	Classificações de UCT	Raster

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Os dados bases de uso e cobertura da terra (UCT), foram obtidos do Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra – MapBiomias, Coleção 9, disponibilizado através da plataforma do *Google Earth Engine*, em formato raster, com escala de 1:250.000 (Quadro 1).

### 5.1.2 Procedimentos Metodológicos

Foram utilizadas as classificações de Cobertura e Uso da Terra do Projeto MapBiomias (MAPBIOMAS, 2024) para analisar as mudanças na configuração espacial da paisagem entre os anos de 1993, 1998, 2003, 2008, 2013, 2018, 2023, considerando os períodos de 5 em 5 (cinco) anos, antes e depois de 2008, referentes à data base de 22 de julho de 2008, que trata das áreas de uso consolidado, e ao período de pousio, descritos na Lei Florestal Brasileira.

Esses dados foram adquiridos seguindo os procedimentos descritos no *site* do projeto, através da plataforma do *Google Earth Engine*, já recortadas para área de estudo, sendo em seguida, reprojctadas para o sistema oficial brasileiro, o Datum horizontal SIRGAS 2000 no Sistema Universal Transversa de Mercator, zona 21 sul do Equador, EPSG: 31981, acrescidas as constantes 10.000.000 e 500.000 metros, respectivamente para Equador e Meridiano Central, procedimento necessário para o cálculo de áreas.

Segundo Scalioni *et al.* (2019), ao utilizar dados do MapBiomias, é necessário ponderar, primeiramente, a sua legenda, e adaptá-la ao estudo, para que haja uma coerência nos resultados. A legenda é dividida em níveis de análise, de modo que é necessário realizar agrupamentos para que todas as classes apareçam no recorte territorial escolhido.

Desta forma, foram elaborados mapas, atribuindo os nomes e as cores das classes de Cobertura e Uso da Terra, seguindo os padrões recomendados pelo MapBiomias, em seguida, os dados foram reagrupados para o Nível 1, de modo a facilitar a análise da dinâmica da vegetação nativa, ou seja, florestas.

Assim como, foi elaborado um mapa, do ano de 2023, com a descrição detalhada de todas as classes presentes na região, com o objetivo de identificar as principais formas de ocupação e uso da terra neste período e, caracterizar a paisagem mais recente da pesquisa (Quadro 2).

Quadro 2 – Classes identificadas na Região Metropolitana de Santarém-PA.

Nível 1	Nível 2	Nível 3	Nível 4	Valor do <i>Pixel</i>
Floresta	Formação Florestal	–	–	3
	Formação Savânica	–	–	4
	Florestal Alagável	–	–	6
Vegetação Herbácea e Arbustiva	Campo Alagado e Área Pantanosa	–	–	11
	Formação Campestre	–	–	12
Agropecuária	Pastagem	–	–	15
	Agricultura	Lavouras Temporárias	Soja	39
			Outras Lavouras Temporárias	41
Área não vegetada	Área Urbanizada	–	–	24
	Outras áreas não Vegetadas	–	–	25
Corpo D'água	Rio e Lago	–	–	33

Fonte: Adaptado de MapBiomas – Coleção 9.

Esse procedimento foi realizado utilizando a ferramenta Análise Raster > reclassificar por tabela, na caixa de ferramentas do QGIS, possibilitando a geração de mapas, que demonstram a dinâmica da vegetação e as atividades que estão substituindo as formações florestais. Com base na classificação reagrupada N1, foram identificadas métricas da paisagem, com auxílio do complemento *Landscape Ecology Statistics – LecoS*, integrado ao QGIS, que calcula métricas avançadas e outras funções para conduzir análises de paisagem (JUNG, 2016) (Quadro (3)).

Quadro 3 – Métricas da paisagem

Métricas de análise LecoS	Conceituação	Descrição
<i>Land Cover</i>	Área total de cada classe da paisagem	Indica a heterogeneidade e dimensões das manchas. Tem relação com a dependência desta composição para algumas espécies de fauna e flora
<i>Landscape proportion</i>	Proporção de cada classe na paisagem	Quantifica a abundância proporcional de cada tipo de classe na paisagem. É uma medida de composição de paisagem importante em muitas aplicações ecológicas
<i>Number of patches</i>	Número de manchas de cada classe	Indicador de fragmentação. Valores mais altos, indicam maior fragmentação

Fonte: Adaptado de McGarigal e Marks (1995).

Para complementação e aferição das métricas encontradas, foi realizado a vetorização dos dados raster de todos os anos, através da ferramenta Raste > Converter > Raster para Vetor. Esse procedimento teve como objetivo selecionar a classe floresta e, em seguida, identificar os fragmentos quanto ao tamanho, com auxílio da calculadora de campo, classificando-os da seguinte forma, 0,09 a 25,00 (ha), de 25,01 a 100,00 (ha) e acima de 100,01 (ha), sendo agrupados em planilha de dados, para complementação das métricas dos fragmentos e geração de gráficos. Os resultados foram analisados utilizando software de planilha de dados Excel, de todos os anos estudados.

É importante esclarecer que o tamanho de fragmento de 0,09 ha é o menor tamanho de área identificada pelo MapBiomass, devido às bases utilizadas para classificação de Cobertura e Uso da Terra. Enquanto, o tamanho de fragmento de 25 ha, é o menor tamanho detectável pelo Sistema em Tempo Real para Detecção de Desflorestamento (DETER) (VALERIANO *et al.*, 2016), desta forma, foi feita dessa delimitação de tamanho de fragmentos pois, quanto menor o fragmento, mais difícil de identificar, de monitorar, fiscalizar e de recuperar, por isso a necessidade de mensurar esses fragmentos.

A classificação de fragmentos de tamanho entre 25,01 – 100,00 ha, está relacionada à pesquisa realizada na Amazônia por Ferraz *et al.* (2003), que identificaram a vulnerabilidade das florestas aos efeitos da fragmentação, principalmente em fragmentos menores que 100 ha.

Esses dados proporcionaram detalhar o processo de fragmentação da vegetação, identificando o aumento do número de fragmentos e consecutivamente a diminuição do tamanho dos maiores fragmentos. Para facilitar a visualização da dinâmica da fragmentação florestal, foi ampliada a escala em um recorte localizado nos limites dos 3 municípios que compõe a Região Metropolitana de Santarém.

O 3º procedimento visou relacionar os dados obtidos, com as descrições da Lei Florestal Brasileira, identificando as áreas de uso consolidado, as áreas de remanescente florestal, áreas antropizadas e áreas em regeneração, essa informação permite visualizar um limite para o desflorestamento na área de estudo. Para isso, foi gerado um mapa de mudanças no uso e cobertura entre os anos de 2008 e 2023, utilizando os dados da classificação N1 do MapBiomass.

Esse mapa foi gerado através do uso do complemento do QGIS, *Semi-Automatic Classification Plugin (SCP) > Postprocessing > Cross Classification*, sendo

classificado da seguinte forma: as classes que se mantiveram como formação natural (formação florestal e/ou vegetação herbácea), foram classificadas como remanescente de vegetação nativa, as classes de se mantiveram como formação antrópica (agropecuária e/ou área não vegetada) foram classificadas como áreas consolidadas, as classes que alternaram para formações naturais ou antrópicas, foram classificadas como áreas em regeneração ou áreas antropizadas, respectivamente e, por fim, o que se manteve como água ou foi alternado para esta classe, foi classificada como água, conforme Quadro 4 a seguir.

Quadro 4 – Classificação das Mudanças de uso do Solo de acordo com a Lei Florestal Brasileira.

<b>2008</b>	<b>2023</b>	<b>Classificação LFB</b>
Formação Florestal	Formação Florestal	Remanescente de Vegetação Nativa
Vegetação Herbácea	Formação Florestal	Remanescente de Vegetação Nativa
Agropecuária	Formação Florestal	Área em Regeneração
Área ã vegetada	Formação Florestal	Área em Regeneração
Água	Formação Florestal	Área em Regeneração
Formação Florestal	Vegetação Herbácea	Remanescente de Vegetação Nativa
Vegetação Herbácea	Vegetação Herbácea	Remanescente de Vegetação Nativa
Agropecuária	Vegetação Herbácea	Área em Regeneração
Água	Vegetação Herbácea	Área em Regeneração
Formação Florestal	Agropecuária	Área Antropizada
Vegetação Herbácea	Agropecuária	Área Antropizada
Agropecuária	Agropecuária	Área Consolidada
Área ã vegetada	Agropecuária	Área Consolidada
Água	Agropecuária	Área Antropizada
Formação Florestal	Área ã vegetada	Área Antropizada
Vegetação Herbácea	Área ã vegetada	Área Antropizada
Agropecuária	Área ã vegetada	Área Consolidada
Área ã vegetada	Área ã vegetada	Área Consolidada
Água	Área ã vegetada	Área Antropizada
Formação Florestal	Água	Água
Vegetação Herbácea	Água	Água
Agropecuária	Água	Água
Área ã vegetada	Água	Água
Água	Água	Água

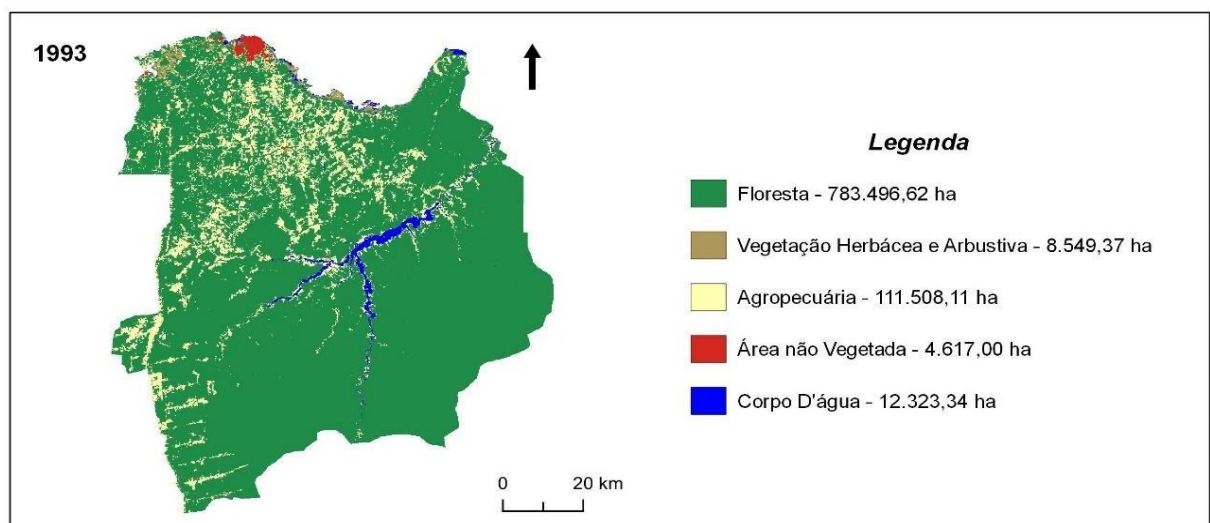
Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

## 6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados serão apresentados em forma de mapas, acrescentados de dados métricos, de forma que seja possível demonstrar a dimensão da dinâmica da fragmentação florestal ao longo dos anos, sendo complementados por tabelas e gráficos para detalhamento. E serão discutidos à luz de importantes pesquisas já realizadas neste bioma, tais como Colson, Bogaert e Ceulemans (2011), Nepstad *et al.* (2014), Rosa, Gabriel e Carreiras (2017), West e Fearnside (2021), entre outros.

Foi identificado que em 1993 já havia uma ocupação antrópica bem significativa e, conseqüentemente, um processo de fragmentação florestal definido, principalmente na região limítrofe entre os municípios de Santarém, Belterra e Mojuí dos Campos, localizada entre o centro e o noroeste da área de estudo. Contudo, a região era ocupada com ~85% por florestas e ~0,9% de vegetação herbácea e arbustiva, enquanto a atividade agropecuária ocupava ~12%, a área não vegetada ~0,5 % e, corpos d'água com ~1,3% (Figura 7).

Figura 7 – Identificação e quantificação das classes de cobertura e uso da terra em 1993.

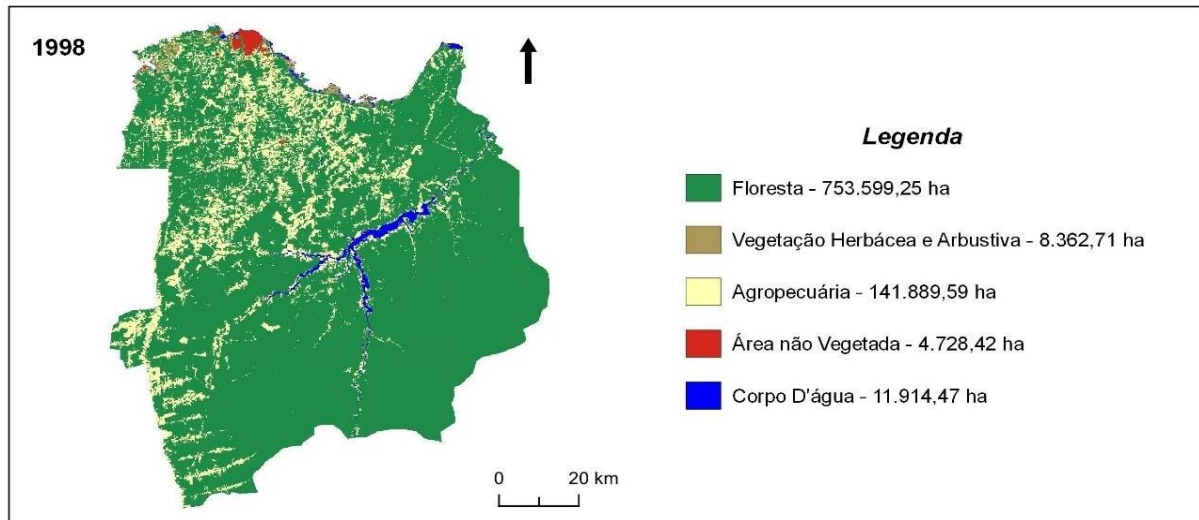


Fonte: Elaborado pelo autor, adaptado do Projeto MapBiomas – Coleção 9 (2024).

Em 1998, pode-se verificar a redução das áreas ocupadas por floresta, vegetação herbácea e arbustiva e de corpos d'água, enquanto as atividades antrópicas, agropecuária e área não vegetada, aumentaram. Em relação à classe floresta, esta apresentou redução 29.897,37 ha, representando a redução de ~4% desta classe, por outro lado, a atividade agropecuária cresceu 30.381,48 ha, o que representa o crescimento aproximado de ~27% entre os anos de 1993 e 1998,

demonstrando que a atividade agropecuária avançou inclusive sobre as classes de vegetação herbácea e arbustiva e de corpos d'água, como por ser visto na Figura 8.

Figura 8 – Identificação e quantificação das classes de cobertura e uso da terra em 1998.



Fonte: Elaborado pelo autor, adaptado do Projeto MapBiomias – Coleção 9 (2024).

Segundo Nepstad *et al.* (2014), durante o período de 1993 até 2003, houve um aumento no desmatamento na Amazônia brasileira devido à expansão agroindustrial, motivados pelo preço da soja e o avanço tecnológico que favoreceu a agricultura mecanizada e, assim como, a intensificação da produção de gado, que teve aumento de 5 vezes nos rendimentos, somando a isso, a deficiência na aplicação das legislações e no monitoramento do desmatamento.

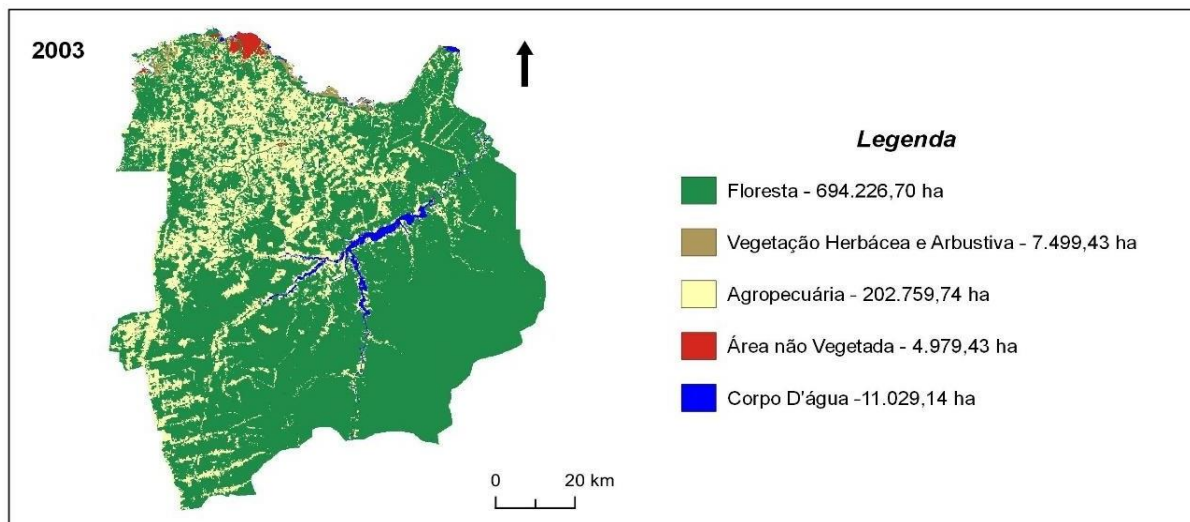
De acordo com Coelho (2009), até o final de 1990, o uso da terra, nos municípios em estudo, baseava-se na pequena agricultura voltada para subsistência com a comercialização do excedente, o extrativismo vegetal da seringa e madeira e, a pecuária. Em 1997, foi iniciado o primeiro plantio comercial de soja na região do planalto de Santarém (mesma região da área de estudo), a partir daí, começaram a chegar sojicultores à região, influenciados por condições favoráveis, como por exemplo, terras baratas, incentivos governamentais, investimentos em infraestrutura, como o asfaltamento da BR-163 e a construção do Porto da Cargill em 2004 (SOUSA; SAUER, 2023).

É importante mencionar que, durante o início do plantio de soja na região, não havia nenhuma observância dos impactos sociais e ambientais, pois todo plantio deveria ocorrer somente em áreas degradadas (antropizadas), como era divulgado pelo governo municipal. Entretanto, o que aconteceu de fato, foi um acelerado

processo de desmatamento na região, ocasionando inicialmente o aumento nos preços das terras e conflitos com agricultores familiares tradicionais (GIUSTINA, 2020).

A partir de 2003, percebe-se a redução mais relevante da classe floresta que passa a compor apenas ~75 % da paisagem, em detrimento da classe agropecuária, ocupando ~22% da região, avançando em direção ao interior do município de Mojuí dos Campos, sendo observado a mesma tendência anterior de redução das classes de vegetação herbácea e arbustiva e corpo d'água e, aumento da classe área não vegetada (Figura 9).

Figura 9 – Identificação e quantificação das classes de cobertura e uso da terra em 2003.



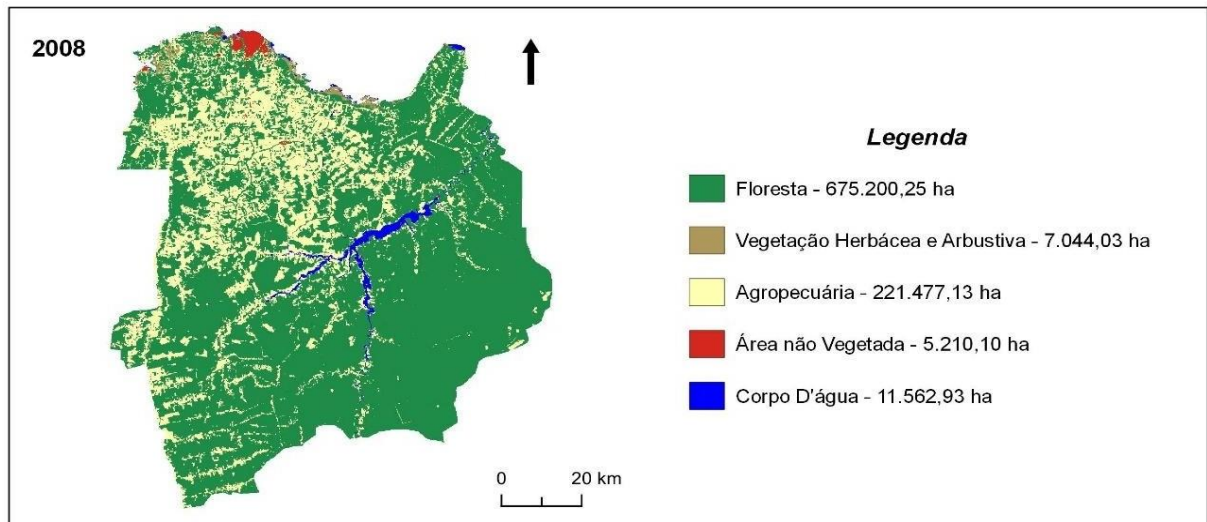
Fonte: Elaborado pelo autor, adaptado do Projeto MapBiomass – Coleção 9 (2024).

Em 2008, a classe floresta reduziu de forma mais suave, apenas 19.026,45 ha em 5 anos, ocupando ~73% na paisagem, da mesma forma, a expansão agropecuária também foi menor, crescendo apenas 18.717,39 ha, representando ~24% na paisagem. Neste período, a área da classe corpo d'água também aumentou, assim como, da classe área não vegetada, enquanto, a classe de vegetação herbácea e arbustiva, apresentou singela redução.

A queda nas taxas de desmatamento, podem ser atribuídas, ao Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm), com início em 2004, que priorizou ações relacionadas ao Planejamento Territorial, Monitoramento e Controle, e o Desenvolvimento Sustentável (WEST;FEARNSIDE, 2021), somados à aplicação de leis de intervenções nas cadeias de fornecimento de

soja, carne bovina e restrições no acesso ao crédito (NEPSTAD *et al.*, 2014), como pode ser visto na Figura 10.

Figura 10 – Identificação e quantificação das classes de cobertura e uso da terra em 2008.

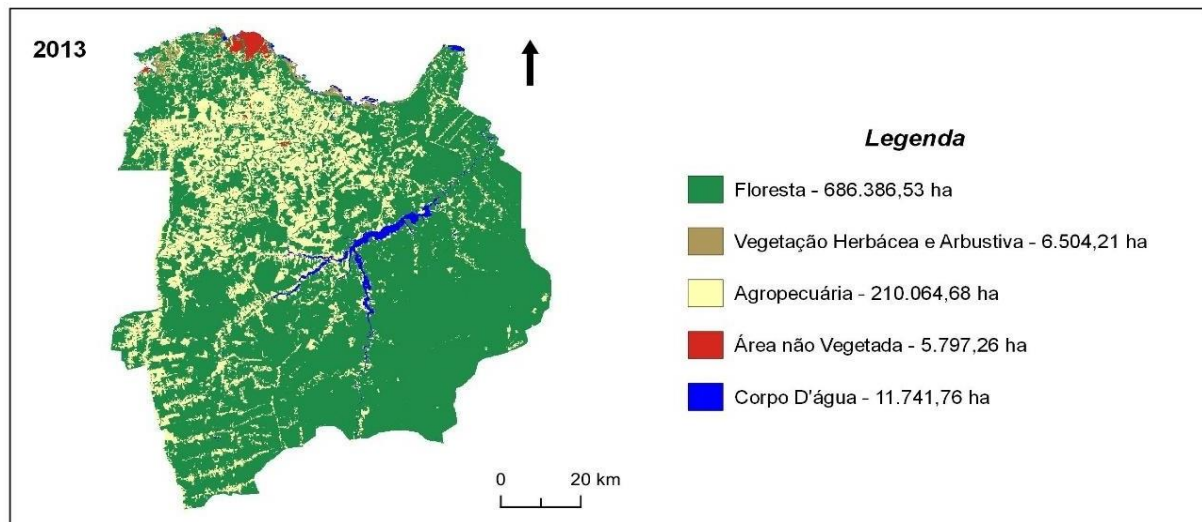


Fonte: Elaborado pelo autor, adaptado do Projeto MapBiomass – Coleção 9 (2024).

Localmente, neste período, o cenário rural era marcado por conflitos entre sojicultores e agricultores familiares tradicionais que, dentre disputas judiciais e trocas de ofensas públicas, resultaram em campanhas a favor e contra a soja e denúncias de grandes áreas desmatadas ilegalmente. Esse cenário, comum nas áreas de expansão do agronegócio na Amazônia, contribuiu para tomada de decisão de entidades de comercialização de soja e derivados, que assumiram o compromisso de não comercializar a soja plantada, depois de outubro de 2006, proveniente de áreas que foram desflorestadas, localizadas dentro do Bioma Amazônico, ato chamado de moratória da soja (GIUSTINA, 2020).

Em 2013, foi observado um momento positivo no sentido da redução do desmatamento, inclusive da recuperação florestal, os resultados demonstram que a área ocupada por floresta aumentou 1,66% em relação a 2008, ou seja, 11.186,28 ha de áreas de florestas recuperadas, passando a compor ~74% da paisagem. Enquanto a classe agropecuária, apresentou redução de 5,15% de ocupação da paisagem, ou seja, menos 11.412,45 ha em relação a 2008. Esse fato ocorreu, possivelmente, de forma natural, por pousios, e não por iniciativas de reflorestamento (Figura 11).

Figura 11 – Identificação e quantificação das classes de cobertura e uso da terra em 2013.



Fonte: Elaborado pelo autor, adaptado do Projeto MapBiomias – Coleção 9 (2024).

Fearside (2017) entende que os principais fatores de redução de desmatamento entre 2004 e 2012 foi resultado, dos cortes que estavam sendo realizados pelos grandes e médios latifundiários, que precisavam lidar com as restrições de crédito dos bancos públicos, subordinando a concessão de créditos à condição de não possuir muitas pendentes por desflorestamento ilegal, assim como, devido à queda de preços da soja e da carne bovina e, da valorização do real diante do dólar norte-americano.

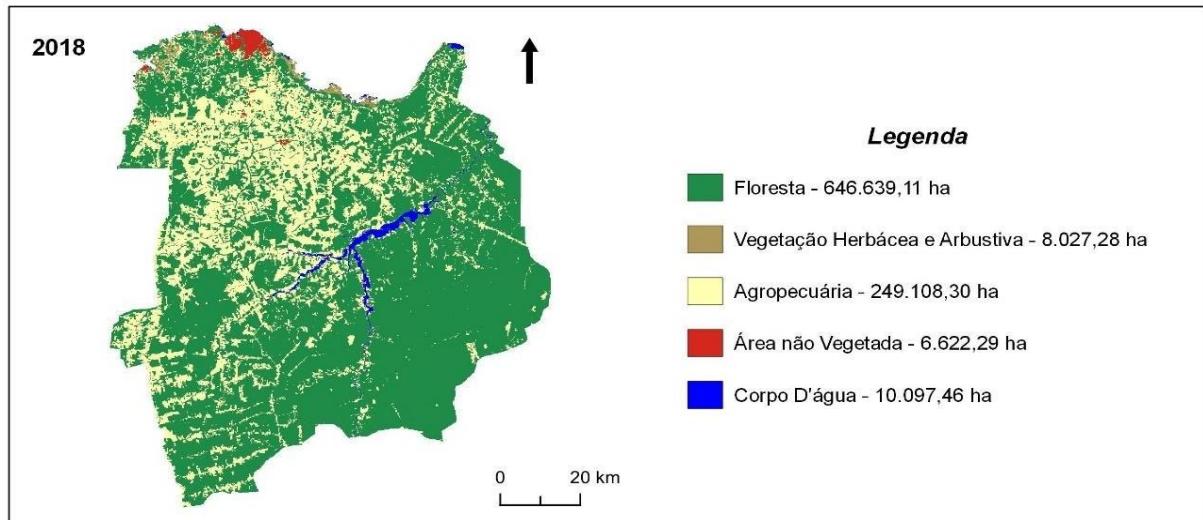
Um dado importante observado em 2013, foi o crescimento significativo de 11,75%, da classe área não vegetada, representando principalmente áreas urbanizadas, esse fato pode ter influência direta com impactos socioambientais identificados após a chegada da soja na região.

Segundo Giustina (2020), muitos agricultores familiares venderam suas terras (a preços baixos), “convencidos” com a oferta de dinheiro em espécie, pois nunca tinham visto “tanto dinheiro”. À medida que as áreas de soja cresceram, muitos agricultores foram pressionados a vender suas terras devido ao isolamento e ao agrotóxico, que dificultava a continuidade de práticas agrícolas tradicionais, desta forma, comunidades foram extintas e parte dessa população migrou para centros urbanos próximos.

Em 2018, foi identificado que a classe floresta volta a ser reduzida, e conseqüentemente, a classe agropecuária volta a aumentar, passando a representar ~70% e ~27% da paisagem respectivamente, esses dados induzem a entender, que há uma substituição direta de florestas por atividades agropecuárias. Pode ser

verificado também, o aumento significativo da classe vegetação herbácea e arbustiva, comportamento incomum até então, apresentando recuperação de 1.523 ha em relação a 2013, da mesma forma, houve um crescimento na classe área não vegetada, enquanto a classe corpo d'água diminuiu (Figura 12).

Figura 12 – Identificação e quantificação das classes de cobertura e uso da terra em 2018.



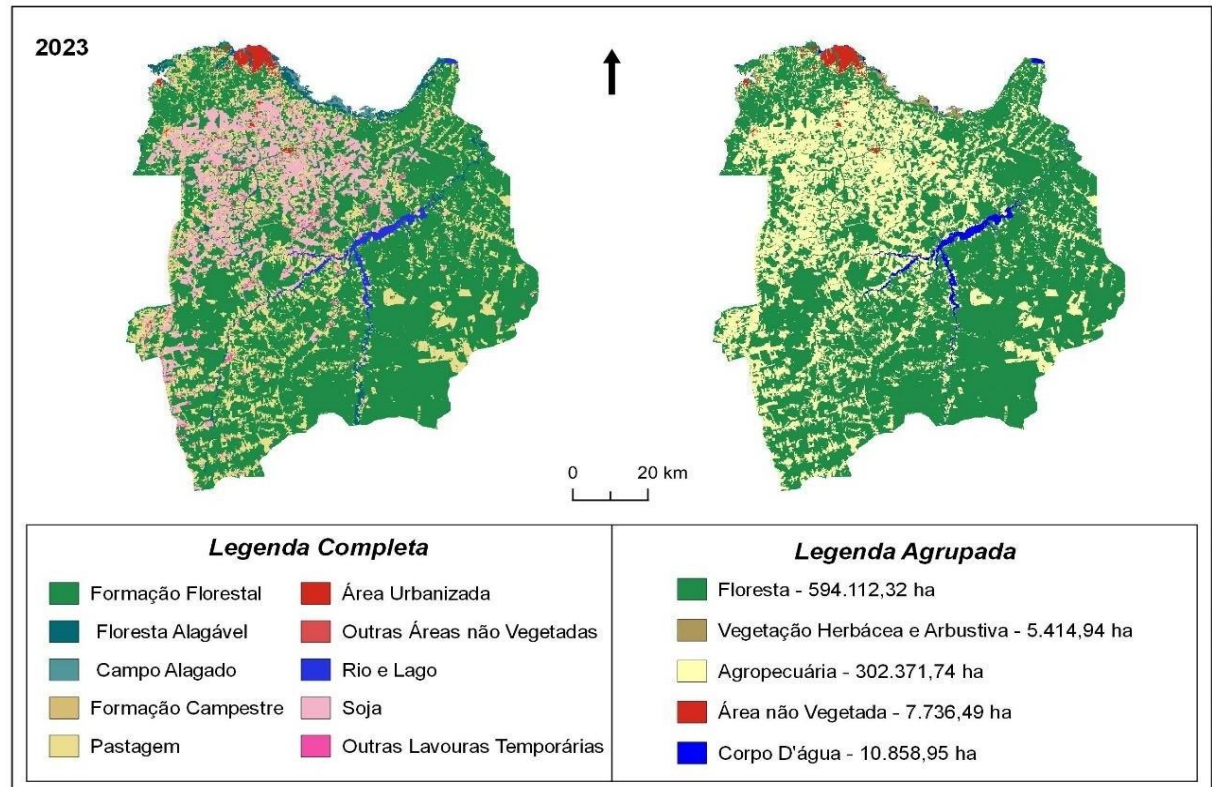
Fonte: Elaborado pelo autor, adaptado do Projeto MapBiomas – Coleção 9 (2024).

Para Fearnside (2017), o aumento do desmatamento neste período teve muitos fatores, dentre esses, a atual Lei Florestal de 2012, que removeu restrições importantes, facilitando o desmatamento legal e perdoadando áreas desmatadas irregularmente até 2008, deixando uma expectativa de futuras anistias. O autor cita, também, o avanço da soja para antigas pastagens de gado, induzindo pecuaristas a venderem suas terras e investirem em áreas florestais em regiões mais remotas, somado ao aumento do preço da soja e da carne.

De acordo com Rajão *et al.* (2021) a anistia de desmatamento ilegal gerado pela Lei Florestal de 2012, reduziu a área total a ser restaurada em 58%, ou seja, de 50 para 21 milhões de hectares. A redução de 80 para 50% de reserva legal em Estados com mais de 65% de áreas protegidas, permitiu um desmatamento adicional de uma área entre 6,5 e 15 milhões de hectares. Além disso, o ponto mais negativamente impactante nesta Lei, foi a retirada da necessidade de comprovação da regularidade do imóvel para o acesso ao crédito agrícola, que ficou vinculado apenas à mera inscrição no CAR.

Em 2023, nota-se uma alteração significativa na paisagem, ou seja, novas aberturas de áreas, principalmente no município de Mojuí do Campos, região sul e sudoeste da área de estudo (Figura 13).

Figura 13 – Identificação e quantificação da área das classes de cobertura e uso da terra em 2023.



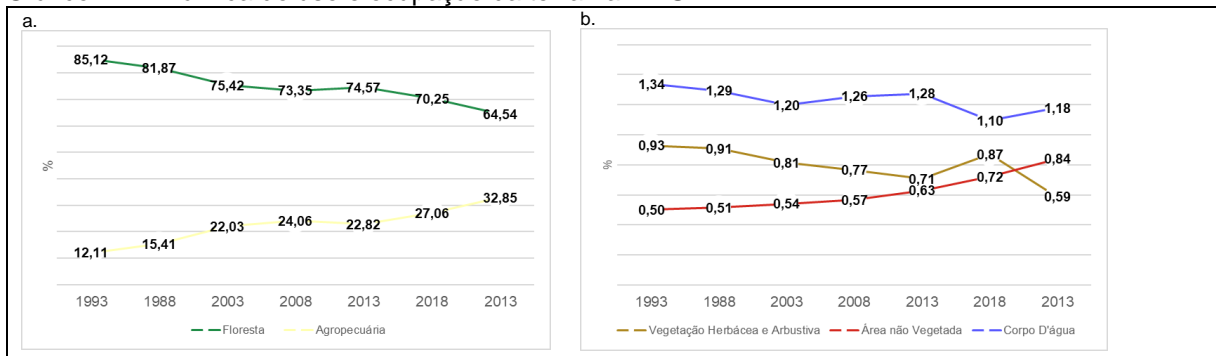
Fonte: Elaborado pelo autor, adaptado do Projeto MapBiomas – Coleção 9 (2024).

Nesse ano, percebe-se, pela classificação detalhada do Mapbiomas, o predomínio da soja na classe agropecuária, assim como, a afirmação citada anteriormente, que atribuiu o avanço do desmatamento à pecuária. Comportamento confirmado pelo Mapbiomas (2024), que identificou a pastagem com a principal finalidade do desmatamento da Amazônia, sendo o primeiro uso da terra em mais de 90% das áreas desmatadas na Amazônia.

De acordo com West e Fearnside (2021), esse cenário se intensificou a partir de uma reviravolta política, com início em 1º de janeiro de 2019, quando foi sinalizado o interesse em expandir a infraestrutura regional, bem como as operações agrícolas e de mineração na Amazônia, com pouca consideração aos direitos indígenas e às regulamentações ambientais existentes. Dessa forma, foi desencadeado uma série de medidas, que desmantelaram efetivamente as agências ambientais do país, desfizeram o sistema de licenciamento ambiental e os programas de controle do desmatamento, implementados nos 40 anos anteriores.

Este resultado demonstra que nestes 30 anos de estudo, a classe floresta reduziu 24,17%, equivalente à 189.384,30 ha, a classe vegetação herbácea e arbustiva reduziu 36,66%, equivalente à 3.134,43 ha, a classe corpo d'água reduziu 11,88% ou 1.464,39 ha. Por outro lado, a classe agropecuária aumentou 171,17%, chegando a 190.863,63 ha e, a classe área não vegetada aumentou 67,57%, ocupando uma área equivalente 3.119,49 ha. O Gráfico 1 a seguir, mostra a dinâmica da ocupação e uso da terra ao longo de 30 anos.

Gráfico 1 – Dinâmica do uso e ocupação da terra na RMS



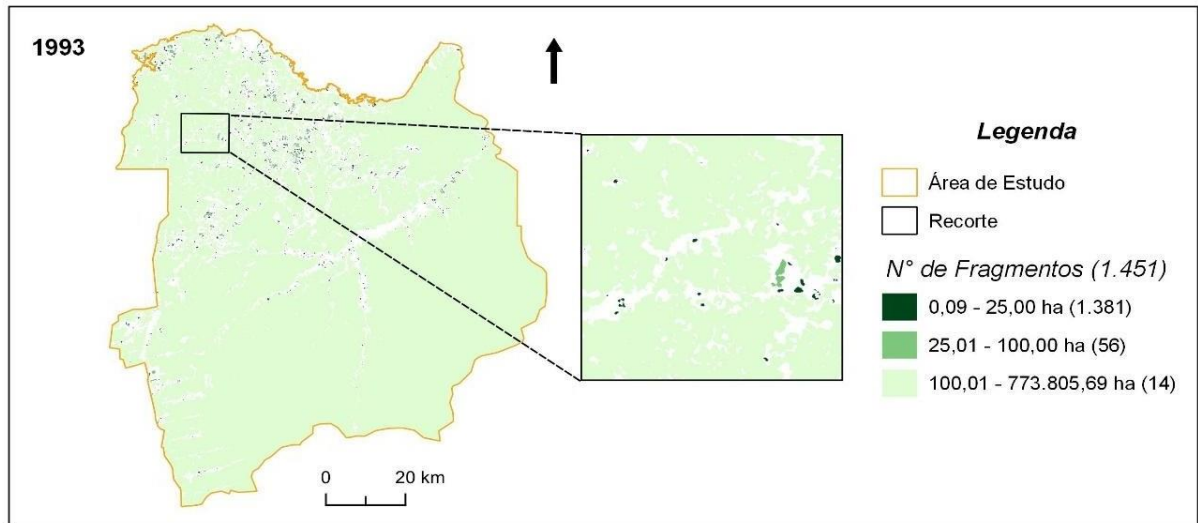
Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

Os resultados encontrados mostram que a floresta nativa vem sendo substituída pela atividade agropecuária, conforme afirmam Soterroni *et al.* (2018), a expansão de terras agrícolas e pastagens no Brasil ocorreu às custas da vegetação nativa intocada e dos serviços ambientais que eles fornecem, dada a crescente demanda global por produtos agrícolas e a competitividade da produção agrícola brasileira em comparação com outras regiões do mundo.

Somente com esses resultados, é possível perceber a dimensão da perda florestal nesta região, porém, é necessário mensurar a fragmentação florestal para se ter uma análise da dimensão impacto do desflorestamento e das ações antrópicas na área, chegando-se aos seguintes resultados.

Foi identificado em 1993 que a classe floresta apresentava 1.451 fragmentos, sendo que, os fragmentos de 0,09 – 25,00 ha, somados, preenchem uma área de 3.695,76 ha, os fragmentos de 25,01 – 100,00 ha ocupavam 2.563,02 ha e, fragmentos maiores de 100,01 ha, 777.237,84 ha da paisagem. Pode-se ver na imagem que a área mais fragmentada, está na parte norte da área de estudo, no limite entre os municípios de Santarém e Mojuí dos Campos (Figura 14).

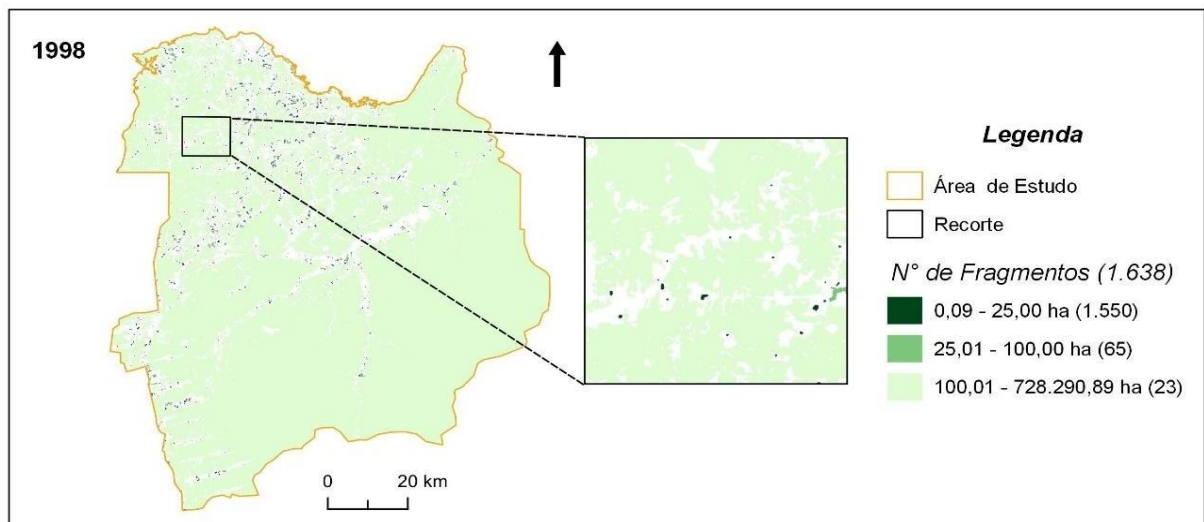
Figura 14 – Fragmentação Florestal na RMS em 1993



Fonte: Elaborado pelo autor, com base na classificação de Cobertura e uso da Terra do Projeto MapBiomas Coleção 9.

Em 1998, os números de fragmentos aumentaram, os fragmentos de 0,09 – 25,00 ha preenchem área de 5.048,91 ha, fragmentos de 25,01 – 100,00 ha 2.947,32 ha e, fragmentos maiores de 100,01 ha ocupando 745.603,02 ha, aumentando a fragmentação no município de Mojuí dos Campos (Figura 15).

Figura 15 – Fragmentação Florestal na RMS em 1998



Fonte: Elaborado pelo autor, com base na classificação de Uso e Cobertura da Terra do Projeto MapBiomas Coleção 9.

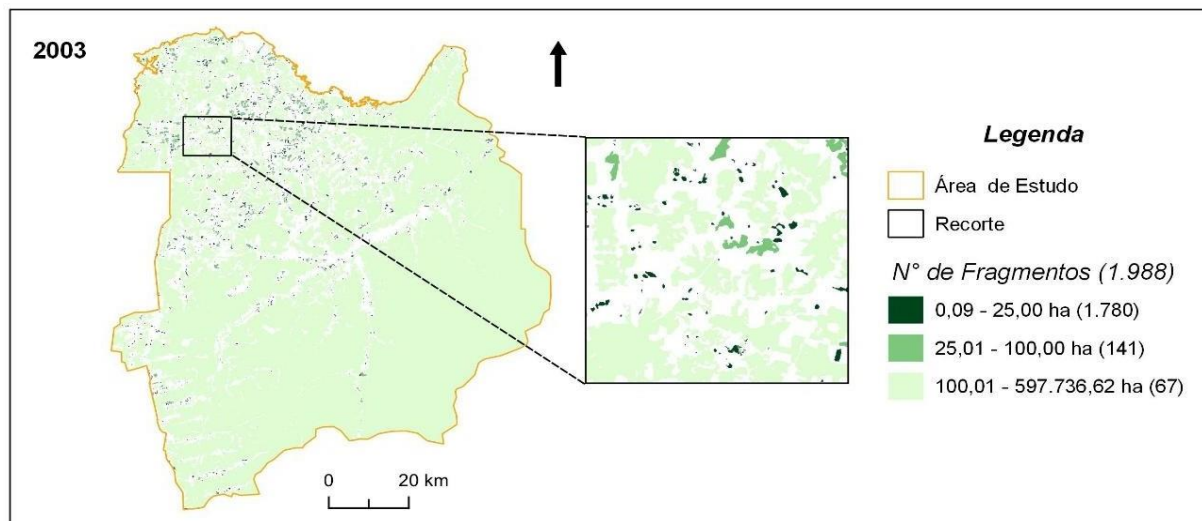
Em 2003, foi identificado redução significativa de ~22% no tamanho do maior fragmento em relação a 1998 e, da área ocupada pelos fragmentos maiores, sendo de 680.451,48 ha. Enquanto, as classes de fragmentos 0,09 – 25,00 e 25,01 – 100,00 aumentaram, ocupando respectivamente, 6.698,16 ha e 7.077,06 ha da área

da paisagem. Pode-se atribuir esse processo, ao avanço da fronteira agropecuária em direção ao interior da região do município de Mojuí do Campos, devido ao início da procura por terras, por produtores atraídos pelos preços baixos e a possibilidade de produção de grãos.

Segundo Rosa, Gabriel e Carreiras, (2017), em estudo realizado nesta mesma região, porém, em uma área de estudo de apenas 110.000 ha, utilizando outras métricas da paisagem, possibilitou que fosse identificado o mesmo padrão de dinâmica na paisagem, sendo de florestas maduras se fragmentando em manchas menores e com forma mais irregulares, devido ao avanço da fronteira agropecuária.

Neste período, foi observado o aumento significativo na quantidade de fragmentos de todas as classes de tamanho, com destaque para os fragmentos de 25,01 – 100,00 ha e os maiores de 100,01 ha, que aumentaram ~117% e ~191%, respectivamente, em relação a 1998 (Figura 16).

Figura 16 – Fragmentação Florestal na RMS em 2003.



Fonte: Elaborado pelo autor, com base na classificação de Uso e Cobertura da Terra do Projeto MapBiomas Coleção 9.

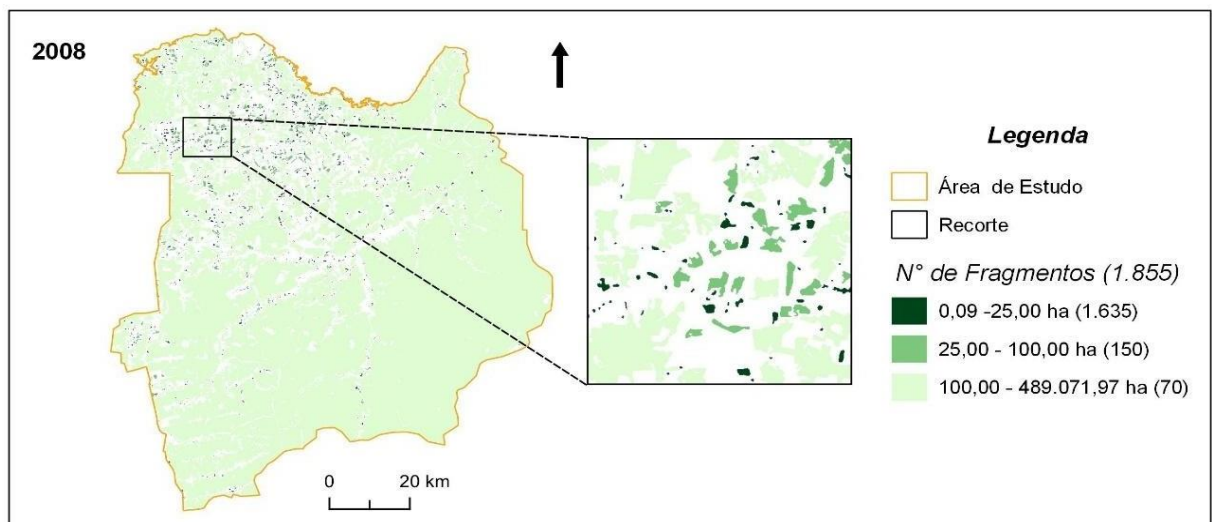
Em 2008, foi identificado que o número de fragmentos de 0,09 – 25,00 ha diminuiu, acontecendo da mesma forma, na área ocupada por esses fragmentos 6.131,43 ha, dando a entender que parte desses fragmentos, diminuíram de tamanho, ao ponto de não serem identificados nas imagens ou, foram suprimidos, o que pode ser visto nos recortes ampliados de 2003 e 2008.

A classe dos fragmentos maiores de 100,01 ha aumentou em números de fragmentos, porém, diminuiu em tamanho de maior fragmento e de área ocupada,

sendo de 661.801,59 ha. West e Fearnside (2021), analisando dados do PRODES, identificaram um processo semelhante na Amazônia Legal, de diminuição de grandes manchas de floresta (>100 ha) após 2004, sendo substituídas por pequenos fragmentos (<25 ha) que aumentou de 26% (média de 2001-2003) para 50% em 2008.

Por outro lado, os fragmentos de tamanho de 25,01 – 100,00 ha aumentaram em número de fragmentos e em áreas ocupada 7.267,23 ha, caracterizando que a redução do número total de fragmentos em 2008, se deve a redução florestal e não a um processo de regeneração florestal, mesmo num cenário de redução do desmatamento durante este período (Figura 17).

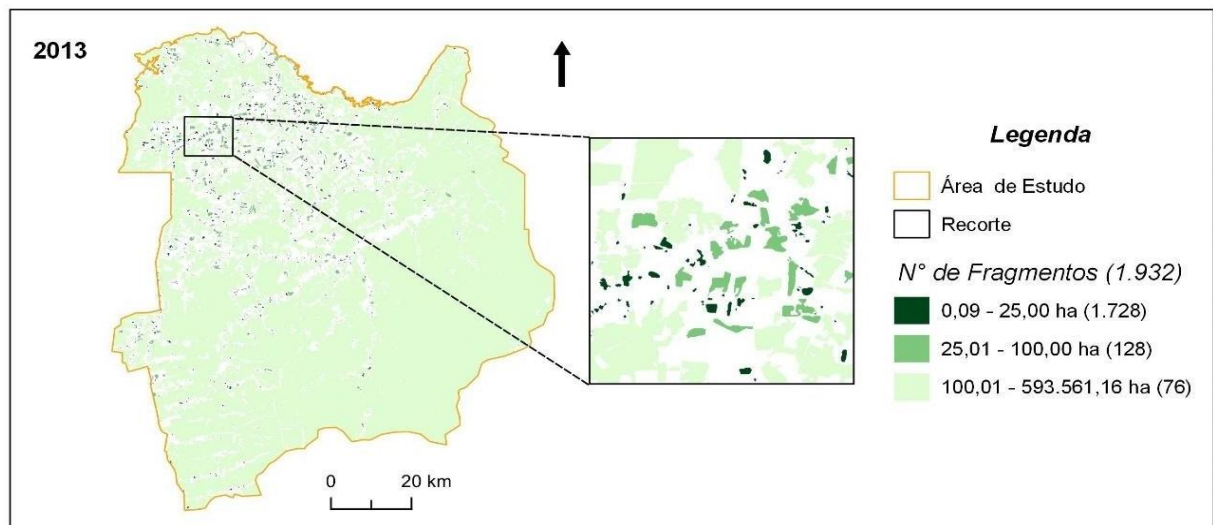
Figura 17 – Fragmentação Florestal na RMS em 2008.



Fonte: Elaborado pelo autor, com base na classificação de Uso e Cobertura da Terra do Projeto MapBiomas Coleção 9.

Em 2013, mesmo com o aumento na quantidade total de fragmentos, pode ser verificado o aumento no tamanho do maior fragmento, indicando que ocorreu um processo de regeneração florestal às margens destes fragmentos, possibilitando, inclusive, a reconexão entre fragmentos, aumentando a área ocupada por fragmentos maiores que 100,01 ha em relação a 2008, sendo de 674.177,49 ha. Enquanto os fragmentos entre 25,01 e 100,00 ha, diminuíram em quantidade e em área ocupada, sendo de 6.521,58 ha, o que pode estar relacionado a processos de reconexões com um fragmento maior (Figura 18).

Figura 18 – Fragmentação Florestal na RMS em 2013.



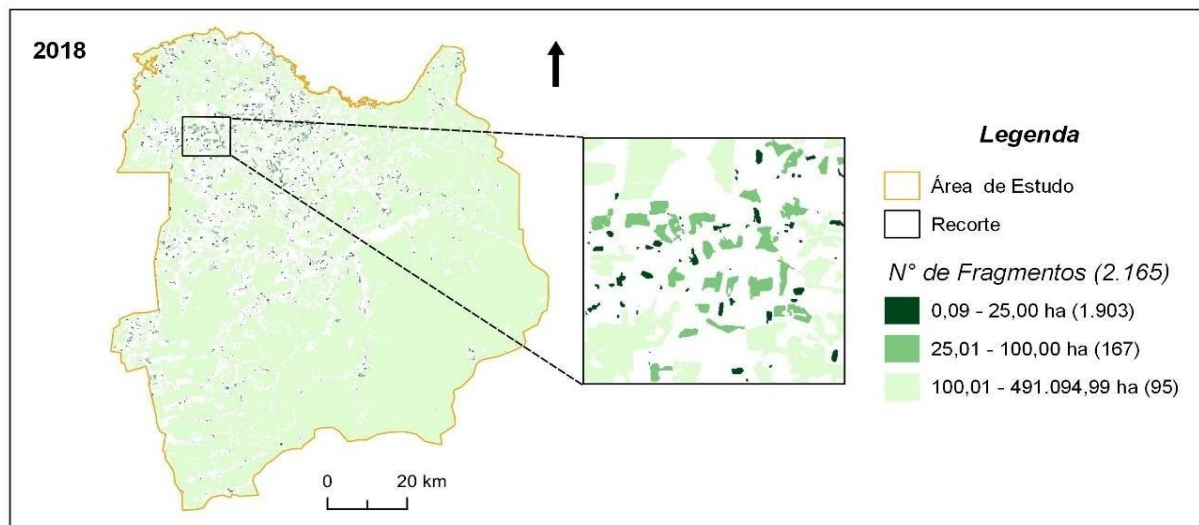
Fonte: Elaborado pelo autor, com base na classificação de Uso e Cobertura da Terra do Projeto MapBiomas Coleção 9.

Entretanto, os fragmentos de tamanho de 0,09 – 25,00 ha, aumentaram em quantidade, porém, diminuíram em relação à área ocupada, sendo de 5.687,46 ha, este dado indica um processo de fracionamento deste tamanho de fragmento, ou seja, fragmentos que já eram pequenos, ficaram menores, aumentando em quantidade e diminuindo em área ocupada, processo que pode ser atribuído tanto a fatores naturais quanto antrópicos.

É importante lembrar que este período coincide com o início da vigência da nova lei florestal, sendo um momento de adequação à nova legislação, que pode ter influenciado este cenário de redução do desmatamento, porém, que durou pouco tempo.

Em 2018, a quantidade total de fragmentos florestais aumentou em todas as classes de tamanho, sendo que as classes de 0,09 – 25,00 e 25,01 – 100,00, aumentaram em área ocupada de 7.245,27 ha e 8.097,39 ha, respectivamente. Consequentemente, a área do maior fragmento reduziu ~17% em relação a 2013, e a área ocupada pelos fragmentos maiores que 100,01 ha, diminuíram para 631.296,45 ha, acompanhando o cenário de aumento desmatamento na Amazônia (Figura 19).

Figura 19 – Fragmentação Florestal na RMS em 2018.



Fonte: Elaborado pelo autor, com base na classificação de Uso e Cobertura da Terra do Projeto MapBiomas Coleção 9.

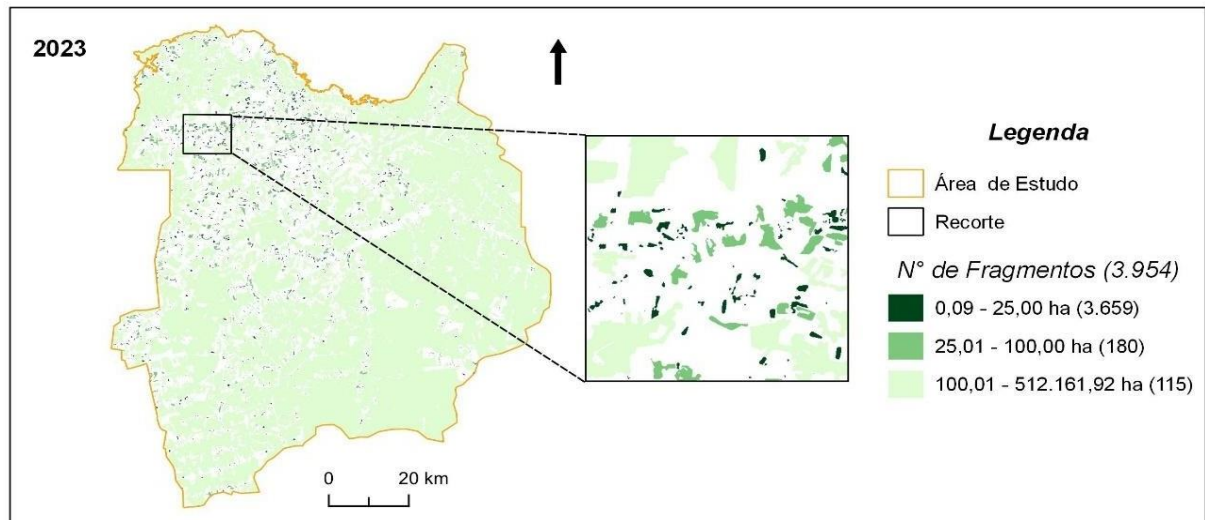
Em 2023, a fragmentação total da área aumentou de forma bem significativa, sendo de ~83% em relação a 2018 e de ~172% em relação a 1993, indicando que o período entre 2018 e 2023 ocorreu o maior e mais acelerado processo de fragmentação florestal identificado nesta pesquisa.

Na classe de 0,09 - 25 ha, a quantidade de fragmentos entre 2018 e 2023, passou de 1903 para 3659, ou ~92,28% de aumento na quantidade de fragmentos, esse é um dado bastante preocupante, principalmente devido ao tamanho resultante desta área de 8.069,64 ha, próximo ao tamanho da área da classe de 25,01-100 ha, que ocupava 8.469,90 ha. Sendo assim, somando o número de fragmentos menores que 100 ha, encontra-se 16.539,84 ha, equivalentes a ~ 97% dos fragmentos da paisagem, sendo esses os mais susceptíveis aos efeitos de borda e ao contraste com matriz agropecuária.

De acordo com Metzger *et al.* (2019), fragmentos pequenos, menores de 100 ha, são mais sujeitos aos efeitos de borda, principalmente ao longo de corredores naturais, como APP's, devido à forma do fragmento. Somado a isso, o efeito da matriz, neste caso, a agricultura intensiva, dominada por monoculturas e aplicações de pesticidas, muito contrastante com o ambiente natural, é muito pior para a conservação geral da biodiversidade (PERFECTO; VANDERMEER, 2008), esse contexto, dificulta processos ecológicos que sustentam os fragmentos, que tendem a serem ainda mais reduzidos e até mesmo, desaparecer.

Em relação aos fragmentos maiores que 100,01 ha apresentaram um aumento discreto na quantidade e no tamanho do maior fragmento em relação 2018, porém, esse número de fragmentos em relação a 1993, representa o aumento de ~721%, a área ocupada por esses fragmentos, reduziu para 577.572,48 ha em 2023, que representa a redução de ~25% em relação 1993, ou 199.665,36 ha (Figura 20).

Figura 20 – Fragmentação Florestal na RMS em 2023.

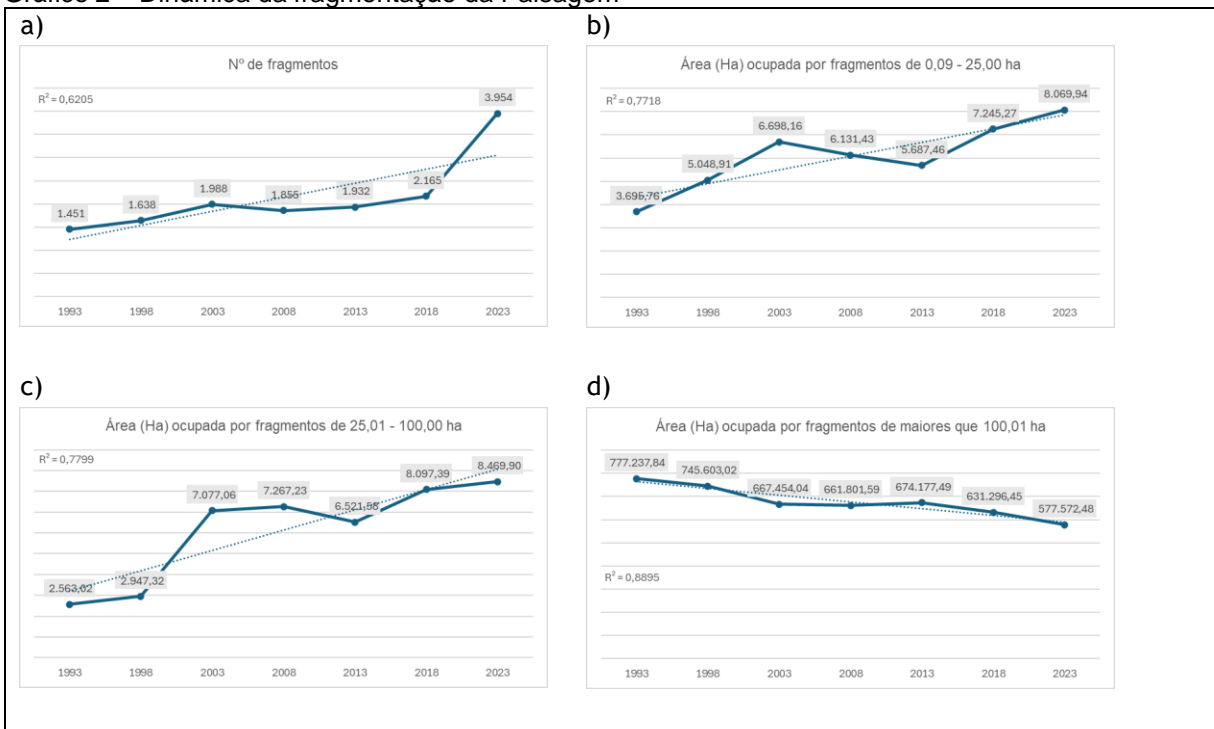


Fonte: Elaborado pelo autor, com base na classificação de Cobertura e Uso da Terra do Projeto MapBiomias – Coleção 9 (2024).

O tamanho da área ocupada pelos fragmentos maiores de 100,01 ha parece elevado frente ao tamanho da área ocupada por fragmentos menores, porém, a transformação da paisagem em um cenário antropizado, está acontecendo de forma acelerada, que eleva a possibilidade de perdas florestais, assim como, a baixa efetividade das políticas ambientais neste período estudado, indicando a necessidade de tomadas de decisões direcionadas ao uso sustentável dos recursos naturais.

De acordo com Colson, Bogaert e Ceulemans (2011), as diferentes políticas de uso da terra levam a mais heterogeneidade nos padrões de paisagem apenas em um estágio inicial, em um estágio posterior, a crescente influência da agricultura de terras agrícolas e pastagens leva a paisagens mais uniformes nas quais as diferenças espaciais desaparecem gradualmente. Desta forma, os padrões de paisagem seriam determinados pela agricultura no processo de desenvolvimento da terra. O Gráfico 2 mostra a dinâmica dos fragmentos ao longo de 30 anos.

Gráfico 2 – Dinâmica da fragmentação da Paisagem

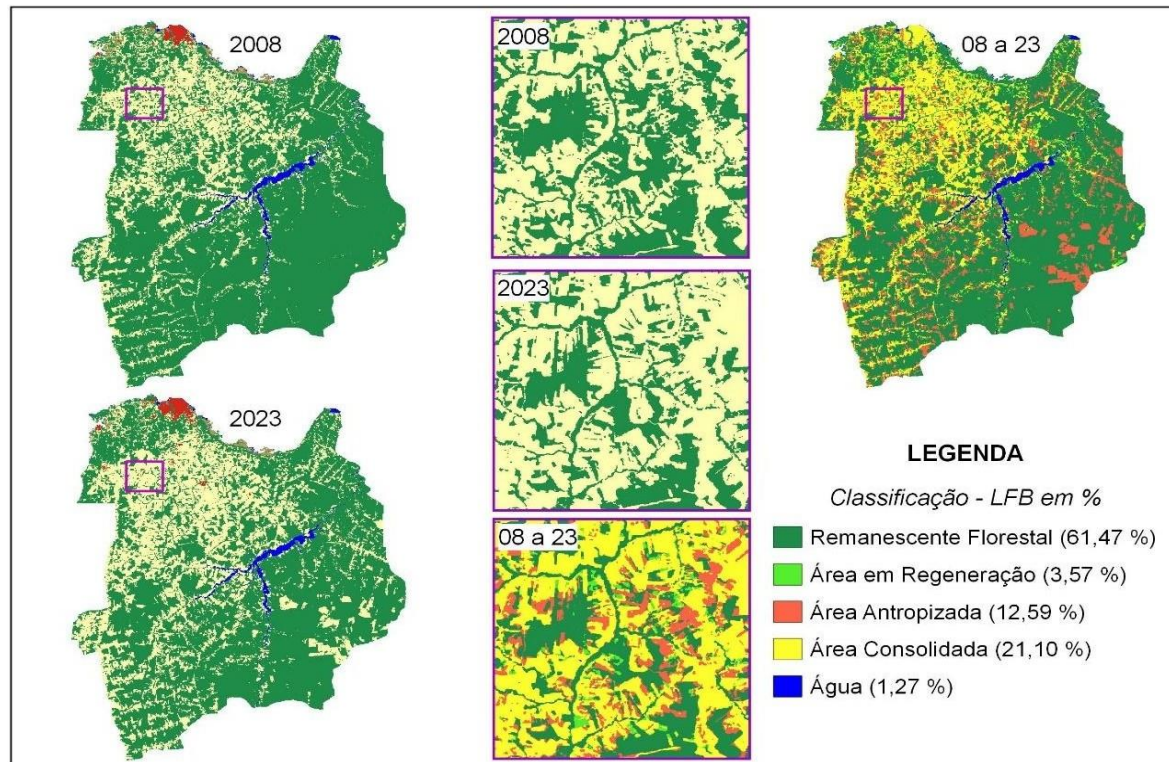


Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

Segundo Fearnside (2006), o controle do desmatamento é essencial para evitar os impactos da perda de floresta, ações de governo já mostraram ter uma influência notável sobre as taxas de desmatamento, onde foram aplicados esforços para fazer cumprir a legislação. O elemento fundamental para reduzir a velocidade do desmatamento, é a vontade política para fazer isto, os líderes do país têm que ter a confiança que a ação de governo realmente pode frear, ou mesmo parar, o desmatamento.

Neste mesmo sentido, Soterroni *et al.* (2018) entendem que uma ferramenta essencial para ajudar a conciliar os objetivos conflitantes de conservação ambiental e crescimento da produção agrícola é a Lei Florestal brasileira, desde que aplicada integralmente. Desta forma, foi elaborado um mapa de mudanças no uso e cobertura, que caracteriza a paisagem de acordo com as normas da Lei Florestal, identificando as áreas de Remanescente de Vegetação Nativa, Regeneração, Antropizada, Consolidada e Água. Este procedimento visa facilitar a identificação de passivos e ativos ambientais, auxiliando no ajuste e na elaboração de Cadastro Ambiental Rural, na adesão ao Programa de Regularização Ambiental, e na delimitação de Projetos de Recuperação e Áreas Degradadas e/ ou Alteradas, permitindo a visualização de um limite de uso da área (Figura 21).

Figura 21 – Mudança de cobertura e uso da terra de 2008 a 2023.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Foi identificado que o tamanho da área consolidada é bastante significativo em relação à paisagem, ocupando 194.231,70 ha, sendo que, imóveis localizados nesta classificação, que tinham *déficit* de Área de Preservação Permanente e de Reserva Legal, tiveram os passivos anistiados ou reduzidos. De acordo com Rajão *et al.* (2021), a soma de anistias, flexibilizações e mecanismos sem adicionalidade ambiental, da atual legislação florestal, aponta claramente para uma redução nos níveis de proteção da vegetação nativa, apesar das regras de conservação para futuras conversões.

A área de remanescente de vegetação nativa em 2023 era de 565.834,86 ha, composta por 4.548 fragmentos, sendo que, 4.418 destes, equivalentes a 18.840,78 ha, possuíam área menor que 100,00 ha, ou seja, mais susceptíveis aos efeitos negativos da fragmentação, com tendências de serem ainda mais reduzidos e até mesmo, desaparecer. Pode-se ver no mapa, que os pequenos fragmentos estão localizados principalmente nas áreas consolidadas, portanto, possivelmente, muitos desses fragmentos permaneceram na paisagem por compor áreas de reserva legal e/ou de preservação permanente.

A possibilidade que muitos dos pequenos fragmentos comporem ARLs e APPs ganha força quando se compara essa análise com a conclusão encontrada por Castro (2008), que realizou pesquisa relacionada a fragmentação da floresta nesta mesma região, identificando que a crescente fragmentação florestal, foi observada particularmente na região com maior atividade agrícola mecanizada, exatamente nos limites entre os municípios estudados, onde o cultivo da soja prevalece. Desta forma, estes pequenos fragmentos de remanescentes de vegetação nativa, podem não oportunizar as funções ecológicas pretendidas pela Lei Florestal, devido aos efeitos de borda e de matriz em contato.

É possível verificar a presença de fragmentos em forma de corredores, possivelmente APP's que, independentemente do tamanho do fragmento, a forma, dificulta a função de preservar os recursos hídricos. Segundo Metzger *et al.* (2019), fragmentos pequenos, menores de 100 ha, são mais sujeitos aos efeitos de borda, principalmente ao longo de corredores naturais, como áreas e preservação permanente.

Por outro lado, foi identificado 130 fragmentos com mais de 100,01 ha, abrangendo área de 546.994,08 ha, sendo de fundamental importância para manutenção de serviços ambientais, desta forma, pode-se avaliar que esta extensão de terra, permita que áreas de florestas, relativamente grande, sejam antropizadas de forma legal. Entretanto, os resultados mostram o aumento acelerado da atividade agropecuária, indicando a tendência da região em se aproximar do limite de desmatamento legal, sendo necessário uma atenção maior por parte do poder público e da sociedade.

De acordo com Pascual *et al.* (2017), é importante reforçar que as áreas de reserva legal têm como função primordial propiciar as condições mínimas para a manutenção da biodiversidade em paisagens produtivas, fornecendo uma vasta gama de serviços ecossistêmicos tais como polinização, conservação de água, regulação climática, proteção contra incêndios, regulação de pragas e doenças, entre outros.

No mesmo sentido, Godar *et al.* (2014) entendem que os limites de reserva legal e os requisitos de conformidade estabelecidos na Lei Florestal, para serem eficazes e justos, podem precisar ser também mais adaptados às responsabilidades, capacidades e contexto associados a diferentes atores, em contraste com uma obrigação geral de proteger e restaurar uma porcentagem mínima de cobertura florestal.

Os dados mostram que as áreas antropizadas ocuparam 115.876,53 ha da paisagem, mesmo não identificando quais desses desmatamentos são legais, pode-se ver grandes áreas desmatadas na região de Mojuí dos Campos, dando a entender que sejam necessárias ações de regularização ambiental, utilizando estratégias que visem a restauração da vegetação por meio de atividades agrícolas similares a florestas. Segundo Perfecto e Vandermeer (2008), pode-se interpretar que o ideal é manter ou construir uma matriz que seja "favorável à biodiversidade", pelo menos no sentido de facilitar a migração entre fragmentos.

Diante deste contexto, é importante que seja incentivado a adesão ao Programa de Regularização Ambiental (PRA), buscando desenvolver projetos de Recuperação de Áreas Degradadas e/ou Alteradas, baseados em melhores práticas agrícolas, com base na agroecologia e permacultura, propiciando a implementação de sistemas agroflorestais, que suavizem os efeitos de borda, visando fortalecer pequenos fragmentos, importantíssimos para proporcionar o fluxo gênico das espécies entre os fragmentos.

Desta forma, é essencial que seja fortalecida a assistência técnica e extensão rural pública, para atender, principalmente, agricultores familiares tradicionais, facilitando a aplicação de políticas públicas, que possam contribuir com um desenvolvimento rural sustentável, que refletem em uma sociedade mais equilibrada.

Ao considerar o bem-estar coletivo, a função social da terra não é apenas um conceito jurídico, mas também econômico, com profundas repercussões sociais. As Reservas Legais em conjunto com as APP's, desempenham um papel crucial na proteção da biodiversidade e na garantia de acesso aos benefícios proporcionados pelos seus serviços ecossistêmicos, com claras implicações para um desenvolvimento econômico sustentável e saudável. Sem essas áreas que protegem a vegetação nativa em propriedades privadas, a função social da terra já não está mais assegurada (METZGER *et al.*, 2019).

Com isso, é válido reforçar que, a legislação florestal brasileira estabelece uma medida de segurança muito relevante para o contexto atual, prevista no art. 13, inciso II, que permite ao poder público federal, ampliar as áreas de Reserva Legal em até 50% dos percentuais previstos nesta Lei, para cumprimento de metas nacionais de proteção a biodiversidade ou de redução de emissão de gases de efeito estufa, quando indicado pelo Zoneamento Ecológico – Econômico estadual.

## 7 CONCLUSÃO

Esta pesquisa concluiu que os dados de uso e cobertura da terra do Projeto MapBiomass, possibilitaram visualizar a dinâmica da fragmentação florestal de forma satisfatória, identificado, de modo geral, que as classes naturais foram substituídas gradativamente por classes antrópicas, com destaque para substituição da classe floresta, em detrimento da classe agropecuária, que apresentou um aumento de 171,17% entre 1993 e 2023, com destaque para o aumento exponencial da lavoura de soja.

As principais atividades agropecuárias identificadas na região foram o cultivo de soja, especialmente nas áreas de ocupações rurais mais antigas e, a pecuária, nas frentes de avanço do desmatamento. Em consequência dessa dinâmica, foi percebido o aumento das áreas urbanizadas e a redução da agricultura familiar tradicional.

Em relação ao estado da fragmentação da florestal, foi identificado o aumento significativo no número de fragmentos ao longo de 30 anos, sendo o período entre 2018 a 2023 que apresentou maior aumento no número total de fragmento, demonstrando o impacto das decisões políticas ocorridas durante este período.

Identificou-se, também, que do total de fragmentos existentes em 2023, mais de 97%, são menores que 100,00 ha, ou seja, muito susceptíveis aos efeitos de borda e de matriz. Da mesma forma, a quantidade de fragmentos maiores que 100,01 ha aumentaram ~721% entre 1993 e 2023, porém, a área ocupada por esses fragmentos diminuiu em ~25%, mostrando a elevada fragmentação da floresta e a necessidade de ação, por parte do poder público, no intuito de desacelerar a fragmentação da floresta e a perda de *habitats*, assim como, incentivar a manutenção da floresta em pé.

Identificou-se que grande parte dos fragmentos de remanescente de vegetação nativa são menores que 100,00 ha, localizados principalmente nas ocupações agrícolas mais antigas, com grandes possibilidades de comporem áreas de reserva legal e de preservação permanente, indicando uma capacidade reduzida destes fragmentos, em cumprirem com as funções ecossistêmicas pretendidas em lei e, assim como, em muitos casos, com tendências de serem suprimidos ou ficarem invisíveis a sistemas de monitoramento por satélite.

Portanto, é necessário que seja estimulada a adesão ao Programa de Regularização Ambiental dos imóveis rurais, utilizando estratégias que possibilitem sanções à produtores que não regularizam os passivos ambientais pertinentes e, estratégias que recompense agricultores em regularidade ambiental ou com ativos ambientais.

Diante dos resultados encontrados, percebe-se que essa região está muito pressionada pelo avanço da atividade agropecuária, sendo necessário, reavaliar a importância de criação de políticas públicas que visem considerar o efeito da atividade agropecuária, calcada na monocultura exportadora, sobre os remanescentes de vegetação nativa.

Por outro lado, é essencial a restauração das áreas de reserva legal e de preservação permanente, principalmente, em áreas consolidadas, onde a fragmentação é mais intensa, pois como mencionado no trabalho, essas áreas são fundamentais para manutenção de diversos serviços ecossistêmicos, que só as florestas podem proporcionar, para melhorar a qualidade ambiental local e, conseqüentemente, a qualidade de vida da população.

Por fim, é fundamental a realização de pesquisas sobre ecologia da paisagem, direcionadas ao estudo dos impactos na ecologia dos fragmentos devido ao efeito da matriz, principalmente da soja, que avalie a magnitude das atividades agropecuárias desenvolvidas nesta região, identificando limites de uso dos recursos naturais.

## REFERÊNCIAS

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. D. M.; SPAROVEK, G.. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

AZEVEDO, A. A.; RAJÃO, R.; COSTA, M. A.; STABILE, M. C.; MACEDO, M. N.; DOS REIS, T. N.; PACHECO, R.. Limits of Brazil's Forest Code as a means to end illegal deforestation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 29, p. 7653-7658, 2017.

BASTIAN, O.. Landscape Ecology – towards a unified discipline? **Landscape Ecol.**, v. 16, p. 757-766, 2001.

BERTRAND, G.. Paisagem e geografia física global -esboço metodológico. **RAEGA - O Espaço Geográfico em Análise**, n. 8, p. 141-152, 2004.

BRANCALION, P. H.; GARCIA, L. C.; LOYOLA, R.; RODRIGUES, R. R.; PILLAR, V. D.; LEWINSOHN, T. M.. Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. **Natureza & Conservação**, v. 14, p. e1-e16, 2016.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº. 302, de 20 de março de 2002. Dispõe sobre os parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente de reservatórios artificiais e o regime de uso do entorno. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=98315>. Acesso em: 05 nov.2024.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**. Brasília, DF: 2012. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm). Acesso em: 05 nov. 2024.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instrução Normativa nº 2, de 06 de maio de 2014. Dispõe sobre os procedimentos para a integração, execução e compatibilização do Sistema de Cadastro Ambiental Rural-SICAR e define os procedimentos gerais do Cadastro Ambiental Rural-CAR. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**. Brasília, DF: 2014. Disponível em: [https://www.car.gov.br/leis/IN\\_CAR.pdf](https://www.car.gov.br/leis/IN_CAR.pdf) Acesso em: 05 nov. 2024.

CASTRO, W. M.. **Análise espacial das mudanças na cobertura e uso da terra em Santarém e Belterra, Pará, Brasil**, 2008. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará. Museu Paraense Emílio Goeldi, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Belém, 2008.

COELHO, A. dos S.. **Modelagem de dinâmica do uso da terra e cobertura vegetal na região de Santarém, oeste do Pará**, 2009. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Museu Paraense Emílio Goeldi, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Belém, 2009. Disponível em: <http://repositorio.ufpa.br:8080/jspui/handle/2011/6828>. Acesso em: 15 set. 2024.

COLSON, F.; BOGAERT, J.; CEULEMANS, R.. Fragmentation in the Legal Amazon, Brazil: Can landscape metrics indicate agricultural policy differences?. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 5, p. 1467-1471, 2011.

COSTA, D. P.; DOS SANTOS, J. J.; CHAVES, J. M.; DE VASCONCELOS, R. N.. Novas tecnologias e sensoriamento remoto: aplicação de uma oficina didática para a disseminação das potencialidades dos produtos e ferramentas do mapbiomas. **Sustainability, Agri, Food and Environmental Research**, v. 6, n. 3, p. 323086, 2018.

CRUZ, L. Z. C.; CRUZ, B. M. C.. Avaliação da exatidão temática da cobertura e uso da terra representada através do MapBiomas no Rio de Janeiro. **GEOgraphia**, v. 23, n. 50, 2021.

FEARNSIDE, P. M.. Desmatamento na Amazônia brasileira: História, índices e conseqüências. **Megadiversidade**, v. 1, n. 4, p. 113-123, 2005.

FEARNSIDE, P. M.. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta amazônica**, v. 36, p. 395-400, 2006.

FEARNSIDE, P. M.. Serviços ambientais como base para o uso sustentável de florestas tropicais na Amazônia brasileira. *In*: BUENAFUENTE, S. (Ed.). **Amazônia: riquezas naturais e sustentabilidade sócio-ambiental**. Roraima: Universidade Federal de Roraima, 2007. p. 15-23.

FEARNSIDE, Philip M.. Como sempre, os negócios: o ressurgimento do desmatamento na Amazônia brasileira. **Yale Environment**, v. 360, p. 18, 2017.

FERNANDES, M. M.; FERNANDES, M. R. M.. Análise espacial da fragmentação florestal da Bacia do Rio Ubá-RJ. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 4, p. 1429-1439, 2017.

FERRAZ, G.; RUSSELL, G. J.; STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD JR, R. O.; PIMM, S. L.; LOVEJOY, T. E.. Rates of species loss from Amazonian forest fragments. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 100, n. 24, p. 14069-14073, 2003.

FERRETTI, V.; POMARICO S.. An integrated approach to studying land suitability for ecological corridors through multi-criteria spatial assessments. **Environment Development and Sustainability**, v. 15, p. 859-885, 2013.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M.. **Landscape ecology**. New York: Wiley & Sons, 1986.

FONSECA, I. F.; LINDOSO, D. P.; BURSZTYN, M.. (Falta de) controle do desmatamento na Amazônia brasileira: do fortalecimento ao desmantelamento da autoridade governamental (1999-2020). **Sustainability in Debate**, v. 13, n. 2, p. 12-31, 2022.

FREITAS, C. M.; GIATTI, L. L.; SOBRAL, A.. Sustentabilidade ambiental e de saúde na Amazônia Legal, Brasil: Uma análise através de indicadores. **Série Saúde Ambiental**, v. 4, 2010.

GIUSTINA, C. P. D.. **Ilusão desenvolvimentista no Planalto de Santarém/PA: um estudo sobre ideologias, discursos e conflitos na comunidade de Boa Esperança**. 2020. 236 f., il. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Sustentável) – Universidade de Brasília, Brasília, 2020.

GODAR, J.; GARDNER, T. A.; TIZADO, E. J.; PACHECO, P.. Actor-specific contributions to the deforestation slowdown in the Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 43, p. 15591-15596, 2014.

GORELICK, N.; HANCHER, M.; DIXON, M.; ILYUSHCHENKO, S.; THAU, D.; MOORE, R.. Google Earth Engine: análise geoespacial em escala planetária para todos. **Sensoriamento Remoto do Meio Ambiente**, v. 202, p. 18-27, 2017.

HOBBS, R.. Future landscapes and the future of landscape ecology. **Landscape and urban planning**, v. 37, n. 1-2, p. 1-9, 1997.

IMAZON. Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia **Desmatamento na Amazônia triplica em março e faz trimestre fechar como o 2º pior desde 2008**. 2023. Disponível em: <https://imazon.org.br/imprensa/desmatamento-na-amazonia-triplica-em-marco-e-faz-trimestre-fechar-como-o-2o-pior-desde-2008/>. Acesso em: 15 dez. 2023.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Taxa de desmatamento para a Amazônia Legal**. 2023. Disponível em: [http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/de35forestation/biomes/legal\\_amazon/ates](http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/de35forestation/biomes/legal_amazon/ates). Acesso em: 17 dez. 2023.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais **Taxa de desmatamento para a Amazônia Legal**. 2024. Disponível em: [http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/de35forestation/biomes/legal\\_amazon/ates](http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/de35forestation/biomes/legal_amazon/ates). Acesso em: 20 jul. 2024.

JATI, D. A.; SILVA, J. T.. Estudos geo-hidrológicos da bacia do rio Curuá-una, Santarém, Pará: Aplicação do modelo hidrológico de grandes bacias (MGB-IPH). **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n. 04, p. 1296-1311, 2017.

JUNG, M.. LecoS: a python plugin for automated landscape ecology analysis. **Ecological informatics**, v. 31, p. 18-21, 2016.

KHAN, A. S.; SILVA, L. C.. A influência dos principais determinantes e da governança sobre o desmatamento na Amazônia Legal brasileira: uma abordagem por painel (2003-2020). **Desenvolvimento em Debate**, v. 11, n. 1, p. 193-217, 2023.

LANG, S.; BLASCHKE, T.. **Análise da Paisagem com SIG**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. 424 p.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L.. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia brasiliensis**, v. 13, n.3, p.434-451, 2009.

LAURANCE, W. F.. Hyper-dynamism in fragmented habitats. **Journal of Vegetation Science**, v.13, p.595-602, 2002.

LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L.; LUIZÃO, R. C.; LAURANCE, S. G.; PIMM, S. L.; BRUNA, E. M.; LOVEJOY, T. E.. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. **Biological Conservation**, v. 144, p. 56-67, 2011.

LIMA, F. W.; BRAGANÇA, N. L.; ALMEIDA NETO, J. G.. A Conectividade Ecológica e o Novo Código Florestal Brasileiro. **Revista Jurídica**, v. 18, n. 1, p. 89-110, 2018.

LIMA, R.; MUNHOZ, L.. **Programas de Regularização Ambiental (PRAs): um guia para orientar e impulsionar o processo de regulamentação dos PRAs nos estados brasileiros**. São Paulo: Agroicone, 2016.

MACHADO, R. B.. **Padrão de fragmentação da Mata Atlântica em três municípios da bacia do rio Doce (Minas Gerais) e suas consequências para avifauna**. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1995.

MACHADO, A. R.; SALEME, E. R.. Cadastro Ambiental Rural, sustentabilidade e o Programa de Regularização Ambiental. **Rev. de Direito e Sustentabilidade**, v. 3, n. 2, p. 125-140, 2017.

MAPBIOMAS. Projeto MapBiomass. **Mapeamento anual de cobertura e uso da terra no Brasil**. Coleção 9. 2023. Disponível em: [https://brasil.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/4/2024/08/Fact\\_Colecao-9\\_21.08-OK.pdf](https://brasil.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/4/2024/08/Fact_Colecao-9_21.08-OK.pdf). Acesso em: 10 out. 2024.

MAXIMIANO, L. A.. Considerações sobre o conceito de paisagem. **Raega - O Espaço Geográfico em Análise**, v. 8, 2004.

MAY, P. H.; BERNASCONI, P.; WUNDER, S.; LUBOWSKI, R.. **Environmental reserve quotas in Brazil's new forest legislation: an ex ante appraisal**. CIFOR, 2015.

MCGARIGAL, K.. **FRAGSTATS help**. Amherst: University of Massachusetts. v. 182, 2015.

MELO, D. P. DE; DE ARAÚJO, J. C. L.; MELO, S. R. DE; FERRARI, V. M.; FERNANDES, P. F.; DE OLIVEIRA, M. A.; MARTENSEN, A. C.. O Cadastro Ambiental Rural (CAR) no sudoeste paulista: deficiências e desafios. *In: Alternativas para o desenvolvimento sustentável do sudoeste paulista*. São Paulo: Editora Científica Digital, 2021. p. 120-137.

METZGER, J. P.. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1-2, p. 1-9, 2001.

METZGER, J. P.. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. *In: CULLEN JUNIOR.; L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Ed.). Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Curitiba: UFPR, 2003. p. 423-538.

METZGER, J. P.. Uma visão global da fragmentação. **Revista Página**, v. 22, p. 48-51, 2007.

METZGER, J. P.. Why Brazil needs its Legal Reserves why Brazil needs its Legal Reserves. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, p. 91-103, 2019.

NEPSTAD, D.; MCGRATH, D.; STICKLER, C.; ALENCAR, A.; AZEVEDO, A.; SWETTE, B.; HESS, L.. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. **Science**, v. 344, n. 6188, p. 1118-1123, 2014.

NOSS, R. F.; COOPERRIDER, A. Y.. **Saving nature's legacy: protecting and restoring biodiversity**. Washington: Island Press, 1994. 416 p.

NUNES P. C. I. C.. Abordagem metodológica ecologia da paisagem: origem, enfoque e técnicas de análise. **Boletim de Geografia**, v. 38, n. 1, 2020.

ODUM, E. P. **Fundamentos de ecologia**. 1ª ed. São Paulo: Cengage Learning, 2006.

PASCUAL, U.; BALVANERA, P.; DÍAZ, S.; PATAKI, G.; ROTH, E.; STENSEKE, M.; YAGI, N.. Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 26, p. 7-16, 2017.

PASSOS, M. M.. BR-163, de Cuiabá a Santarém: o papel dos agentes e sujeitos no ordenamento do território e na implementação de políticas públicas. **Ciência & Trópico**, v. 41, n. 1, p. 139-164, 2017.

PEARSON, D.; MARTÍNEZ-LÓPEZ, J.; RESCIA, A. J.; BALDWIN, R.; MARTÍNEZ PASTUR, G. J.. Feature papers in landscape ecology: an editorial overview. **Land**, v. 13, n. 3, p. 342, 2024.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J.. Biodiversity conservation in tropical agroecosystems: a new conservation paradigm. **Ann. N.Y. Acad. Sci.**, v. 1134, p. 173-200, 2008.

PETZINGER, G. J. G.; BERRETA, S. R. M.. Fragmentação de habitat em remanescentes de Mata Atlântica no sul do Brasil: análise espacial baseada em métricas da paisagem. **Revista Ciência Geográfica**, v. 28, n. 2, p. 417-431, 2024.

PIRES-LUIZ, C. H.; STEINKE, V. A.. O código florestal pode contribuir para a diminuição da degradação ambiental. **Caminhos de Geografia**, v. 20, n. 72, p. 230-241, 2019.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E.. **Biologia da conservação**. Londrina: Rodrigues, 2001.

QGIS Development Team. QGIS Geographic Information System. Versão 3.22 *Biatowieza* LTR. Open Source Geospatial Foundation, 2024. Disponível em: <https://qgis.org>.

RAD2023. **Relatório Anual do Desmatamento no Brasil 2023**. São Paulo: MapBiomas, 2024.

RAJÃO, R. G. L.; DEL GIUDICE, R. R.; VAN DER HOFF, R.; DE CARVALHO, E. B.. **Uma breve história da legislação florestal brasileira**: contém a lei nº 12.651, de 2012, com comentários críticos acerca da aplicação de seus artigos. Florianópolis: Expressão, 2021.

RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S.. **Fragmentação de ecossistemas**: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA/SBF, 2003.

REIS, G. I.. **Expansão da soja na região sudoeste do Pará**: explorando conexões com infraestrutura e valor da terra. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2024.

RICKLEFS, R. E.. **A economia da natureza**. 3. ed, Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1996.

RODRIGUES, D. L.; SILVA, D. N.. Pobreza na Amazônia brasileira e os desafios para o desenvolvimento. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 39, n. 10, p. e00100223, 2023.

RODRIGUES, T. E.; SANTOS, P. L. dos; OLIVEIRA-JUNIOR, R. C.; VALENTE, M. A.; SILVA, J. M. L. da; JÚNIOR, E. Q. C.. Caracterização dos Solos da Área do Planalto de Belterra, Município de Santarém, Estado do Pará. **Embrapa Amazônia Oriental, Documentos**, 115, 2001, 55p.

ROSA, I. M. D.; GABRIEL, C.; CARREIRAS, J. M. B.. Dimensões espaciais e temporais da fragmentação da paisagem na Amazônia brasileira. **Reg. Environ. Chang.**, v. 17, p. 1687-1699, 2017.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; Dos Anjos, L. H. C.; De Oliveira, V. A.; LUMBREAS, J. F.; COELHO, M. R.; CUNHA, T. J. F.. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed., rev. e ampl. Brasília: Embrapa, 2018. 356 p.

SANTOS, M.. **O espaço geográfico: um híbrido.** *In*: SANTOS, M. A natureza do espaço: técnica e tempo, razão e emoção. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2002.

SIQUEIRA, M. N.; CASTRO, S. S.; FARIA, K. M. S.. Geografia e ecologia da paisagem: pontos para discussão. **Sociedade & natureza**, v. 25, p. 557-566, 2013.

SOARES-FILHO, B.; RAJÃO, R.; MACEDO, M.; CARNEIRO, A.; COSTA, W.; COE, M.; ALENCAR, A.. Cracking Brazil's forest code. **Science**, v. 344, n. 6182, p. 363-364, 2014.

SOTERRONI, A. C.; MOSNIER, A.; CARVALHO, A. X.; CÂMARA, G.; OBERSTEINER, M.; ANDRADE, P. R.; RAMOS, F. M.. Future environmental and agricultural impacts of Brazil's Forest Code. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 7, p. 074021, 2018.

SOUSA, B. L. de M.; SAUER, S.. Expansão da fronteira agrária extrativa e suas implicações para a agricultura familiar camponesa no Planalto Santareno – Pará. **Revista Campo-Território**, Uberlândia, v. 18, n. 50, p. 128–154, 2023. DOI: 10.14393/RCT185069080.

SOUZA, C. M.; JR., Z. SHIMBO, J.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L.; A. ALENCAR, A.; RUDORFF, B. F. T.; HASENACK, H.; MATSUMOTO, M. G.; FERREIRA, L.; SOUZA-FILHO, P. W. M.; DE OLIVEIRA, S. W.; ROCHA, W. F.; FONSECA, A. V.; MARQUES, C. B.; DINIZ, C. G.; COSTA, D.; MONTEIRO, D.; ROSA, E. R.; VÉLEZ-MARTIN, E.; AZEVEDO, T.. Reconstruindo três décadas de mudanças no uso e cobertura da terra em biomas brasileiros com arquivo landsat e earth engine. **Sensoriamento Remoto**, v. 12, n. 17, p. 2735, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs12172735>. Acesso em: 15 set. 2024.

STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD JR, R. O.; STRONG, C.; LOVEJOY, T. E.. Long-term landscape change and bird abundance in Amazonian rainforest fragments. **Conservation Biology**, v. 20, n. 4, p. 1212-1223, 2006.

TABACOW, J. W.; SILVA, X-J.. Geoprocessamento aplicado à análise da fragmentação da paisagem na Ilha de Santa Catarina. *In*: XAVIER-DA-SILVA, J.; ZAIDAN, R. T. (Orgs.). **Geoprocessamento e Meio Ambiente**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2010. p. 35-70.

TANSLEY, A. G.. The use and abuse of vegetational concepts and terms. **Ecology**, v. 16, p. 284-307, 1935.

TEIXEIRA, B.; SANTOS, T.; TERRA, A.. A transformação do território a partir do uso da terra no município de Santarém, Pará. **Nova Revista Amazônica**, v. 08, n 03, p. 99-108, 2019.

TROLL, C.. Luftbildplan and ökologische bodenforschung. **Zeitschrift der Gesellschaft für Erdkunde Zu Berlin**, p.241-298, 1939.

TURNER, Monica G.. Landscape ecology: what is the state of the science? **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, v. 36, p. 319-344, 2005.

UEZU, A.; METZGER, J. P.; VIELLIARD, J. M. E.. Efeitos da conectividade estrutural e funcional e do tamanho do fragmento na abundância de sete espécies de aves da Mata Atlântica. **Biological Conservation**, v. 123, n. 4, p. 507-519, 2005.

VACCHIANO, M. C.; SANTOS, J. W.; ANGEOLETTO, F.; SILVA, N. M.. Do data support claims that Brazil leads the world in environmental preservation? **Environmental Conservation**, v. 46, n. 2, p. 118-120, 2019.

VALERIANO, D. M.; NARVAES, I. S.; MAIA, J. S.; GOMES, A. R.; DINIZ, C. G.; SOUZA, A. A. A.. **Metodologia do sistema DETER – B** (sistema de detecção do desmatamento e alterações na cobertura florestal em tempo quase real). Mapeamento de alertas com imagens dos sensores AWiFS-Resourcesat-2 e WFI-Cbers-4. São José dos Campos: INPE, 2016.

VEDOVATO, L. B.; FONSECA, M. G.; ARAI, E.; ANDERSON, L. O.; ARAGÃO, L. E.. The extent of 2014 forest fragmentation in the Brazilian Amazon. **Regional Environmental Change**, v.16, n. 8, p. 2485-2490, 2016.

VENTURIERI, A.; MONTEIRO, M. A.; MENEZES, C. R. C.; MARCÍLIO, D. A. M.. ZEE: Zoneamento Ecológico-Econômico da zona Oeste do Estado do Pará. Belém, PA: **Embrapa Amazônia Oriental** / Secretaria de Estado de Projetos Estratégicos, 2010.

VIDOLIN, G. P.; BIONDI, D.; WANDEMBRUCK, A.. Análise da estrutura da paisagem de um remanescente de floresta com Araucária, Paraná, Brasil. **Revista Árvore**, v. 35, n. 3, p. 515-525, 2011.

VITTE, A. C.. O desenvolvimento do conceito de paisagem e a sua inserção na geografia física. **Mercator-Revista de Geografia da UFC**, v. 6, n. 11, p. 71-78, 2007.

WEST, T. A. P.; FEARNSIDE, P. M.. Brazil's conservation reform and the reduction of deforestation in Amazonia. **Land Use Policy**, v. 100: art. 105072, 2021.

WU, J.. Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. **Landscape Ecology**, v. 28, p. 999-1023, 2013.