



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

VÍTOR ABNER BORGES DUTRA

**MUDANÇAS DE USO E COBERTURA DA TERRA E AS PERSPECTIVAS DA
ABORDAGEM NEXUS ÁGUA, ALIMENTO E ECOSISTEMAS EM BACIAS
HIDROGRÁFICAS COSTEIRAS DO NORDESTE PARAENSE, AMAZÔNIA ORIENTAL**

BELÉM-PA

2024

VÍTOR ABNER BORGES DUTRA

**MUDANÇAS DE USO E COBERTURA DA TERRA E AS PERSPECTIVAS DA
ABORDAGEM NEXUS ÁGUA, ALIMENTO E ECOSISTEMAS EM BACIAS
HIDROGRÁFICAS COSTEIRAS DO NORDESTE PARAENSE, AMAZÔNIA ORIENTAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal do Pará (convênio UFPA/EMBRAPA/MPEG) como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Área de Concentração: Clima e Dinâmica Socioambiental na Amazônia.

Linha de Pesquisa: Ecossistemas Amazônicos e Dinâmicas Socioambientais.

Orientadora: Dra. Aline Maria Meiguins de Lima
Coorientador: Dr. Peter Mann de Toledo

BELÉM-PA

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará

Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

D978m Dutra, Vítor Abner Borges.
Mudanças de uso e cobertura da terra e as perspectivas da abordagem nexus água, alimento e ecossistemas em bacias hidrográficas costeiras do Nordeste Paraense, Amazônia Oriental / Vítor Abner Borges Dutra. — 2024.
118 f. : il. color.

Orientadora: Prof^a. Dra. Aline Maria Meiguins de Lima Coorientador: Prof. Dr. Peter Mann de Toledo
Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Pará, Instituto de Geociências, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Belém, 2024.

1. Análise espaço-temporal. 2. Ecossistemas Amazônicos.
3. Dinâmicas socioambientais. 4. Modelagem ambiental. 5. Políticas públicas. I. Título.

CDD 621.3678


VÍTOR ABNER BORGES DUTRA

**MUDANÇAS DE USO E COBERTURA DA TERRA E AS PERSPECTIVAS DA
ABORDAGEM NEXUS ÁGUA, ALIMENTO E ECOSISTEMAS EM BACIAS
HIDROGRÁFICAS COSTEIRAS DO NORDESTE PARAENSE, AMAZÔNIA ORIENTAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal do Pará (convênio UFPA/EMBRAPA/MPEG) como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Data de aprovação: 23 / 02 / 2024

Banca Examinadora:

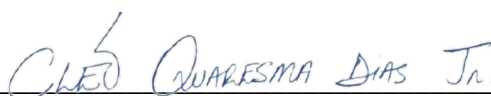


Aline Maria Meiguins de Lima – Orientadora
Doutora em Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido
Universidade Federal do Pará (UFPA/PPGCA)

Andrea dos Santos Coelho – Membro Externo
Doutora em Ciências Ambientais
Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Sustentabilidade do
Pará (SEMAS)

Lindemberg Lima Fernandes – Membro Externo
Doutor em Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido
Universidade Federal do Pará (UFPA/PPGESA)

Marcia Aparecida da Silva Pimentel – Membro Interno
Doutora em Geografia (Geografia Física)
Universidade Federal do Pará (UFPA/PPGCA)



Cleo Quaresma Dias Júnior – Membro Interno
Doutor em Clima e Ambiente
Universidade Federal do Pará (UFPA/PPGCA)

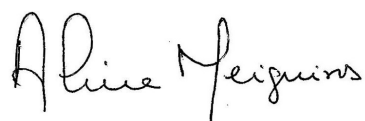
VÍTOR ABNER BORGES DUTRA

**MUDANÇAS DE USO E COBERTURA DA TERRA E AS PERSPECTIVAS DA
ABORDAGEM NEXUS ÁGUA, ALIMENTO E ECOSISTEMAS EM BACIAS
HIDROGRÁFICAS COSTEIRAS DO NORDESTE PARAENSE, AMAZÔNIA ORIENTAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal do Pará (convênio UFPA/EMBRAPA/MPEG) como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Data de aprovação: 23 / 02 / 2024

Banca Examinadora:

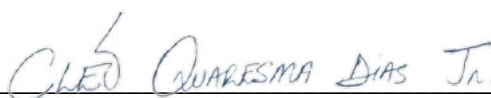


Aline Maria Meiguins de Lima – Orientadora
Doutora em Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido
Universidade Federal do Pará (UFPA/PPGCA)

Andrea dos Santos Coelho – Membro Externo
Doutora em Ciências Ambientais
Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Sustentabilidade do
Pará (SEMAS)

Lindemberg Lima Fernandes – Membro Externo
Doutor em Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido
Universidade Federal do Pará (UFPA/PPGESA)

Marcia Aparecida da Silva Pimentel – Membro Interno
Doutora em Geografia (Geografia Física)
Universidade Federal do Pará (UFPA/PPGCA)



Cleo Quaresma Dias Júnior – Membro Interno
Doutor em Clima e Ambiente
Universidade Federal do Pará (UFPA/PPGCA)

AGRADECIMENTOS

Dedico essa tese aos meus pais, Davi e Selma, e aos meus irmãos, Caroline e Felipe, pelo apoio continuado em todos os aspectos da minha vida. Estendo esse agradecimento à Ana Clara, a qual me inspira ser uma pessoa melhor. Devo agradecimento especial também aos meus companheiros de UEPA, Paulo Tavares, Paulo Vitor, Lúcio Brabo e Marcus Victor, sem os quais não teria me entusiasmado em seguir uma trajetória acadêmica. Gratidão também aos colegas Maurício Vancine, Fabrício Silva e Lucyana Santos, os quais me ajudaram com contribuições valiosas no doutorado. Agradeço também a Camila Melo pelas conversas sempre bem-humoradas. Estendo os reconhecimentos às minhas professoras e aos meus professores de nível fundamental, médio e superior que, direta ou indiretamente, me influenciaram a trilhar esse caminho. Institucionalmente, agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa nº 88887.514635/2020-00 concedida pelo programa de Demanda Social (DS). Não poderia deixar de agradecer à Alexandra Elbakyan pela sua luta para fornecer acesso gratuito e irrestrito do conhecimento científico. Finalmente, agradeço a quem estiver lendo. Espero que este material sirva para alguma coisa além da conquista de um título acadêmico.

RESUMO

A Amazônia vem ganhando cada vez mais os holofotes globais, apesar de sofrer cronicamente a massiva destruição dos seus ecossistemas. Nesse contexto, esta tese se debruçou sobre a pergunta “em que medida as mudanças de uso e cobertura da terra poderão modificar as paisagens das bacias hidrográficas na Amazônia Oriental até 2030 e como essas alterações implicam no alcance das metas ambientais de promoção do desenvolvimento sustentável?”. Assim, foram elaborados três artigos científicos, onde os dois primeiros trataram das alterações espaço-temporais da região no passado recente e futuro próximo, e o terceiro concebeu uma abordagem Nexus integrada de indicadores de água, alimento e ecossistemas, alinhados às políticas ambientais vigentes. No primeiro artigo, avaliou-se a dinâmica das paisagens de três bacias hidrográficas entre 1985 e 2019. Os resultados revelaram uma significativa conversão de floresta para pastagem de aproximadamente 1.000 km², com aumento de fragmentos florestais de 2547 para 6604, ressaltando a importância de medidas de conservação e recuperação da vegetação para a manutenção dos ecossistemas locais. No segundo artigo, foram realizadas simulações de cenários futuros de cobertura da terra para a região, com ênfase ao desmatamento e às suas emissões de gases de efeito estufa, sob três cenários hipotéticos. Os resultados indicaram que, independentemente do cenário, a região poderá enfrentar um aumento expressivo de desmatamento e emissões até 2030, com variação de desmatamento de 90 mil hectares a 125 mil hectares, e respectivas emissões de gases de efeito estufa entre 3,67% e 5,09% do total de emissões do estado do Pará, destacando a urgência de efetivação de políticas de conservação e recuperação da vegetação nativa. No terceiro artigo, explorou-se a interconexão de indicadores de água, alimento e ecossistemas, sob o pano de fundo dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da Agenda 2030 e do Plano Estadual Amazônia Agora. Identificaram-se desafios, como baixa conformidade ambiental e elevada pressão sobre recursos hídricos e florestais. Porém, também foram identificadas oportunidades de melhorias, como o incentivo à adoção de SAFs, à recuperação de APPs hídricas e ao uso de culturas pujantes da bioeconomia amazônica, pois podem se desdobrar em melhorias socioeconômicas e ambientais na região. Em resumo, os estudos demonstraram a complexidade das mudanças ambientais na Amazônia Oriental e a importância de uma abordagem integrada para enfrentar os desafios prementes. Para uma experiência exitosa, as ações devem ser coordenadas entre governos, comunidades locais e demais partes interessadas, de modo a garantir a conservação dos ecossistemas locais e o bem-estar das atuais e futuras gerações.

Palavras-chave: análise espaço-temporal; ecossistemas amazônicos; dinâmicas socioambientais; modelagem ambiental; políticas públicas.

ABSTRACT

The Amazon is increasingly gaining global spotlight, despite chronically suffering the massive destruction of its ecosystems. In this context, this thesis focused on the question “to what extent will changes in land use and cover modify the landscapes of watersheds in the Eastern Amazon by 2030 and how do these changes imply the achievement of environmental goals to promote sustainable development?”. Thus, three scientific articles were prepared, where the first two dealt with the region’s spatio-temporal changes in the recent past and near future, and the third designed an integrated Nexus approach of water, food and ecosystem indicators, aligned with current environmental policies. In the first article, the dynamics of the landscapes of three watersheds between 1985 and 2019 were evaluated. The results revealed a significant conversion from forest to pasture of approximately 1,000 km², with an increase in forest fragments from 2547 to 6604, highlighting the importance of measures conservation and recovery of vegetation for the maintenance of local ecosystems. In the second article, simulations of future land cover scenarios for the region were carried out, with an emphasis on deforestation and its greenhouse gas emissions, under three hypothetical scenarios. The results indicated that, regardless of the scenario, the region could face a significant increase in deforestation and emissions by 2030, with deforestation varying from 90 thousand hectares to 125 thousand hectares, and respective greenhouse gas emissions between 3.67% and 5.09% of total emissions of the Pará State, highlighting the urgency of implementing policies for the conservation and recovery of native vegetation. In the third article, the interconnection of water, food and ecosystem indicators was explored, under the backdrop of the Sustainable Development Goals of the 2030 Agenda and the Amazon Now State Plan. We identified some challenges, such as low environmental compliance and high pressure on water and forestry resources. However, opportunities for improvements were also identified, such as encouraging the adoption of agroforestry systems, the recovery of permanent preservation areas around water resources and the use of thriving crops from the Amazon bioeconomy, as they can result in socioeconomic and environmental improvements in the region. In summary, the studies demonstrated the complexity of environmental changes in the Eastern Amazon and the importance of an integrated approach to address pressing challenges. For a successful experience, actions must be coordinated between governments, local communities and other stakeholders, in order to guarantee the conservation of local ecosystems and the well-being of current and future generations.

Keywords: spatio-temporal analysis; amazon ecosystems; socio-environmental dynamics; environmental modeling; public policy.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1.1 - Fluxograma dos procedimentos metodológicos adotados na tese.....	20
Figura 2.1 - Mapa de localização da área de estudo contendo as principais divisões administrativas e ambientais.....	26
Figura 2.2 - Fluxograma metodológico adotado no estudo	28
Figura 2.3 - Espacialização das classes de uso e cobertura da terra na área de estudo em 1985 e 2019.	30
Figura 2.4 - Transições de classes de uso e cobertura da terra da área de estudo em 34 anos.	33
Figura 2.5 - Resultados das métricas de paisagem para Formação Florestal (FF) e Mangue (MA) entre 1985 e 2019.	34
Figura 3.1 - Área de estudo no Nordeste Paraense, Amazônia Oriental.....	42
Figura 3.2 - Fluxograma dos procedimentos metodológicos.....	43
Figura 3.3 - Classificação 2014 real e 2018 real.....	53
Figura 3.4 - Diagrama de Sankey das transições de classes entre 2014 real e 2018 real.....	54
Quadro 3.1 - Matriz de transição entre 2014 real e 2018 real, áreas em hectares.	54
Figura 3.5 - Uso e cobertura da terra de 2018 observado e sua simulação no Dinamica EGO.	56
Figura 3.6 - Pesos de evidência das variáveis A. MDE, B. PRODES, C. Massa d'água, D. Precipitação, E. Rodovias para a transição da classe floresta para formação natural não florestal.....	58
Figura 3.7 - Pesos de evidência das variáveis A. MDE, B. PRODES, C. Massa d'água, D. Precipitação, E. Rodovias para a transição da classe floresta para agropecuária.....	59
Figura 3.8 - Pesos de evidência das variáveis A. MDE, B. PRODES, C. Massa d'água, D. Precipitação, E. Rodovias para a transição da classe floresta para área não vegetada.....	60
Figura 3.9 - Classificação 2014 real e simulação 2030 BAU.	62
Figura 3.10 - Diagrama de Sankey das transições de classes entre 2014 real e simulação 2030 BAU.	63
Quadro 3.2 - Matriz de transição entre 2014 real e simulação 2030 BAU, áreas em hectares.....	63
Figura 3.11 - Classificação 2014 real e simulação 2030 otimista.....	64
Figura 3.12 - Diagrama de Sankey das transições de classes entre 2014 real e simulação 2030 otimista.	65
Quadro 3.3 - Matriz de transição entre 2014 real e simulação 2030 otimista, áreas em hectares.	66
Figura 3.13 - Classificação 2014 real e simulação 2030 pessimista.	67
Figura 3.14 - Diagrama de Sankey das transições de classes entre 2014 real e simulação 2030 pessimista.	68
Quadro 3.4 - Matriz de transição entre 2014 real e simulação 2030 pessimista, áreas em hectares..	68

Figura 4.1 - Área de estudo contendo municípios da faixa costeira do Nordeste Paraense. O Nexus Água, Alimento e Ecossistemas se relaciona com os ODS da Agenda 2030 no escopo do PEAA.	78
Figura 4.2 - Fluxograma dos procedimentos metodológicos.....	80
Figura 4.3 - Correlações significativas das variáveis Nexus selecionadas.	83

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 - Características da pesquisa.	20
Tabela 2.1 - UCs existentes na área de estudo.	27
Tabela 2.2 - Métricas de classe adotadas para formação florestal e mangue nos anos de 1985 e 2019.	29
Tabela 2.3 - Mudanças de uso e cobertura da terra na área de estudo entre 1985 e 2019, áreas em km ²	31
Tabela 2.4 - Resultado das métricas de classe para formação florestal e mangue entre 1985 e 2019.	34
Tabela 3.1 - Dados vetoriais e matriciais adquiridos para etapas de modelagem e prognóstico.	44
Tabela 3.2 - Reclassificação dos dados de uso e cobertura da terra do MapBiomas para os anos de 2014 e 2018.	46
Tabela 3.3 - Transição de floresta para outras classes de uso e cobertura da terra entre 2014 e 2030 com base nas taxas anuais de desmatamento definidas por cenário.	51
Tabela 3.4 - Série histórica de dados de desmatamento anual e emissões de gases de efeito estufa para mudança de uso da terra e florestas do Pará, com projeções de meta e considerações metodológicas para média 2014-2018 e 2030.	52
Tabela 3.5 - K_{Fuzzy} para comparação entre os mapas de 2018 real e 2018 simulado para diferentes janelas espaciais, com tamanho de pixel de 30 m.	57
Tabela 3.6 - Contribuições do desmatamento e das emissões de gases de efeito estufa em 2018 real e simulado na área de estudo para os valores médios de 2014-2018 do Pará.	69
Tabela 3.7 - Contribuições do desmatamento e das emissões de gases de efeito estufa anuais dos cenários simulados na área de estudo para o alcance da meta do PEAA em 2030.	70
Tabela 4.1 - Dados municipais para análise Nexus WFE, considerando os ODS da Agenda 2030. .	81
Tabela 4.2 - Correlações significativas do Nexus Ecossistemas-Alimento e suas peculiaridades. ...	90

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 INTRODUÇÃO GERAL	12
1.1 Referencial teórico	14
1.1.1 Mudanças de uso e cobertura da terra na Amazônia Oriental.....	14
1.1.2 Modelagem de cenários futuros de uso e cobertura da terra.....	15
1.1.3 Abordagem Nexus para o meio ambiente	16
1.2 A questão da pesquisa	18
1.3 Objetivos	19
1.3.1 Geral.....	19
1.3.2 Específicos	19
1.4 Estrutura da tese	19
CAPÍTULO 2 DINÂMICA DA PAISAGEM E FRAGMENTAÇÃO DE ECOSISTEMAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL ENTRE 1985 E 2019	21
2.1 Introdução	22
2.2 Material e métodos	25
2.2.1 Área de estudo.....	25
2.2.2 Coleta e análise de dados	27
2.3 Resultados e discussão	29
2.3.1 Uso e cobertura da terra em 1985 e 2019.....	29
2.3.2 Mudanças de uso e cobertura da terra entre 1985 e 2019	31
2.3.3 Alterações nas classes de formação florestal e mangue entre 1985 e 2019.....	34
2.4 Conclusões	37
CAPÍTULO 3 CENÁRIOS FUTUROS DE COBERTURA DA TERRA PARA TRÊS BACIAS HIDROGRÁFICAS NO NORDESTE PARAENSE EM 2030	38
3.1 Introdução	39
3.2 Metodologia	41
3.2.1 Área de estudo.....	41
3.2.2 Procedimentos metodológicos	43
3.2.2.1 <i>Preparação de dados</i>	44
3.2.2.2 <i>Modelagem</i>	47
3.2.2.3 <i>Prognóstico</i>	49
3.3 Resultados e discussão	52
3.3.1 Mudanças de uso e cobertura da terra entre 2014 e 2018	52
3.3.2 Similaridade entre cenário real e simulado para 2018	55
3.3.3 Comportamento dos pesos de evidência para as simulações	57
3.3.4 Simulações de cenários de cobertura da terra para 2030	61
3.3.4.1 <i>Cenário BAU</i>	61

3.3.4.2 <i>Cenário otimista</i>	64
3.3.4.3 <i>Cenário pessimista</i>	66
3.3.5 Contribuições das emissões de gases de efeito estufa provenientes das mudanças de uso da terra da área de estudo para o contexto paraense em 2018	69
3.3.6 Contribuições das emissões de gases de efeito estufa provenientes das mudanças de uso da terra da área de estudo para o contexto paraense em 2030	70
3.4 Considerações finais	71
CAPÍTULO 4 NEXUS ÁGUA, ALIMENTO E ECOSSISTEMAS APLICADO A UMA FAIXA COSTEIRA DO NORDESTE PARAENSE, AMAZÔNIA ORIENTAL	72
4.1 Introdução	74
4.2 Material e métodos	77
4.2.1 Área de estudo.....	77
4.2.2 Procedimentos metodológicos	80
4.3 Resultados e discussão	82
4.3.1 Correlograma de inter-relações dos eixos Nexus.....	82
4.3.1.1 <i>O eixo água</i>	84
4.3.1.2 <i>O eixo alimento</i>	85
4.3.1.3 <i>O eixo ecossistemas</i>	86
4.3.1.4 <i>Relação Água-Alimento</i>	88
4.3.1.5 <i>Relação Água-Ecossistemas</i>	88
4.3.1.6 <i>Relação Ecossistemas-Alimento</i>	89
4.3.2 O Nexus Água-Alimento-Ecossistemas e as políticas ambientais.....	92
4.4 Considerações finais	94
CAPÍTULO 5 CONCLUSÃO GERAL	96
5.1 Principais achados	96
5.2 Recomendações para pesquisas futuras	97
REFERÊNCIAS	99
APÊNDICE A - Mapa com detalhamento hídrico da região, contendo nomes oficiais dos rios, pontos de drenagem, massa d'água, ottobacias nível 4 e delimitação da área de estudo.	112
APÊNDICE B - Classes de uso e cobertura da terra identificadas em reconhecimento de campo em 2022, sendo A. Mangue, B. Campo Alagado e Área Pantanosa, C. Pastagem, D. Dendê, E. Área Urbanizada, F. Rio, Lago e Oceano.	113
APÊNDICE C - Matriz de indicadores do Nexus Água, Alimento e Ecossistemas por município da área de estudo.	114

CAPÍTULO 1 INTRODUÇÃO GERAL

A Amazônia possui uma vasta rede de sistemas de água doce e extensas planícies aluviais, sendo responsável pela descarga de até 20% de água doce do mundo para o mar, desempenhando um papel vital no ciclo hidrológico global (Sun *et al.*, 2019). Além disso, o mosaico Amazônico abrange a maior área de floresta tropical do mundo (Hansen *et al.*, 2013), contribui com quase 10% da produtividade terrestre e biomassa da vegetação (Brienen *et al.*, 2015), fornece habitats à inúmeras espécies animais e vegetais (Foley *et al.*, 2002) e troca grande quantidade de energia e água com a atmosfera (Hasler; Avissar, 2007), contribuindo para a convecção tropical e auxiliando no desencadeamento da estação chuvosa (Wright *et al.*, 2017).

Porém, a Amazônia apresenta elevadas taxas de mudanças de cobertura da terra e degradação (Almeida *et al.*, 2016). A mudança de cobertura da terra é definida como a perda de áreas naturais para o desenvolvimento urbano ou exurbano, ou a perda de áreas agrícolas para o desenvolvimento urbano ou exurbano (Sealey; Binder; Burch, 2018). Na Amazônia, o aumento da implementação de grandes projetos e o crescimento da demanda por produtos agrícolas, biocombustíveis, madeira e outros recursos naturais são forçantes dessas mudanças (Steffen *et al.*, 2015). Assim, as mudanças de uso da terra resultam no aumento da fragmentação florestal, do efeito de borda (Pfeifer *et al.*, 2017) e da entrada de sedimentos e nutrientes nos corpos hídricos, ameaçando os ecossistemas das bacias hidrográficas (Mello *et al.*, 2017).

Nesse contexto, as legislações ambientais são importantes para mitigar os impactos antropogênicos negativos sobre o meio ambiente. Algumas leis federais, como o Código Florestal Brasileiro (CFB, Lei nº 12.651-2012) e o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC, Lei nº 9.985-2000) atuam, em conjunto com outras legislações correlatas, para garantir a perenidade dos recursos ambientais para as atuais e futuras gerações no território brasileiro (Brasil, 2000, 2012).

O CFB prevê a compatibilização e harmonização entre o uso produtivo da terra e a preservação da água, do solo e da vegetação. Uma forma de viabilizar isso é através da demarcação das Áreas de Preservação Permanente (APPs), definidas como áreas protegidas, cobertas 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. Outro exemplo é a área de Reserva Legal (RL), que fica localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, com a função de assegurar o uso econômico e sustentável dos recursos naturais e 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, 2012a).

Outro importante conceito de área ambientalmente protegida é o de Unidade de Conservação (UC), definida no SNUC como o espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes; legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos; sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção (Brasil, 2000).

Os fatores elencados relacionam-se com análises espaço-temporais. Logo, as geotecnologias são indispensáveis para auxiliar estudos sobre mudanças de uso e cobertura da terra (Almeida et al., 2016), bacias hidrográficas (Ferreira; Lima; Corrêa, 2017; Thakkar *et al.*, 2017) e desmatamento em áreas ambientalmente protegidas (Zimbres; Machado; Peres, 2018). As geotecnologias englobam diversas artes e ciências que atuam harmonicamente entre si, como o Sensoriamento Remoto, a Cartografia, a Agrimensura e os Sistemas de Informação Geográfica (SIG ou GIS). Todas essas subdisciplinas são reconhecidas por possuírem áreas de conhecimento e atividade intelectual únicas, à medida em que são usadas nas Ciências Físicas, Biológicas e Sociais (Jensen, 2014), ou ainda no campo interdisciplinar das Ciências Ambientais. A seguir são exemplificados casos relevantes envolvendo geotecnologias e Ciências Ambientais.

Apesar da redução de 76% nas taxas de desmatamento na Amazônia brasileira entre 2003 e 2015 (fases 1, 2 e 3 do Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal, PPCDAm), a incidência de incêndios aumentou 36% durante a seca de 2015 em comparação com os 12 anos anteriores (Aragão *et al.*, 2018). Além disso, nos últimos 40 anos, a Amazônia Oriental esteve mais sujeita ao desmatamento, aquecimento e stress hídrico do que a Amazônia Ocidental, especialmente durante a estação seca, na qual a faixa Sudeste da Amazônia registrou tendências mais fortes. As emissões totais de carbono são maiores na Amazônia Oriental do que na Amazônia Ocidental, principalmente como resultado de diferenças espaciais nas emissões de incêndios derivadas de monóxido de carbono (Gatti *et al.*, 2021). Adicionalmente, análises recentes de dados sobre fogo, efeito de borda e extração de madeira entre 2001 e 2018 revelaram que 5,5% da floresta Amazônica está sob alguma forma de degradação, o que corresponde a 112% da área total desmatada nesse período (Lapola *et al.*, 2023).

A despeito da importância das APPs, áreas de RL e UCs, destaca-se que o déficit de APPs hídricas no Brasil, até 2017, era da ordem de 80.000 km², ou 8 Mha (Guidotti *et al.*, 2017). No Pará, apesar de quase metade da extensão total das APPs hídricas possuir floresta, a área consolidada é seis vezes maior (57.000 km², ou 5,7 Mha) que a obrigatória para recuperação (9.400 km², ou 0,94 Mha). Isso sugere que algumas bacias hidrográficas podem não restabelecer a provisão de seus serviços ecossistêmicos (SEs), pois essas APPs removidas permanecerão desmatadas por conta da anistia legal do CFB (Nunes *et al.*, 2019). Apesar disso, há um consenso de incentivo ao reflorestamento e à restauração florestal a nível global (Ferrer Velasco *et al.*, 2023). Um exemplo subnacional alinhado

à esta lógica é o Plano de Recuperação da Vegetação Nativa do Estado do Pará (PRVN-PA), lançado na COP28, em 2023 (Pará, 2023).

A Amazônia Oriental é vista como uma das últimas fronteiras de crescimento econômico pela esfera governamental e empresarial. O Nordeste Paraense faz parte desse locus e possui um histórico de intensa antropização amplamente exposto na literatura. Assim, é fundamental identificar como esses processos ocorreram nesses territórios, visto que o modo como a região foi impactada não se traduziu, necessariamente, em bem-estar socioambiental e desenvolvimento econômico. Ademais, é possível modelar, a partir dessas reflexões e análises, cenários futuros de cobertura da terra para a região, de modo a auxiliar planejamentos e ações que se aproximem da sustentabilidade social, ecológica e econômica.

1.1 Referencial teórico

1.1.1 Mudanças de uso e cobertura da terra na Amazônia Oriental

Na Amazônia Oriental, as mudanças de uso e cobertura da terra são heterogêneas no espaço e no tempo. Nesse sentido, entender essas trajetórias e seus impactos é fundamental para o desenvolvimento de políticas de uso da terra (Almeida; Vieira; Ferraz, 2020). No entanto, tratar sobre essas questões na escala amazônica é uma tarefa demasiadamente complexa, pois o grande número de atores, processos, níveis e posições que pode ser identificado compõe uma gigantesca estrutura que torna difícil discernir e entender os mecanismos que regem a governança ambiental nessa escala (Capelari *et al.*, 2020). Assim, estabelecer uma análise ambiental em escala regional, a exemplo de bacias hidrográficas e municípios, com quantificações de dados estatísticos e espaciais, pode auxiliar tomadores de decisão e partes interessadas na escolha de opções mais adequadas às especificidades e necessidades locais.

Do ponto de vista socioambiental, as leis federais de conservação da natureza são fundamentais para a mitigação dos impactos antropogênicos negativos sobre os recursos naturais. As UCs apresentam eficácia de mitigação dos impactos antrópicos negativos após sua promulgação como áreas protegidas, garantindo a redução da emissão de gases de efeito estufa para a atmosfera através do desmatamento evitado (Soares-Filho *et al.*, 2010). Na Amazônia Oriental, os processos de ocupação foram desiguais, nos quais as transformações da paisagem afetaram as esferas sociais, ecológicas e econômicas. Assim sendo, o Nordeste Paraense mostra-se como um dinâmico palco com potencialidades, desafios e peculiaridades para a gestão do meio ambiente.

O Nordeste Paraense sofre com o desmatamento contínuo das florestas nativas e secundárias, o avanço da pecuária e a ascensão da cultura do dendê em regime de monocultivo (Almeida *et al.*, 2022). Essas tendências podem se estender para o futuro, ou seja, se impõem como desafios aos

tomadores de decisão e às partes interessadas na região. Assim, é premente o entendimento dessas forças ambientais tanto no passado recente quanto no futuro próximo.

1.1.2 Modelagem de cenários futuros de uso e cobertura da terra

Entender o padrão espacial de uso e cobertura da terra é indispensável para a concepção e o acompanhamento de políticas direcionadas ao uso da terra (Almeida *et al.*, 2016). Assim, compete às técnicas de modelagem ambiental a projeção de cenários futuros de cobertura da terra, e a compatibilização dessas simulações com as projeções de aumento de regeneração vegetal e redução de emissão de gases de efeito estufa no âmbito das políticas ambientais, a exemplo das metas globais estabelecidas pela Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável (United Nations, 2022).

A arte e ciência de construir modelos é conhecida como modelagem, termo que se refere ao processo de pesquisa que leva à geração do modelo (ou representação) de um sistema. Este processo se desenvolve através da definição de um conjunto de hipóteses ou predições, que poderão ser comparadas com medidas do mundo real. Dependendo da concordância entre o observado e o resultado gerado, o modelo pode ser aceito, rejeitado ou modificado de alguma maneira para ser, então, novamente testado. Os modelos de simulação são modelos exploratórios que incluem a variável tempo, com a projeção de alguns de seus elementos básicos. Esses modelos são dinâmicos e descrevem o processo de evolução de um sistema ao longo do tempo. Assim, como forma de auxiliar os tomadores de decisão sobre questões envolvendo mudanças de uso da terra, pode-se utilizar técnicas de simulação de cenários futuros e perspectivas da dinâmica do desmatamento nas florestas por meio de modelos espaciais preditivos (Soares-Filho; Davis; Rajão, 2020; Soares-Filho, 1998).

Atualmente, um dos principais modelos utilizados é o de paisagem de equações de diferenças de intervalos com tempo discreto baseado em cadeias de Markov (Baker, 1989; Bell, 1974; Han; Yang; Song, 2015; Hobbs; Legg, 1984; Hu *et al.*, 2019; Shannon, 1948; Soares-Filho, 1998). Perez-Trejo (1993) ressalta que o estudo da dinâmica de uma paisagem deve incluir o objeto de estudo, a definição dos limites do sistema, determinar seus componentes e como eles interagem entre si em função das variáveis endógenas e exógenas para, então, ocorrer mudanças estruturais. Variáveis exógenas podem ser fatores socioeconômicos e condições climáticas, enquanto variáveis endógenas podem ser tipos de solos, declividade e regras de locação. Alguns exemplos de modelos preditivos aplicados à Amazônia são apresentados a seguir.

Assis *et al.* (2020) analisaram trajetórias temporais de degradação florestal na Amazônia Brasileira de agosto de 2006 a julho de 2016 e avaliaram seu impacto no balanço de carbono regional. No trabalho, os autores combinaram o processo de degradação com os processos relacionados ao desmatamento, usando um modelo de emissão de carbono espacialmente explícito. A análise da trajetória mostrou que 13% da área degradada acabou sendo desmatada e convertida no período e

61% da área degradada total sofreu apenas um evento de degradação ao longo de todo o período. As emissões líquidas somaram 5,4 GtCO₂ (gigatoneladas de dióxido de carbono), considerando as emissões da degradação e desmatamento florestal, absorção da recuperação da floresta degradada e dinâmica da vegetação secundária. Além disso, a análise indicou que a regeneração de florestas degradadas absorveu 1,8 GtCO₂ no período estudado, fator este que os autores afirmam ser um componente normalmente esquecido no balanço de carbono regional.

Siqueira-Gay *et al.* (2020) modelaram matrizes de transição no software Dinamica EGO com dados classificados do Projeto MapBiomas para identificar os principais fatores determinantes de mudança na cobertura florestal no Pará entre 2007 e 2017. Os autores identificaram pressões diretas e indiretas que influenciam na perda florestal no estado. As pressões diretas identificadas foram: i) construção de estradas; ii) degradação florestal; iii) projetos para construção de hidrelétricas; iv) expansão urbana; v) expansão da agricultura e pecuária; vi) ocupação de terras rurais; vii) mineração; e viii) mudanças climáticas. As pressões indiretas foram: i) demanda por energia; ii) crescimento populacional; iii) preços da terra; iv) demanda por commodities; e v) hábitos de consumo.

As pressões identificadas no referencial teórico evidenciam a importância de se aprofundar o entendimento do passado recente de bacias hidrográficas do Nordeste Paraense. Deve-se exercitar, também, a elaboração de cenários hipotéticos futuros da região, com base em modelos preditivos que auxiliem a política ambiental local. Essas políticas, por sua vez, devem abranger questões que atendam aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da Agenda 2030 e aos objetivos do Plano Estadual Amazônia Agora (PEAA). Logo, a abordagem Nexus se destaca como uma forma integrada de avaliar indicadores de água, alimento e ecossistemas na região estudada.

1.1.3 Abordagem Nexus para o meio ambiente

Avaliações mais precisas do estado do meio ambiente e das consequências das políticas ambientais são essenciais para tomadas de decisão efetivas em direção ao desenvolvimento sustentável (PNUMA, 2004). Desse modo, a abordagem Nexus surgiu na década de 1980 e passou por diferentes etapas de desenvolvimento (Estoque, 2023). O termo Nexus significa analisar diferentes componentes de forma interconectada (Nhamo *et al.*, 2020). A partir da Conferência Nexus de Bonn, em 2011, a qual tratou sobre soluções para uma Economia Verde englobando o Nexus “Água-Energia-Alimento”, a comunidade internacional avançou no pensamento integrado desses fatores (Endo *et al.*, 2020). Atualmente, adiciona-se o eixo “Ecossistemas” na abordagem (Water-Energy-Food-Ecosystems – WEFEE) pelo reconhecimento da indissociabilidade desses fatores e dos SEs (Hülsmann *et al.*, 2019).

A abordagem Nexus consiste em dimensões interdisciplinares e transdisciplinares. A primeira dimensão trata da complexidade das conexões entre recursos hídricos, energéticos, alimentares e

ecossistêmicos e seus setores ao destacar os trade-offs e sinergias entre esses componentes. A segunda dimensão aumenta a cooperação das partes interessadas e melhora a gestão em diferentes setores, traduzindo o pensamento sistêmico em processos de formulação de políticas governamentais e equilibrando os diferentes objetivos e interesses dos usuários (Endo *et al.*, 2020). Assim, o Nexus é uma abordagem que aumenta a eficiência de uso de recursos naturais e auxilia estratégias coerentes para a gestão sustentável desses recursos (Mabhaudhi *et al.*, 2020).

É possível investigar os eixos Nexus em diferentes escalas e inter-relações. Um exemplo é o que ocorre com o Serviço Florestal dos EUA, o qual tem pesquisado e gerido atividades que promovam saúde, produtividade e resiliência de florestas e pastagens, produzindo e aplicando ciência e tecnologia para integração da produção de energia em práticas sustentáveis de manejo florestal e de pastagens, além de proteger o abastecimento de água. Os EUA precisam recuperar entre 260.000 e 330.000 km² (26 e 33 Mha) de florestas e, embora sejam áreas massivas, essa recuperação é entendida como um aspecto ecologicamente positivo e uma maneira de promover a subsistência das comunidades através da garantia da segurança alimentar (Tidwell, 2016).

Comparativamente, o Brasil se comprometeu a restaurar e reflorestar, conforme sua pretendida Contribuição Nacionalmente Determinada (intended Nationally Determined Contribution – iNDC), até 120.000 km² (12 Mha) em todo o território nacional até 2030 (Brasil, 2016). No Pará, uma das metas do PEAA (Decreto Estadual nº 941-2020) é recuperar 56.500 km² (5,65 Mha) até 2030 e chegar a 74.100 km² (7,41 Mha) de vegetação recuperada até 2035 (Pará, 2020a). Assim, é fundamental compreender de que modo esses aspectos se relacionam no Nordeste Paraense dentro da abordagem Nexus.

1.2 A questão da pesquisa

Na área de estudo, o quantitativo de déficit de APP nos imóveis rurais é uma subestimativa da real condição local, visto que a região detém os municípios com os menores registros percentuais de áreas cadastráveis efetivados no SICAR em todo Pará (SFB, 2021). Os devedores de APPs dependem da articulação do governo, da sociedade civil organizada e da oferta de recursos e/ou incentivos para se engajar efetivamente nas atividades de recuperação dessas áreas deficitárias (Nunes *et al.*, 2019).

Um esforço realizado pelo estado do Pará foi o lançamento do “CAR 2.0”, o qual objetivou cadastrar mais de 40 mil produtores rurais sob análise automatizada de sobreposição dos imóveis rurais com diversas camadas geoespaciais oficiais (SEMAS, 2023). Apesar desse esforço, ainda há uma carência de sistemas oficiais que permitam um monitoramento sistemático da vegetação secundária no Pará, em especial no Nordeste Paraense, de modo a viabilizar o monitoramento dos usos da terra sobre áreas que foram desmatadas e consolidadas pelo CFB.

Outro aspecto relevante que justifica mais estudos na região é a criação do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Marapanim (CBHRM – Decreto Estadual nº 288-2019). O CBHRM é o primeiro comitê de bacia hidrográfica do Pará, constitui-se de diferentes membros do primeiro, segundo e terceiro setor e possui importantes competências para gestão integrada dos recursos hídricos locais. Uma dessas competências é acompanhar o plano de proteção, conservação, recuperação e utilização dos recursos hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Marapanim (BHRM) (Pará, 2019a).

Os artigos desta tese perpassam pela análise do uso e cobertura da terra no passado recente, pela modelagem de cenários futuros de cobertura da terra sob os critérios das metas do PEAA e pela abordagem Nexus Água-Alimento-Ecosistemas. Os produtos podem contribuir com as discussões acadêmicas e técnicas do CBHRM sobre o processo de antropização da BHRM e bacias do entorno, com vistas ao cumprimento das legislações ambientais locais.

Considerando o histórico de antropização do Nordeste Paraense, os anteparos das leis ambientais, a premência de recuperação e manutenção dos recursos ambientais da região, a existência do CBHRM e a condição socioeconômica dos municípios locais, justifica-se o estudo da região. O ineditismo da tese está na aplicação de metodologias que englobam diferentes aspectos socioambientais em escala local, considerando as políticas ambientais internacionais, nacionais e subnacionais vigentes.

Nessa conjuntura, a pergunta norteadora adotada para execução da tese foi: em que medida as mudanças de uso e cobertura da terra poderão modificar as paisagens das bacias hidrográficas na Amazônia Oriental até 2030 e como essas alterações implicam no alcance das metas ambientais de promoção do desenvolvimento sustentável?

1.3 Objetivos

1.3.1 Geral

Analisar mudanças de uso e cobertura da terra e as perspectivas da abordagem Nexus Água, Alimento e Ecossistemas em bacias hidrográficas costeiras do Nordeste Paraense, Amazônia Oriental.

1.3.2 Específicos

- Avaliar a dinâmica da paisagem de três bacias hidrográficas no Nordeste Paraense e suas implicações na fragmentação de formação florestal e mangue entre 1985 e 2019 (Capítulo 2);
- Simular cenários futuros de cobertura da terra para três bacias hidrográficas no Nordeste Paraense em 2030 (Capítulo 3);
- Identificar desafios e oportunidades da aplicação da abordagem Nexus Água, Alimento e Ecossistemas a uma faixa costeira do Nordeste Paraense, Amazônia Oriental (Capítulo 4).

1.4 Estrutura da tese

O Capítulo 1 compreende a introdução geral da tese, com a contextualização dos assuntos e a definição da pergunta norteadora e dos objetivos geral e específicos. Os Capítulos 2, 3 e 4 abrangem os artigos concernentes a cada objetivo específico, respectivamente.

O Capítulo 2 compreende um estudo sobre a dinâmica da paisagem e fragmentação de ecossistemas em três bacias hidrográficas na Amazônia Oriental entre 1985 e 2019.

O Capítulo 3 explora cenários de uso e cobertura da terra em bacias hidrográficas do Nordeste Paraense para o ano de 2030.

O Capítulo 4 trata da abordagem Nexus, em especial a relação Água, Alimento e Ecossistemas em municípios do Nordeste Paraense.

O Capítulo 5 traz a conclusão geral da tese e recomendações para estudos futuros na região.

A classificação da pesquisa quanto à natureza, aos objetivos e aos procedimentos técnicos está descrita na Tabela 1.1.

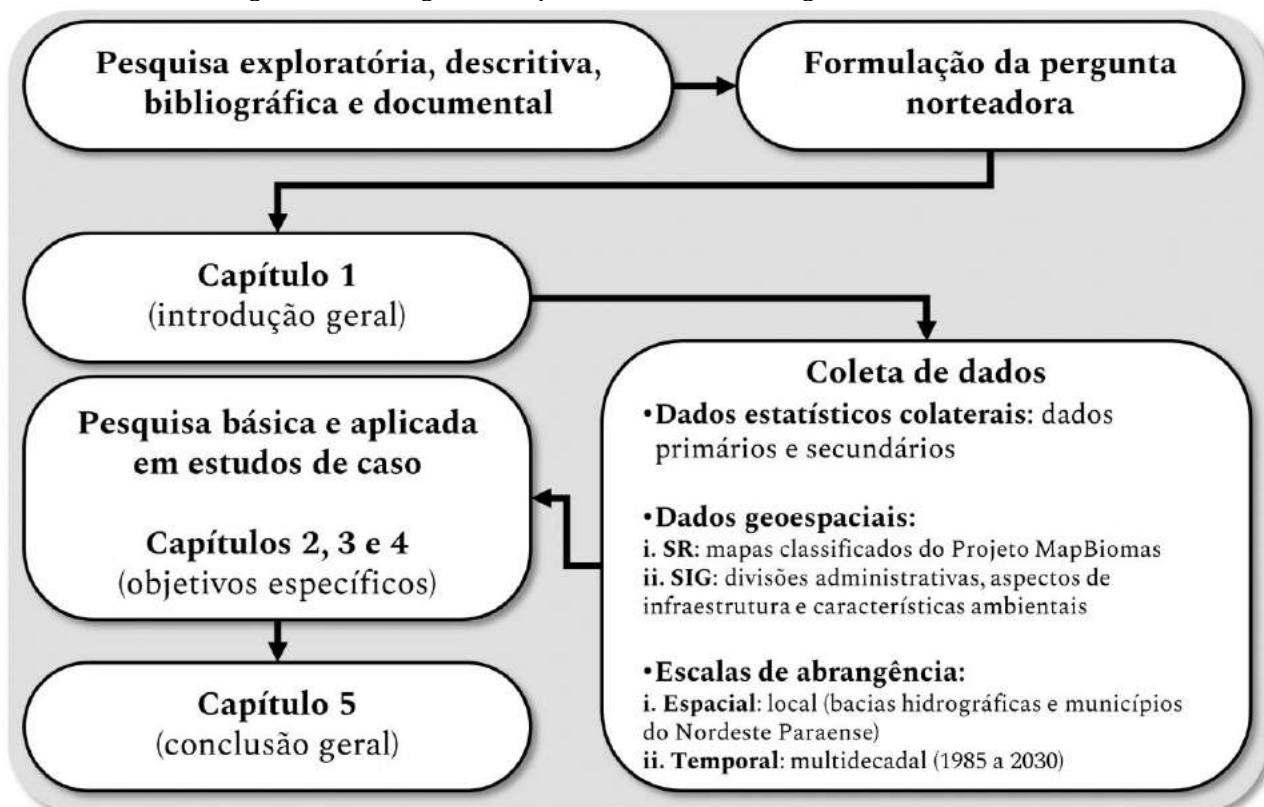
Tabela 1.1 - Características da pesquisa.

Natureza	Pesquisa básica	Geração de conhecimentos novos sobre as temáticas estudadas
	Pesquisa aplicada	Aplicação de métodos com dados estatísticos e geoespaciais na área de estudo com base em GISciences, Ecologia de Paisagem e Ciências Ambientais
Objetivos	Pesquisa exploratória	Delineamento do assunto e tema da pesquisa para investigação
	Pesquisa descritiva	Observação, registro, análise e interpretação dos fatos e fenômenos sem interferência direta sobre a natureza dos dados
Procedimentos técnicos	Pesquisa bibliográfica	Ocorre a partir de dados e informações difundidos: publicações em periódicos, artigos científicos, teses, dissertações, plataformas oficiais, dentre outros
	Pesquisa documental	Organização de dados primários e secundários, ora dispersos em diversas plataformas, para ressignificá-los em informações para a área de estudo
	Estudo de caso	Exame, através da triangulação de dados, da convergência dos fenômenos socioeconômicos e ambientais atuantes na RI Guamá

Fonte: Adaptado de Jensen (2014); Prodanov e Freitas (2013); Wilson (2014).

O fluxograma metodológico da Figura 1.1 sumariza as etapas adotadas na tese. Os demais fluxogramas de procedimentos metodológicos dos Capítulos 2, 3 e 4 são apresentados nos seus respectivos tópicos.

Figura 1.1 - Fluxograma dos procedimentos metodológicos adotados na tese.



Fonte: Autoria própria.

CAPÍTULO 2 DINÂMICA DA PAISAGEM E FRAGMENTAÇÃO DE ECOSISTEMAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL ENTRE 1985 E 2019¹

Resumo

O Nordeste Paraense sofreu profundas mudanças no decorrer dos seus ciclos de ocupação. Nessa região, a conversão de floresta para outras classes de uso e cobertura da terra ocorre há centenas de anos. Com o advento do Sensoriamento Remoto, é possível quantificar essas mudanças. Nesse sentido, o objetivo do estudo foi analisar a dinâmica da paisagem de três bacias hidrográficas no Nordeste Paraense entre 1985 e 2019 e as implicações dessas mudanças nas classes de formação florestal e mangue. A metodologia adotada abrangeu ferramentas associadas às geotecnologias no subsídio de uma análise integrada no âmbito das bacias hidrográficas. Os resultados evidenciaram uma conversão de floresta para pastagem proporcional à área do município de Castanhal/PA (aproximadamente 1.000 km²). A maior faixa de alteração ficou concentrada nas áreas de nascentes das bacias hidrográficas, como o expressivo aumento de 159% do número de manchas da classe formação florestal (de 2547 para 6604); a redução da média da área de mancha de formação florestal de 121,9 para 31,9 ha; e a redução do percentual de núcleo dessa classe de 33,7 para 16,2%. Por outro lado, não foram evidenciadas mudanças significativas na classe de mangue na área de estudo. Assim, as medidas de conservação e recuperação de áreas importantes para a manutenção dos ecossistemas costeiros e sistemas hídricos locais devem ser priorizadas pelos tomadores de decisão.

Palavras-chave: MapBiomias. Formação florestal. Pastagem. Mangue. Métricas de paisagem.

Abstract

Pará's Northeast has undergone deep changes during its occupation cycles. In this region, the conversion of forest to other classes of land use and cover has been going on for hundreds of years. With the advent of Remote Sensing, it is possible to quantify these changes. In this sense, the objective of the study was to analyze the landscape dynamics of three watersheds in Pará's Northeast between 1985 and 2019, and the implications of these changes in the classes of forest formation and mangrove. The methodology adopted included tools associated with geotechnologies to support an integrated analysis within the scope of watersheds. The results showed a conversion of forest to pasture proportional to the area of the municipality of Castanhal/PA (approximately 1,000 km²). The largest range of alteration was concentrated in the areas of headwaters of the hydrographic basins, such as

¹ DUTRA, V. A. B.; VANCINE, M. H.; LIMA, A. M. M.; TOLEDO, P. M. Dinâmica da paisagem e fragmentação de ecossistemas em três bacias hidrográficas na Amazônia Oriental entre 1985 e 2019. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.16, n.2, p. 936–949, 2023. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v16.2.p936-949>

the expressive increase of 159% in the number of patches of the forest formation class (from 2547 to 6604); the reduction of the average area of forest formation patch from 121.9 to 31.9 ha; and the reduction in the core percentage of this class from 33.7 to 16.2%. On the other hand, no significant changes were observed in the mangrove class in the study area. Thus, measures for the conservation and recovery of important areas for the maintenance of coastal ecosystems and local water systems must be prioritized by decision-makers.

Keywords: MapBiomas. Forest formation. Pasture. Mangrove. Landscape metrics.

2.1 Introdução

A Amazônia sofreu profundas mudanças estruturais desde a chegada dos europeus às terras indígenas (Becker, 2005). No Nordeste Paraense houve um processo de ocupação desigual, com pelo menos três grandes ciclos de ocupação. O primeiro iniciou-se no século XVI, quando os municípios na região surgiam em função das incursões realizadas pelos portugueses no interior do Pará com a ideia da “constituição do Novo Mundo”, através do uso dos recursos hídricos para navegação, em especial os das bacias hidrográficas dos rios Acará, Guamá e Capim para expansão dos empreendimentos europeus (Barbosa *et al.*, 2011).

O segundo ciclo de ocupação do Nordeste Paraense iniciou-se no século XX e se estendeu até os anos 1980. Esse processo foi impulsionado pela antiga ferrovia Belém-Bragança (Vieira; Toledo; Almeida, 2007). Além disso, houve a construção e inauguração de grandes rodovias no contexto do Programa de Integração Nacional (PIN) (Souza, 2020), como a BR-010 (rodovia Belém-Brasília), a BR-316 e a BR-222 (Becker, 2005; Brasil, 1970). Essas influências geopolíticas implicaram em fluxos migratórios de pessoas de outros estados para a região, resultando na formação de pequenas vilas, que por sua vez, originaram novos municípios no Nordeste Paraense (Barbosa *et al.*, 2011).

O terceiro ciclo de ocupação do Nordeste Paraense iniciou-se no final do século XX e se estende até os tempos atuais, com a existência de diversos fenômenos concomitantes e inter-relacionados, a citar: disputa entre racionalidades mercantil (extrativista) e industrial; fomento público à apropriação de grandes glebas de terra para empreendimentos rurais privados; aberturas de projetos de assentamentos rurais, mas com forte base urbana; transformação do capital rural em capital urbano; disputa por terras públicas; surgimento de cidades novas às margens das rodovias, dentre outros (Cardoso *et al.*, 2020).

Nesse sentido, destacam-se diferentes processos de transformação da paisagem: produção maciça de commodities; foco em infraestrutura logística para produção e exportação; surgimento de cidades; expansão urbana indiscriminada em surtos de investimento curtos; acirramento de conflitos por terra; aumento de conflitos e injustiças socioambientais; aprofundamento das condições de

precariedade urbana em cidades polo e metrópoles amazônicas etc. (Cardoso *et al.*, 2020; Santos; Farias; Lopes, 2020). As contribuições científicas para esse contexto perpassam pela indicação de melhoria de eficiência do uso de recursos naturais, ênfase na gestão socioambiental associada ao retorno econômico justo, indicação de áreas prioritárias para conservação de biodiversidade etc.

De modo geral, a proteção dos recursos ambientais desdobra-se principalmente no escopo legal. Aspectos sobre recursos hídricos e florestais se inter-relacionam no contexto da gestão de áreas ambientalmente protegidas (Brasil, 1997, 2000, 2012). Essas questões, por sua vez, abrangem análises espaço-temporais. Logo, as geotecnologias são indispensáveis aos estudos sobre mudanças de uso e cobertura da terra.

O Nordeste Paraense é palco de mudanças significativas há séculos. Desta forma, faz-se necessário o uso de instrumentos de análise geoespacial, de alcance regional, para subsídio à formulação de análises que permitam entender as relações estabelecidas na paisagem, as perdas e os ganhos de cobertura florestal e os fatores necessários para manutenção de condições de descarga e recarga hídrica nas bacias hidrográficas. O monitoramento da superfície terrestre através de ferramentas de Sensoriamento Remoto possibilita quantificar as mudanças de uso e cobertura da terra e identificar ameaças aos ecossistemas e modos de vida locais. A aplicação dessas metodologias auxilia o processo de tomada de decisão por parte dos gestores públicos e das comunidades locais (Jensen, 2014).

Desse modo, é importante destacar os conceitos mais relevantes que envolvem os processos metodológicos. A mudança de cobertura da terra é definida como a perda de áreas naturais (como formações florestais) para o desenvolvimento urbano ou exurbano, ou ainda a perda de áreas agrícolas para o desenvolvimento urbano ou exurbano (Sealey; Binder; Burch, 2018). Na Amazônia, essas mudanças inserem-se no contexto de diferentes escalas de bacias hidrográficas. Por sua vez, a bacia hidrográfica é a área definida topograficamente, drenada por um curso d'água ou por um sistema interligado de cursos d'água, compreendendo toda a área de captação natural da precipitação, proporcionando escoamento superficial para o canal principal e seus tributários, cuja vazão afluenta descarrega em um exutório (De Hon, 2010; Rao *et al.*, 2015). Mudanças no uso da terra, como desmatamento com posterior conversão para agropecuária, são fortes impulsionadores que afetam a quantidade e a qualidade da água dos córregos nas bacias hidrográficas (Tanaka *et al.*, 2016).

As legislações ambientais mencionadas se relacionam com a temática através da lógica de proteção dos recursos ambientais e da promoção da adequada gestão destes para garantia de um meio ambiente ecologicamente equilibrado. A gestão dos recursos hídricos deve ser integrada à gestão ambiental, a qual deve ser articulada com a gestão do uso do solo. O uso do solo, por sua vez, deve ser compatibilizado e harmonizado entre o uso produtivo da terra e a preservação da água, do solo e da vegetação (Brasil, 1997).

Nessa lógica, destacam-se as Áreas de Preservação Permanente (APPs), definidas como áreas protegidas, cobertas ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade; além de propiciar o fluxo gênico de fauna e flora; proteger o solo; e garantir o bem-estar das populações humanas. As APPs possuem diferentes tipologias, a citar: faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene ou intermitente, desde a borda da calha do leito regular, em diferentes larguras; áreas no entorno dos lagos e das lagoas naturais; áreas no entorno das nascentes e dos olhos d'água perenes; restingas, como fixadoras de dunas ou estabilizadoras de mangues; manguezais, em toda sua extensão, dentre outras (Brasil, 2012).

Os manguezais ocorrem em grande extensão na zona costeira do Nordeste Paraense. Esses ecossistemas são protegidos também enquanto Unidades de Conservação (UCs) de diferentes tipologias. UCs são definidas como espaços territoriais e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais importantes; legalmente instituídos pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos; sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção (Brasil, 2000). Logo, os manguezais podem possuir caráter de dupla proteção, seja como APP, seja como UC.

As formações florestais do Nordeste Paraense sofreram mudanças significativas em função dos diferentes modos de ocupação que ocorreram e ocorrem na região. As mudanças na estrutura da paisagem podem ser monitoradas através das geotecnologias, as quais estão inseridas no escopo das Ciências de Informações Geográficas e englobam diversas artes e ciências que podem atuar conjunta e harmonicamente entre si, como Sensoriamento Remoto, Cartografia, Agrimensura e Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) (Srivastava *et al.*, 2020). Essas artes e ciências se inter-relacionam na pesquisa das Ciências Físicas, Biológicas e Sociais, e sobretudo nas Ciências Ambientais.

Uma abordagem importante que utiliza dados das geotecnologias é a Ecologia de Paisagem, pois trata a interação entre os padrões espaciais e processos ecológicos, ou seja, as causas e consequências da heterogeneidade espacial em várias escalas (Turner; Gardner, 2015). A Ecologia de Paisagem é uma disciplina fundamental ao estudo da fragmentação de habitat e conservação de espécies e ecossistemas, possibilitando a integração da heterogeneidade espacial e do conceito de escala na análise ecológica, sendo relevante à mitigação de problemas socioambientais (Metzger, 2001). Nesse sentido, o Centro de Endemismo de Belém, localizado no Nordeste Paraense, é uma das áreas mais impactadas e desmatadas do bioma Amazônia, e apresenta vulnerabilidade crítica em função da fragmentação florestal sofrida na região (Castro *et al.*, 2020).

Uma ferramenta das geotecnologias é o Google Earth Engine (GEE), definido como uma plataforma baseada em nuvem para análise geoespacial em escala planetária, que traz os recursos computacionais do Google para lidar com questões socioambientais e econômicas, como

desmatamento, seca, desastres, doenças, segurança alimentar, gerenciamento hídrico, monitoramento do clima e proteção ambiental (Gorelick *et al.*, 2017).

No contexto do Brasil, uma importante iniciativa no escopo das geotecnologias é o Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (MapBiomas), pois utiliza processamento em nuvem e classificadores automatizados, desenvolvidos e operados a partir da plataforma GEE para gerar séries históricas em mapas anuais de cobertura e uso da terra no Brasil. As classes mapeadas pelo MapBiomas estão dentro dos eixos principais: floresta, formação não-florestal, agricultura, área não vegetada, água e área não observada (Souza Jr. *et al.*, 2020). As coleções do MapBiomas passam por constante aprimoramento, com disponibilidade temporal de 1985 até os tempos atuais – no caso da coleção 6, o último ano disponível foi 2020.

Esse conjunto de ferramentas pode ser utilizado para processamento e análise de dados geoespaciais em diferentes linguagens, como Python, JavaScript, R, dentre outras. Nesse sentido, optou-se por integrar ambiente SIG (software QGIS), GEE e R para tratamento dos dados do MapBiomas (Gorelick *et al.*, 2017; Souza Jr. *et al.*, 2020).

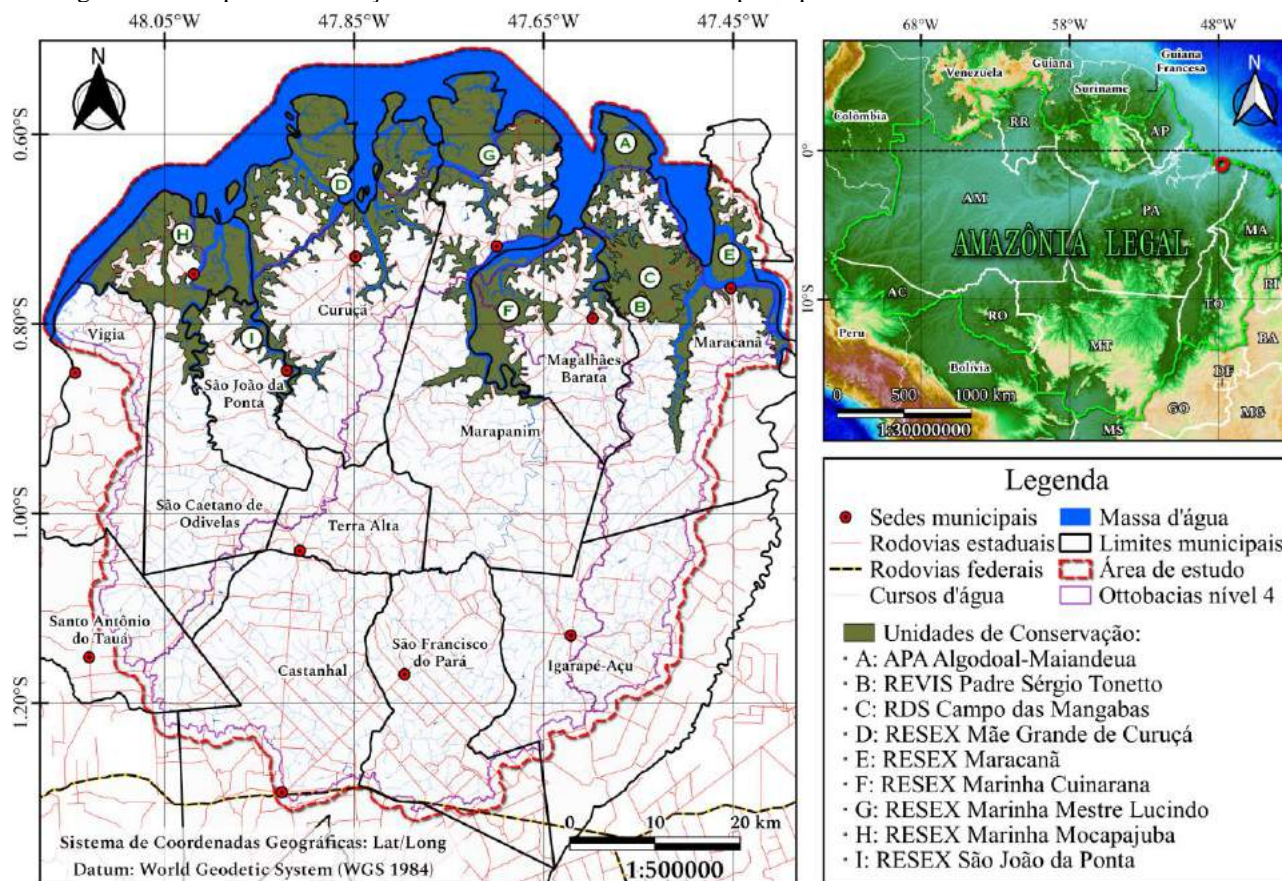
Assim, o objetivo deste estudo foi analisar a dinâmica da paisagem de três bacias hidrográficas no Nordeste Paraense entre 1985 e 2019 e as implicações dessas mudanças nas classes de formação florestal e mangue.

2.2 Material e métodos

2.2.1 Área de estudo

A área de estudo (Figura 2.1) abrange 12 municípios paraenses: Castanhal, Curuçá, Igarapé-Açu, Magalhães Barata, Maracanã, Marapanim, Santo Antônio do Tauá, São Caetano de Odivelas, São Francisco do Pará, São João da Ponta, Terra Alta e Vigia. Esses municípios estão inseridos na divisão administrativa “Região de Integração Guamá” adotada pelo governo do Pará, ou ainda na chamada “Região Intermediária de Castanhal” (anteriormente “Mesorregião do Nordeste Paraense”) adotada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

Figura 2.1 - Mapa de localização da área de estudo contendo as principais divisões administrativas e ambientais.



Fonte: Adaptado de Amante; Eakins (2009); DNIT (2021); IBGE (2020); ICMBIO (2021); IDEFLOR-BIO (2021); SEIRH (2021); Tapiquén (2020).

De modo geral, os municípios da área de estudo possuem similaridades de ocupação, nível social e dinamismo econômico (IBGE, 2017; Pará, 2008, 2019b). No processo de análise espacial, os anos de 1985 e 2019 foram escolhidos por exprimirem a maior disponibilidade temporal de dados classificados de uso e cobertura da terra pelo Projeto MapBiomias.

A área de estudo está inserida dentro da Região Hidrográfica da Costa Atlântica Nordeste Ocidental, especificamente dentro da Microrregião Hidrográfica Piriá/Macaranã (IBGE; ANA, 2021). Em termos de nomenclatura popular e regional, a área estudada compreende os rios Caripi (ou Cajiri), Curuçá, Marapanim, Mocajuba e Mojuim (ou Barreto) (SEIRH, 2021). Mais detalhes sobre os recursos hídricos estão disponíveis no Apêndice A.

A codificação de bacia hidrográfica utilizada foi a de Otto Pfafstetter. A Bacia Hidrográfica Ottocodificada (BHO) é um método de subdivisão e codificação de bacias hidrográficas com uso de dez algarismos, diretamente relacionado com a área de drenagem dos cursos d'água. As BHO partem da escala continental (nível 1) até chegarem na escala local, como faixas inter e intramunicipais (níveis 5 e 6) (IBGE; ANA, 2021; MMA, 2002).

Estudos envolvendo mudanças de uso da terra podem utilizar a divisão de BHO como área de estudo (Sadeck *et al.*, 2019). Dessa forma, as BHO utilizadas neste trabalho foram interpretadas pela

ordem de grandeza nível 4, totalizando três bacias: 7197, 7198 e 7199. Criou-se um buffer de 1 km no entorno dos limites das BHO e das feições de mangues para abranger faixas costeiras, o que somou área total de aproximadamente 5.500 km².

Há nove UCs na área de estudo, as quais compreendem 1.305 km² de extensão, ou seja, 24% do total da área estudada (Tabela 2.1). Esse encadeamento de áreas protegidas se estende em toda zona costeira da região e abrange em sua maior parte o ecossistema de manguezal (Brasil, 2000; ICMBIO, 2021; IDEFLOR-BIO, 2021).

Tabela 2.1 - UCs existentes na área de estudo.

Nome da UC	Grupo	Ato Legal de Criação	Órgão Gestor	Área (km ²)	% da área total
REVIS ¹ Padre Sérgio Tonetto	PI*	Decreto nº 1.567-2016	IDEFLOR-BIO	3,39	0,06%
RESEX ² Mãe Grande de Curuçá	US**	Decreto S/N-2002	ICMBIO	368,28	6,70%
RESEX Maracanã	US	Decreto S/N-2002	ICMBIO	212,02	3,85%
RESEX Marinha Cuinarana	US	Decreto S/N-2014	ICMBIO	110,36	2,01%
RESEX Marinha Mestre Lucindo	US	Decreto S/N-2014	ICMBIO	264,62	4,81%
RESEX Marinha Mocapajuba	US	Decreto S/N-2014	ICMBIO	210,28	3,82%
RESEX São João da Ponta	US	Decreto S/N-2002	ICMBIO	34,10	0,62%
RDS ³ Campo das Mangabas	US	Decreto nº 1.567-2016	IDEFLOR-BIO	70,54	1,28%
APA ⁴ de Algodual-Maiandeuá	US	Lei Ordinária nº 5.621-1990	IDEFLOR-BIO	31,10	0,57%

1 Refúgio de Vida Silvestre; 2 Reserva Extrativista; 3 Reserva de Desenvolvimento Sustentável; 4 Área de Proteção Ambiental; * Unidade de Proteção Integral: não permite o consumo, a coleta, o dano ou a destruição dos recursos naturais; ** Unidade de Uso Sustentável: permite a exploração do ambiente de maneira a garantir a perenidade dos recursos ambientais renováveis e dos processos ecológicos, mantendo a biodiversidade e os demais atributos ecológicos.

Fonte: Adaptado de Brasil (2000); ICMBIO (2021); e IDEFLOR-BIO (2021).

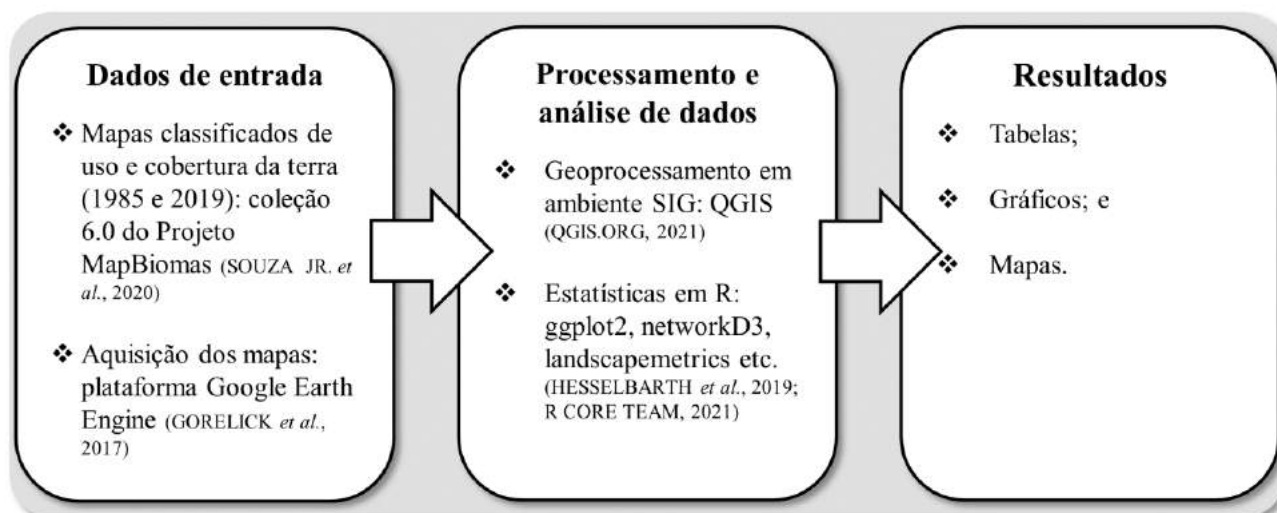
Em relação aos aspectos socioeconômicos, a área de estudo comporta diferentes atores locais, como ribeirinhos, comunitários/extrativistas, pequenos produtores rurais e população urbana (Abreu *et al.*, 2020; Santos *et al.*, 2020b). O Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) para os municípios da área de estudo variou de 0,570 (Maracanã) a 0,673 (Castanhal) em 2010 – em contraste, a média brasileira foi de 0,727 no mesmo ano (PNUD; IPEA; FJP, 2013).

Os agricultores da região adotam sistemas produtivos com uso de mão de obra familiar. Estudos apontam que atualmente há predominância das classes de pastagem e vegetação secundária na região (Barbosa; Atkinson; Dearing, 2016; Cordeiro; Arbage; Schwartz, 2017; Vieira *et al.*, 2003).

2.2.2 Coleta e análise de dados

A Figura 2.2 ilustra as principais etapas metodológicas adotadas para o alcance do objetivo proposto. Os dados vetoriais de BHO foram adquiridos no Sistema Estadual de Informações sobre Recursos Hídricos do Pará (SEIRH). Os vetores de BHO foram filtrados em SIG, com posterior importação para o GEE, onde realizou-se o recorte matricial dos dados MapBiomias respectivos aos limites da área de estudo.

Figura 2.2 - Fluxograma metodológico adotado no estudo.



Fonte: Adaptado de Gorelick *et al.* (2017); Hesselbarth *et al.* (2019); QGIS Org (2021); R Core Team (2021); e Souza Jr. *et al.* (2020).

Os dados MapBiomias foram coletados por script escrito em JavaScript adaptado no GEE, com seleção de todas as classes de uso e cobertura da terra disponíveis na coleção 6 para 1985 e 2019. Os dados matriciais foram geoprocessados em SIG, com as seguintes etapas: reprojeção do Sistema de Referência de coordenadas geográficas (latitude e longitude, WGS 84) para planas (Universal Transversa de Mercator – UTM, SIRGAS 2000, Zona 23 Sul); vetorização; e cálculos de áreas (em km²) das UCs e classes.

Os dados vetoriais e matriciais sofreram tratamento estatístico em R (R Core Team, 2021) por meio dos pacotes ggplot2, networkD3 e landscapemetrics (Hesselbarth *et al.*, 2019). Adicionalmente, os pacotes tidyverse, dplyr, raster, terra, viridis e tmap foram usados para transformações e leituras de dados (Fletcher; Fortin, 2018).

Os arquivos matriciais foram usados para composição da matriz de transição e do diagrama de Sankey. Os mapas foram compostos em SIG (QGIS.ORG, 2021).

Apesar da área total dos arquivos vetoriais ter resultado em aproximadamente 5.500 km² (buffer de 1 km das BHO e UCs), a área total dos arquivos matriciais (MapBiomias) foi 5.224,54 km², pois a classificação não incorpora todos os pixels da zona costeira brasileira.

Os dados geoprocessados serviram de entrada para as análises de métricas de paisagem para as classes formação florestal e mangue, conforme Tabela 2.2.

Tabela 2.2 - Métricas de classe adotadas para formação florestal e mangue nos anos de 1985 e 2019.

Métrica de classe	Descrição
Percentual de mancha (%)	Calcula a porcentagem de paisagem da classe (métrica de área e borda)
Percentual de núcleo (%)	Calcula a porcentagem da área central da paisagem (métrica de núcleo de classe)
Número de manchas	Quantifica o número de manchas (métrica de agregação)
Densidade de mancha (n°/100 ha)	Calcula a densidade de mancha (métrica de agregação)
Densidade de borda (m/ha)	Calcula a densidade da borda (métrica de área e borda)
Índice de agregação (%)	Calcula o índice de agregação (métrica de agregação)
Média da distância euclidiana (m)	Calcula a média da distância euclidiana do vizinho mais próximo (métrica de agregação)
Média da área de mancha (ha)	Calcula a média da área da mancha (métrica de área e borda)
Média do índice de área de núcleo (%)	Calcula a média do índice da área central (métrica de núcleo de classe)
Média do índice de forma	Calcula a média do índice de forma (métrica de forma)

Fonte: Adaptado de Hesselbarth *et al.* (2019).

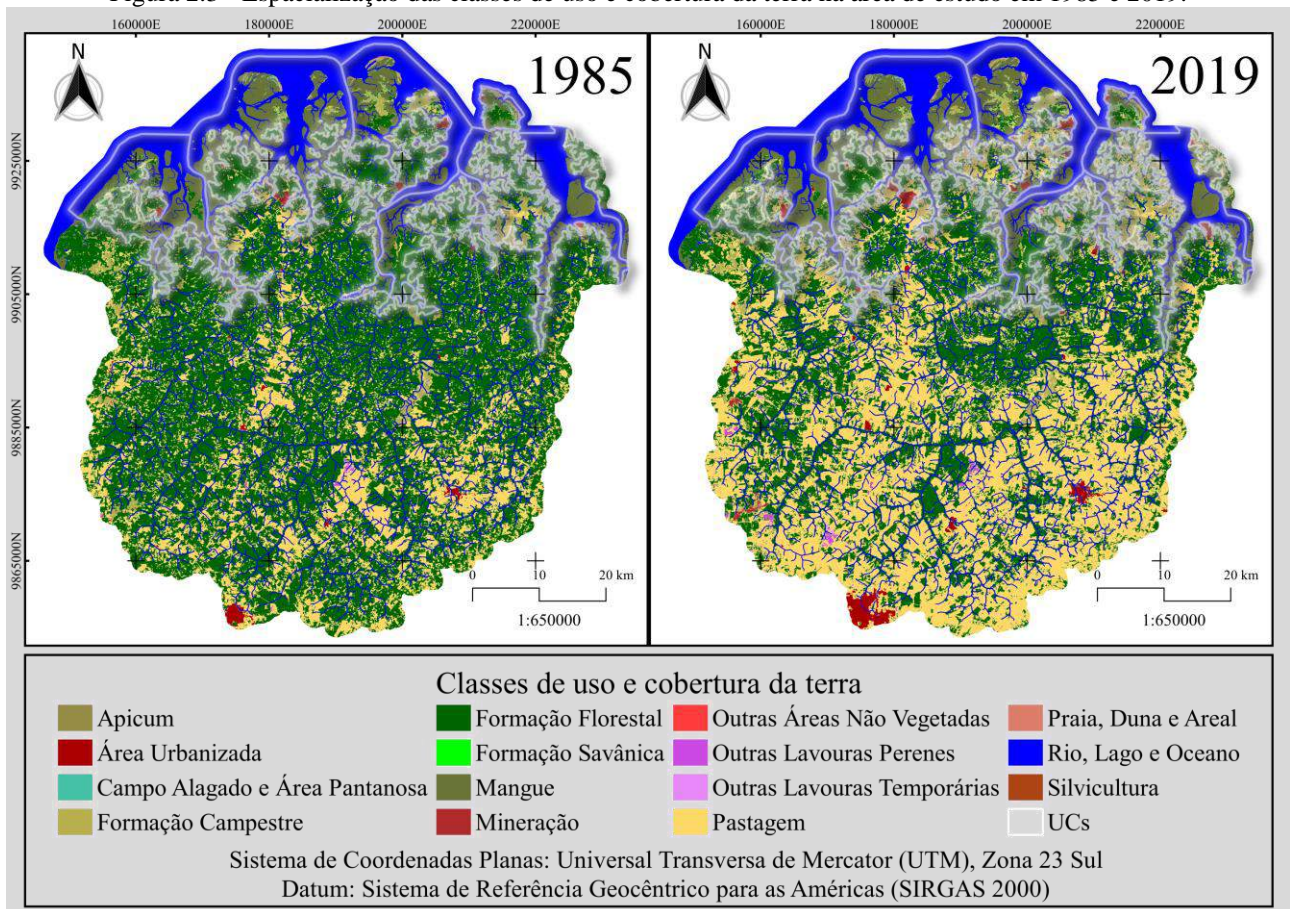
2.3 Resultados e discussão

2.3.1 Uso e cobertura da terra em 1985 e 2019

A Figura 2.3 mostrou a distribuição das classes na área de estudo. Em 1985 foram detectadas 14 classes: formação florestal (**FF**); formação savânica (**FS**); mangue (**MA**); campo alagado e área pantanosa (**CA**); formação campestre (**FC**); pastagem (**PS**); praia, duna e areal (**PD**); área urbanizada (**AU**); outras áreas não vegetadas (**OA**); mineração (**MN**); apicum (**AP**); rio lago e oceano (**RL**); outras lavouras temporárias (**OT**); e outras lavouras perenes (**OP**). Em 2019 foram detectadas 15 classes, com repetição de todas as de 1985 e o acréscimo da silvicultura (**SV**).

Ressalta-se que as vegetações secundárias em diferentes estágios sucessionais são fundamentais para provisão de serviços ecossistêmicos na Amazônia e para mitigação dos efeitos das mudanças climáticas. No contexto de classificação de uso e cobertura da terra do Projeto MapBiomas, toda vegetação com pelo menos um ano de regeneração pós-desmatamento e sem recorrência deste fenômeno foi considerada vegetação secundária, recaindo na classe de formação florestal (**FF**) (Nunes *et al.*, 2020).

Figura 2.3 - Espacialização das classes de uso e cobertura da terra na área de estudo em 1985 e 2019.



É possível inferir, através da Figura 2.3, que a histórica antropização do Nordeste Paraense tem se manifestado nas últimas décadas por meio da transformação de **FF** em **PS** (Abreu *et al.*, 2020). As áreas de **PS** têm avançado em direção aos limites das UCs, o que pode implicar no aumento da vulnerabilidade dos ecossistemas de manguezal e restinga, considerados fundamentais aos processos ecológicos e socioeconômicos existentes na região.

O comportamento evolutivo observado indicou que, de modo geral, houve perda tanto de **FF** (em maior proporção) quanto **MA** (em menor proporção) em função das atividades produtivas existentes na área de estudo. A antropização da região ocorreu e ocorre no sentido da cabeceira para a foz das bacias hidrográficas estudadas. Assim, há tendência de maior produção de sedimentos e perda de nascentes das bacias hidrográficas da região (Cavalcante *et al.*, 2021).

Apesar da ameaça do avanço de **PS**, a área de **MA** permaneceu relativamente constante nos 34 anos analisados. Isso pode estar relacionado ao fato de as populações tradicionais habitarem esses territórios. Esse aparente sucesso, atrelado à diligência dos seus habitantes, associa-se ao reconhecimento desses espaços como áreas ambientalmente protegidas tanto como UCs (principalmente RESEX, como visto na Tabela 2.1) quanto APPs.

As bordas com maior alteração coincidiram com as áreas de cabeceiras dos rios Caripi (ou Cajiri), Curuçá, Marapanim, Mocajuba e Mojuim (ou Barreto) – percebeu-se um processo de fragmentação formando um arco que cerca toda a borda sul da área de estudo. Observou-se ainda que, quanto mais se aproxima da zona litorânea, maior se torna a concentração de áreas com cobertura vegetal adensadas. Há fortes justificativas para esse padrão espacial – ao examinar a Figura 2.1, foi possível notar a proximidade dos divisores topográficos limites da área com os eixos de ligação viária das sedes municipais de Igarapé-Açu, São Francisco do Pará, Castanhal e Santo Antônio do Tauá. Cabe ressaltar que estradas enquanto proxies de mudanças de uso e cobertura da terra são um fenômeno conhecido (Ferrante; Andrade; Fearnside, 2021; Hawbaker *et al.*, 2006).

2.3.2 Mudanças de uso e cobertura da terra entre 1985 e 2019

A Tabela 2.3 mostrou a dinâmica das mudanças de uso e cobertura da terra na área de estudo nos 34 anos analisados. A interpretação tabela deve ser feita da seguinte forma: a leitura no sentido das linhas demonstra as classes que ocorriam na área de estudo em 1985; a leitura no sentido das colunas exprime as classes dispostas na região em 2019; e a diagonal principal destaca o quanto de área de uma determinada classe permaneceu constante nos 34 anos analisados.

Apenas a classe **SV** não ocorria na área de estudo em 1985, ao passo que as demais classes transitaram entre si no período analisado. Todas as áreas foram interpretadas na unidade de km².

Tabela 2.3 - Mudanças de uso e cobertura da terra na área de estudo entre 1985 e 2019, áreas em km²..

		↓ 2019 ↓														Total (km ²)	% do total da área	
Classe	FF	FS	MA	CA	FC	PS	PD	AU	OA	MN	AP	RL	OT	OP	SV			
↓ 1985 ↓	FF	1823,97	0,03	12,64	0,24	1,29	1256,76	0,02	14,69	0,01	0,78	0,00	2,23	2,60	4,66	0,79	3120,70	59,73%
	FS	0,02	0,30	0,00	0,04	0,06	0,53	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,98	0,02%
	MA	10,87	0,00	511,99	0,04	0,66	0,05	0,05	0,02	0,00	0,00	0,01	12,98	0,00	0,00	0,00	536,67	10,27%
	CA	0,08	0,02	0,11	9,88	0,38	0,55	0,00	0,65	0,00	0,00	0,00	0,02	0,17	0,00	0,00	11,87	0,23%
	FC	0,82	0,05	2,35	0,40	85,80	10,39	0,32	0,71	0,01	2,98	0,17	2,36	0,16	0,00	0,00	106,51	2,04%
	PS	278,03	0,17	0,11	0,10	6,77	740,31	0,01	16,48	0,00	0,72	0,00	0,41	2,78	2,37	0,37	1048,62	20,07%
	PD	0,00	0,00	0,09	0,01	1,10	0,18	1,02	0,00	0,00	0,00	0,01	0,98	0,00	0,00	0,00	3,39	0,06%
	AU	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	25,37	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	25,40	0,49%
	OA	0,17	0,00	0,00	0,00	0,34	0,48	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	1,01	0,02%
	MN	0,01	0,00	0,00	0,00	0,10	0,02	0,00	0,00	0,00	0,53	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,67	0,01%
	AP	0,00	0,00	0,22	0,00	0,17	0,01	0,02	0,01	0,00	0,00	0,07	0,22	0,00	0,00	0,00	0,72	0,01%
	RL	2,65	0,00	18,32	0,06	6,10	0,52	1,30	0,13	0,00	0,00	0,07	334,16	0,01	0,00	0,00	363,32	6,95%
	OT	0,62	0,00	0,23	0,00	0,04	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,03	0,00	0,00	1,42	0,03%
	OP	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,15	0,02	3,24	0,06%
	Total (km²)	2117,22	0,58	546,06	10,78	102,81	2010,30	2,74	58,16	0,02	5,00	0,34	353,39	5,76	10,18	1,19	5224,54	100%
	% do total da área	40,52%	0,01%	10,45%	0,21%	1,97%	38,48%	0,05%	1,11%	0,00%	0,10%	0,01%	6,76%	0,11%	0,19%	0,02%	100%	

FF = Formação Florestal; **FS** = Formação Savânica; **MA** = Mangue; **CA** = Campo Alagado e Área Pantanosa; **FC** = Formação Campestre; **PS** = Pastagem; **PD** = Praia, Duna e Areal; **AU** = Área Urbanizada; **OA** = Outras Áreas Não Vegetadas; **MN** = Mineração; **AP** = Apicum; **RL** = Rio, Lago e Oceano; **OT** = Outras Lavouras Temporárias; **OP** = Outras Lavouras Perenes; **SV** = Silvicultura.

A classe **FF** sofreu redução significativa de sua área entre 1985 e 2019: de 3.120,70 km² passou para 2.117,22 km², ou seja, uma redução de mais de 1.000 km², ou 32% do total da classe. Essa área é quase do tamanho do município de Castanhal (1.029 km²), o maior da área de estudo. **FF** representava 59,73% dos 5.224,54 km² da área de estudo em 1985 e passou a representar somente 40,52% desse total em 2019.

A substituição da classe de **FF** por **PS** foi significativa, pois dos 3.120,70 km² originais em 1985, cerca de 1.256,76 km² de **FF** foram convertidos em **PS**, ou 40% do total da classe. A segunda maior conversão de **FF** foi para **AU**, com 14,69 km² convertidos para essa classe. Outra peculiaridade foi a aparente “transformação” de 0,79 km² de **FF** para classe **SV** – essas áreas provavelmente sofreram algum tipo de intervenção antrópica em um ano intermediário, com posterior reconversão em floresta plantada até o ano de 2019.

As áreas de **PS** contabilizavam 1.048,62 km² em 1985, representando 20,07% do total da área de estudo. Em 2019, **PS** passou a contabilizar 2.010,30 km², um aumento de 961,68 km² (ou 92%) em 34 anos. Por outro lado, uma fração das áreas de **PS** foram convertidas para classe **FF** no mesmo período: cerca de 278,03 km² podem ter sido áreas regeneradas como critério de recomposição vegetal obrigatória imposta pelo CFB. Destaca-se que o CFB trouxe diferentes tipologias de regeneração de APPs desmatadas para as propriedades rurais, dependendo da quantidade de módulos fiscais e o período em que ocorreu o desmatamento (Brasil, 2012).

A classe de **MA** permaneceu relativamente constante no período analisado: de 536,67 km² aumentou para 546,06 km² entre 1985 e 2019. Nos 34 anos analisados, foi possível notar alternância das classes **PD**, **AP**, **RL**, e **MA** entre si em função da dinâmica natural costeira.

A classe **AU** aumentou significativamente no período analisado, passando de 25,40 km² (ou 0,49% do total da área de estudo) em 1985 para 58,16 km² (ou 1,11% do total da área de estudo) em 2019. As classes que mais foram convertidas em **AU** foram **PS** (16,48 km²) e **FF** (14,69 km²). Apesar de **AU** não ser uma área grande em relação ao total da área de estudo, é importante destacar que toda área urbana possui caráter não ergótico (também chamado de estado absorvente), ou seja, ela apenas se expande em direção às demais classes, com uma probabilidade virtualmente nula de ser reconvertida para outra classe no futuro. Isso implica afirmar que as cidades e os vilarejos próximos das UCs podem exercer mais pressões sobre os ecossistemas de manguezal no futuro.

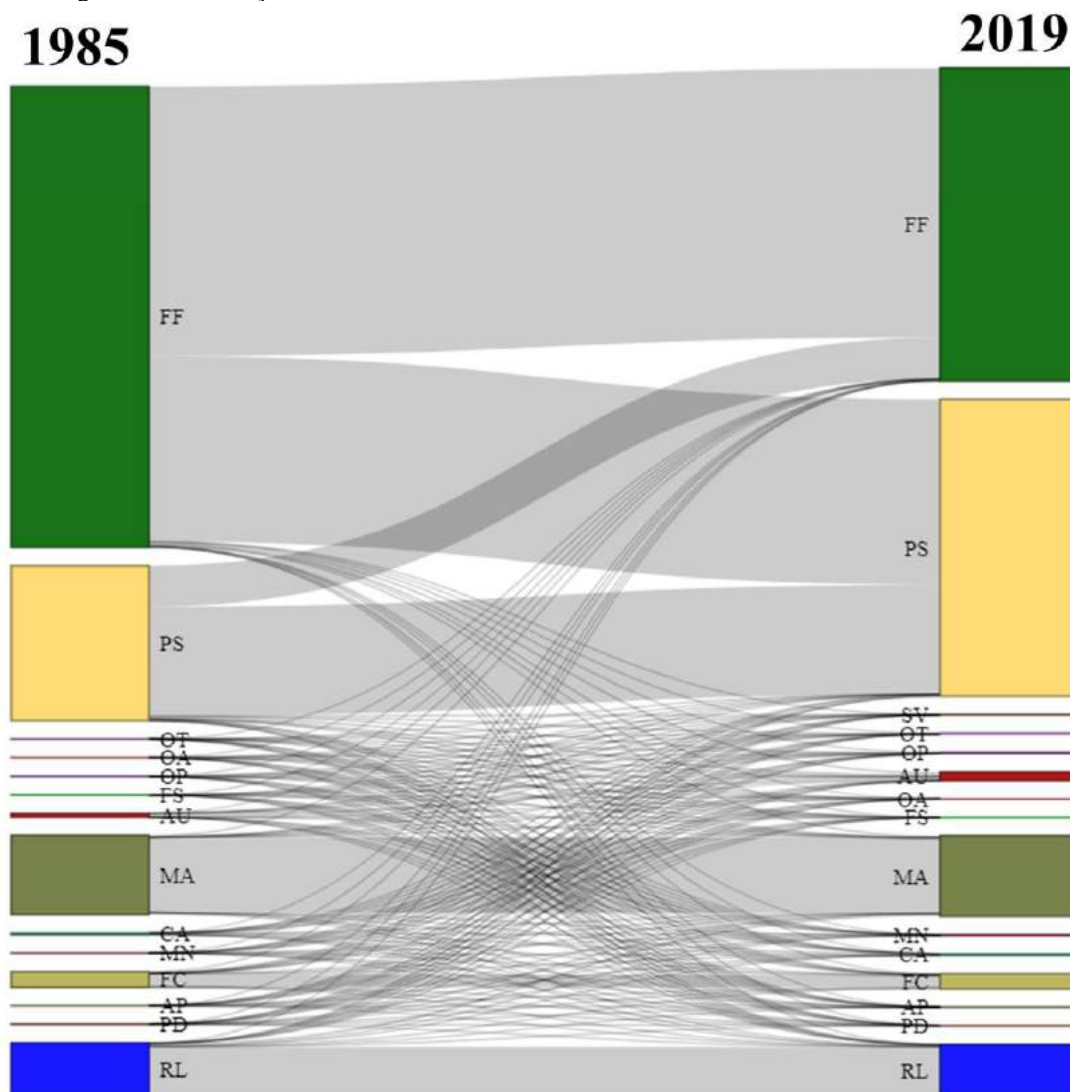
A classe **MN** apresentou área de 0,67 km² em 1985 e aumentou para 5 km² em 2019. As classes convertidas para **MN** nos 34 anos foram **FC** (2,98 km²), **FF** (0,78 km²) e **PS** (0,72 km²). Embora seja uma área pequena em relação ao total da área estudada, a mineração deve passar por processo de licenciamento ambiental e constante monitoramento, de modo que não venha a afetar negativamente os recursos hídricos, florestais e edáficos nas suas imediações (área diretamente afetada, área de influência direta e área de influência indireta).

As classes **OT** e **OP** aumentaram entre 1985 e 2019. **OT** aumentou de 1,42 km² para 5,76 km², enquanto **OP** aumentou de 3,24 km² para 10,18 km² no mesmo período – essas classes podem estar associadas à presença de Sistemas Agroflorestais (SAFs) na região.

Abreu *et al.* (2020) sublinharam a necessidade da efetivação de política de ordenamento territorial na zona costeira paraense, principalmente com vistas à mitigação de conflitos associados aos múltiplos usos do solo. Os autores apontaram fatores como ocupação espontânea em APPs, pesca industrial, extrativismo mineral, especulação imobiliária e erosão como pressões na região, as quais se desdobram em degradação de manguezais, alteração da qualidade da água estuarina, extração de areia em dunas e precarização de serviços.

A Figura 2.4 expressou um diagrama de Sankey como síntese visual das transições identificadas na Tabela 2.3. Notou-se a significativa transição de **FF** para **PS**. Foi possível perceber a conversão de **PS** para **FF**, mas em menor proporção. Evidenciou-se que **MA** permaneceu relativamente constante nos últimos 34 anos.

Figura 2.4 - Transições de classes de uso e cobertura da terra da área de estudo em 34 anos.



2.3.3 Alterações nas classes de formação florestal e mangue entre 1985 e 2019

A Tabela 2.4 apresentou os resultados oriundos da análise de métricas de paisagem das classes **FF** e **MA** entre 1985 e 2019.

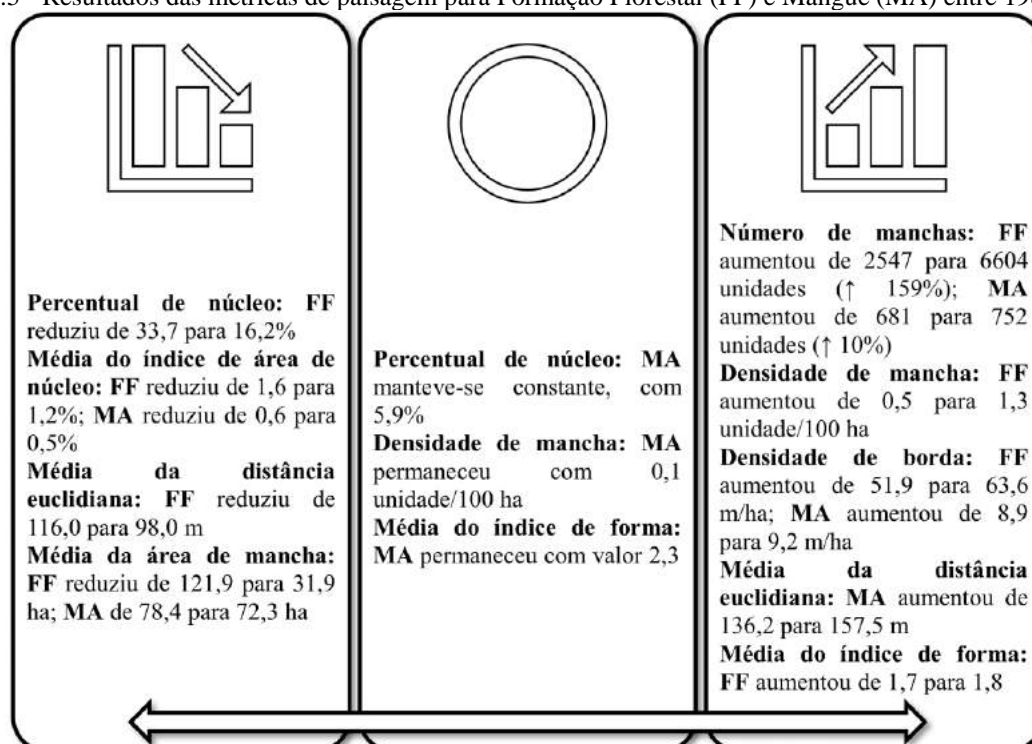
Tabela 2.4 - Resultado das métricas de classe para formação florestal e mangue entre 1985 e 2019.

Métrica de classe	Formação Florestal	Formação Florestal	Mangue	Mangue
	1985	2019	1985	2019
Percentual de mancha (%)	59,7	40,5	10,3	10,5
Percentual de núcleo (%)	33,7	16,2	5,9	5,9
Número de manchas	2547	6604	681	752
Densidade de mancha (nº/100 ha)	0,5	1,3	0,1	0,1
Densidade de borda (m/ha)	51,9	63,6	8,9	9,2
Índice de agregação (%)	93,5	88,2	93,5	93,4
Média da distância euclidiana (m)	116,0	98,0	136,2	157,5
Média da área de mancha (ha)	121,9	31,9	78,4	72,3
Média do índice de área de núcleo (%)	1,6	1,2	0,6	0,5
Média do índice de forma	1,7	1,8	2,3	2,3

O percentual de mancha corroborou o que foi evidenciado na Tabela 2.3, ou seja, a classe **FF** reduziu de 59,7 para 40,5% do total da área de estudo entre 1985 e 2019, ao passo que **MA** aumentou de 10,3 para 10,5% da área de estudo no mesmo período. Essa proteção das faixas de mangue implica na resistência dos povos extrativistas existentes na região frente ao avanço da agropecuária.

A Figura 2.5 é uma releitura das Tabelas 2.3 e 2.4, com ênfase nas métricas de paisagem mais relevantes para as classes **FF** e **MA**. Cada bloco da Figura 2.5 indica um comportamento distinto: redução, inalteração e aumento.

Figura 2.5 - Resultados das métricas de paisagem para Formação Florestal (FF) e Mangue (MA) entre 1985 e 2019.



As relações observadas evidenciaram que o número de manchas de **FF** e **MA** sofreram incremento entre 1985 e 2019. Esta mudança implica no aumento do efeito de borda nas vegetações da área de estudo. Outra consequência do aumento de número de manchas é a redução das áreas de núcleo dessas classes. Desse modo, o desmatamento e aumento do número de manchas formam um sistema que se retroalimenta e transcorre em menor grau de preservação dos recursos florestais, hídricos e edáficos locais.

Os achados são corroborados por Santos *et al.* (2019), especialmente para a Bacia Hidrográfica do Rio Marapanim (BHRM – a qual compõe uma das BHO da área de estudo deste trabalho), com identificação da relação entre redução de cobertura florestal e aumento de fragmentação florestal. No trabalho desses autores, notou-se um aumento da intensificação dos impactos antropogênicos negativos sobre os ecossistemas locais entre 2004 e 2008, a exemplo do aumento do efeito de borda das manchas florestais e a intensificação de perda de biodiversidade.

A média da distância euclidiana se comportou antagonicamente entre as classes florestais: enquanto as manchas de **FF** ficaram mais próximas entre si, as manchas de **MA** ficaram mais distantes entre si. Infere-se que os antigos blocos contíguos de **FF** foram fragmentados e, por esta razão, os pequenos fragmentos oriundos dessa antropização ficaram mais próximos entre si, reduzindo a média global dessa métrica para **FF**. Por outro lado, **MA**, por estar presente principalmente em regiões legalmente protegidas (APPs para o CFB e UC para o SNUC) e sob uso sustentável pelas comunidades locais nas faixas litorâneas, sofreu apenas fragmentações nas suas faixas mais distantes do exutório das BHO.

As BHO associadas aos rios Caripi (ou Cajiri), Mojuim (ou Barreto), Mocajuba e Curuçá foram beneficiadas pela presença da cobertura de **MA**, enquanto a BHRM, por ser a maior em área e majoritariamente coberta por **FF**, foi mais densamente alterada. Essa bacia, em função da sua localização e abrangência, tem sofrido alterações progressivas, como atestam Andrade *et al.* (2021), que evidenciaram o crescimento no uso inadequado das faixas de margem de rio e dos entornos de nascentes da região entre 1988 e 2017.

Adicionalmente, Andrade *et al.* (2020a) reforçaram que as faixas de remanescentes florestais estão sob pressão antrópica e apresentam maior fragilidade, desdobrando-se em pressão sobre as APPs da BHRM, sugerindo que sejam criadas políticas específicas para a preservação dos remanescentes vegetacionais naturais na bacia.

Em outro estudo, Andrade *et al.* (2020b) realizaram análise da estrutura da paisagem na BHRM em 2017, com ênfase nos fragmentos florestais para classe vegetação (análoga à **FF**). Nos resultados do estudo, os autores identificaram um tamanho médio de fragmento da ordem de 12,79 ha. Considerando apenas a área da BHRM, pode-se afirmar que há concordância dos dados com este estudo, visto o aumento significativo da fragmentação florestal ocorrido na região.

O considerável aumento do número de manchas de **FF** em 159% implicou na alteração de outras métricas de paisagem para essa mesma classe, como evidenciado no aumento da densidade de borda (de 51,9 para 63,6 m/ha) e na redução da média da área de mancha (de 121,9 para 31,9 ha). Além disso, a redução da média da distância euclidiana do vizinho mais próximo de 116 para 98 m pode, a priori, aparentar um aspecto ecologicamente positivo. No entanto, ao levar em consideração que o número de fragmentos de **FF** aumentou de 2.547 para 6.604 no período, infere-se que os blocos florestais em 1985 eram congregados e mais distantes entre si, e passaram a ser elevados em números em 2019, os quais ficaram mais próximos entre si, considerando a média para toda a área de estudo. Esses fatores são corroborados pela revisão de literatura do Nordeste Paraense e seus ciclos de ocupação, a qual evidenciou que a região sofreu e sofre pressões antrópicas distintas.

Para Santos; Rocha e Santos (2019), o aumento do número de manchas da floresta Amazônica indica que as atividades produtivas têm avançado sobre a floresta, comprometendo o tamanho de suas áreas, desdobrando-se no aumento do efeito de borda, na elevação da perda de diversidade biológica e na diminuição da proteção do solo.

Apesar da aguda alteração da paisagem da área de estudo, a classe **MA** não sofreu mudanças tão intensas quanto **FF** no período analisado. Ao contrário da tendência vista para **FF**, a área de **MA** aumentou, passando de 536,67 km² (53.667 ha) em 1985 para 546,06 km² (54.606 ha) em 2019 (Tabela 2.3). Isso ocorreu principalmente em função da dinâmica natural do regime costeiro, na qual as mudanças do nível do mar influenciam na migração dos mangues para áreas com diferentes elevações (Cohen; Behling; Lara, 2005; Godoy; Lacerda, 2015). Nesse sentido, essa alteração implicou no aumento da distância euclidiana do vizinho mais próximo para classe **MA**, passando de 136,2 para 157,5 m no período estudado – é possível observar que faixas de mangue surgiram no exutório das BHO, causando o aumento quantitativo dessa métrica de paisagem.

Outras métricas que sofreram pouca ou nenhuma alteração no período estudado para **MA** foram: número de manchas (681 para 752 unidades), percentual de núcleo de mancha (5,9% constante), índice de agregação (93,5 para 93,4%), índice de área de núcleo (0,6 para 0,5%) e índice de forma (constante em 2,3). Desse modo, pode-se inferir que o mangue sofreu menor impacto antrópico se comparado com a formação florestal na área de estudo nos últimos 34 anos, muito provavelmente devido ao tipo de ocupação e ao duplo caráter de proteção ambiental (APPs e UCs).

Assim, compreendeu-se que fragmentação da paisagem nas bacias hidrográficas da Amazônia Oriental ocorreu em desfavor da manutenção dos recursos florestais, conseqüentemente aumentando a vulnerabilidade dos recursos hídricos e edáficos locais.

2.4 Conclusões

O estudo foi relevante para o entendimento da proporção de perda de vegetação nas BHO no Nordeste Paraense, evidenciando urgência de mudança de paradigma na região. Notou-se que, apesar da antropização ocorrida nos ciclos de ocupação do Nordeste Paraense, o IDHM da região permanece abaixo da média nacional. Portanto, tomadores de decisão, comunidades locais, academia, setor privado e terceiro setor devem unir esforços para identificar oportunidades socioambientais e econômicas pragmáticas para esses espaços e suas populações.

Recomendam-se para estudos futuros sobre essa região:

- Entendimento das dinâmicas das cadeias produtivas locais não diretamente ligadas às pastagens (**PS**), pois houve um aumento de Outras Lavouras Temporárias (**OT**) e Outras Lavouras Perenes (**OP**) na região. Pode-se estimular, por exemplo, a produção extrativista sustentável na região, por meio do apoio ao manejo adequado dos açais presentes nas RESEX locais;
- Identificação das áreas de pastagens degradadas e de melhorias tecnológicas e/ou usos alternativos do solo para essas áreas antropizadas e com baixa eficiência;
- Aplicação de outras métricas de paisagem para a região, de modo a evidenciar as vulnerabilidades florestais, hídricas e edáficas nas cabeceiras das bacias hidrográficas e facilitar a escolha de áreas prioritárias para recuperação;
- Proposição de técnicas de recuperação e restauração de áreas degradadas que sejam economicamente viáveis e adequadas à realidade local, configurando aumento das áreas de Silvicultura (**SV**), a exemplo do incentivo aos SAFs previsto no CFB.

CAPÍTULO 3 CENÁRIOS FUTUROS DE COBERTURA DA TERRA PARA TRÊS BACIAS HIDROGRÁFICAS NO NORDESTE PARAENSE EM 2030

Resumo

A modelagem ambiental de paisagens amazônicas é fundamental para apoiar tomadas de decisão sobre questões relevantes na região, como o desmatamento e as emissões de gases de efeito estufa. Essas degradações podem ser analisadas através da derivação de informações de mapas de uso e cobertura da terra e outras variáveis geoespaciais. Assim, é premente que sejam elaboradas simulações de cenários futuros em bacias hidrográficas amazônicas para apoiar o cumprimento das metas de políticas ambientais subnacionais, como o Plano Estadual Amazônia Agora (PEAA) e o Plano Estadual de Recuperação da Vegetação Nativa (PRVN). Nesse sentido, o objetivo deste trabalho foi simular cenários futuros de cobertura da terra para três bacias hidrográficas no Nordeste Paraense em 2030. Aplicou-se o submodelo Land-Use and Cover Change (LUCC) do Dinamica EGO 7.5 em dois mapas de uso e cobertura da terra do MapBiomias de 2014 e 2018 em um complexo mosaico de uso e cobertura da terra na faixa costeira do estado do Pará. Os anos escolhidos consideraram a linha de base do PEAA e, com base na tendência de transição de cobertura florestal nesse período, foram estabelecidos três cenários futuros de cobertura da terra, sendo um seguindo a tendência usual (denominado Business as Usual, BAU) e dois cenários alternativos, um otimista e outro pessimista, com redução e aumento de 20% da taxa de desmatamento em relação ao BAU, respectivamente. Os resultados do estudo apontaram que o desmatamento simulado na região pode variar de 90 mil hectares em um cenário otimista a 125 mil ha em um cenário pessimista. Além disso, embora a região estudada represente menos de 0,5% da área territorial paraense, há uma possibilidade de ela contribuir entre 3,67% e 5,09% das emissões de gases de efeito estufa do Pará até 2030. Assim, é fundamental que os tomadores de decisão utilizem instrumentos do PEAA e PRVN que promovam meios de recuperação da vegetação na região, como Áreas de Preservação Permanente (APPs) e áreas de Reserva Legal (RL), de modo a aumentar a oferta de serviços ecossistêmicos na região, como o sequestro de carbono.

Palavras-chave: Bioma amazônico. MapBiomias. Modelo de simulação. Políticas públicas. Sensoriamento Remoto.

Abstract

Environmental modeling of Amazonian landscapes is essential to support decision-making on relevant issues in the region, such as deforestation and greenhouse gas emissions. These degradations can be analyzed by deriving information from land use and cover maps and other geospatial variables. Therefore, simulations of future scenarios must be developed in Amazonian river basins to support the fulfillment of the goals of subnational environmental policies, such as the Amazon Now State Plan (PEAA) and the Pará State Plan for the Recovery of Native Vegetation (PRVN). In this sense, the objective of this work was to simulate future land cover scenarios for three watersheds in Pará's Northeast in 2030. The Land-Use and Cover Change (LUCC) submodel of Dinamica EGO 7.5 was applied to two land use and cover maps from MapBiomas from 2014 and 2018 in a complex mosaic of land use and cover in the coastal strip of the Pará State. The years chosen considered the PEAA baseline and, based on the forest cover transition trend in this period, three future land cover scenarios were established, one following the usual trend (called Business as Usual, BAU) and two alternative scenarios, one optimistic and the other pessimistic, with a 20% reduction and increase in the deforestation rate in relation to the BAU, respectively. The results of the study showed that simulated deforestation in the region could vary from 90 thousand hectares in an optimistic scenario to 125 thousand hectares in a pessimistic scenario. Furthermore, although the studied region represents less than 0.5% of Pará's territorial area, there is a possibility that it will contribute between 3.67% and 5.09% of Pará's greenhouse gas emissions by 2030. Therefore, it is essential that decision makers use PEAA and PRVN instruments that promote means of vegetation recovery in the region, such as Permanent Preservation Areas (APPs) and Legal Reserve (RL) areas, in order to increase the supply of ecosystems services in the region, such as carbon sequestration.

Keywords: Amazon biome. MapBiomas. Simulation model. Public policy. Remote Sensing.

3.1 Introdução

As atividades antropogênicas podem perturbar a integridade estrutural das paisagens e impedir os fluxos ecológicos (McGarigal, 2015). Paisagem pode ser definida como a organização espacial de um conjunto ambiental abrangido pelos processos naturais e antrópicos, sejam eles físicos, ecológicos, técnico-culturais ou de qualquer outro tipo (Soares-Filho, 1998). Uma das formas de se investigar os efeitos desses processos é através da modelagem ambiental das mudanças de uso e cobertura da terra. A modelagem ambiental emprega modelos matemáticos e computacionais para simular possíveis mudanças na paisagem em resposta a diferentes forças, sejam elas políticas públicas, mudanças climáticas etc.

Os modelos de uso e cobertura da terra são construídos com base em dados geoespaciais, como imagens de satélite, mapas de uso e cobertura da terra, dados climáticos, dentre outros, e são capazes de simular as mudanças ocorridas em um determinado espaço ao longo do tempo. Os modelos de simulação fundamentam-se tanto nas tendências identificadas nos dados de entrada quanto nas parametrizações realizadas pelo usuário (Schneider *et al.*, 2023). Alguns preditores conhecidos por intensificarem o desmatamento na Amazônia são a densidade populacional, a presença de rodovias e a severidade da estação seca (Laurance *et al.*, 2002).

Esses modelos de simulação estão difundidos globalmente e apoiam no estudo das mudanças de uso e cobertura da terra e seus impactos (Mazy; Longaretti, 2023). Os produtos oriundos dos modelos de simulação podem ser cenários hipotéticos futuros contendo informações relevantes aos tomadores de decisão. Dessa forma, pode-se antecipar ações que garantam a proteção das florestas e previnam, conseqüentemente, a emissão de milhões de toneladas de gases de efeito estufa para a atmosfera (Barni *et al.*, 2020; Soares Filho *et al.*, 2006).

Atualmente, sabe-se que a criação de Unidades de Conservação (UCs) é uma medida eficaz para redução do desmatamento e da degradação florestal na Amazônia (Soares-Filho *et al.*, 2023). Para além das políticas ambientais nacionais, é importante levar em consideração as políticas ambientais subnacionais. Assim, é possível modelar cenários futuros de uma região amazônica tomando como base, por exemplo, o Plano Estadual Amazônia Agora (PEAA, Decreto Estadual nº 941-2020) (Pará, 2020b). O PEAA relaciona a proporção de desmatamento anual (em km²) e a emissão de gases de efeito estufa (em toneladas de dióxido de carbono equivalente – tCO₂eq) para subsidiar o alcance de metas de redução de emissões decorrentes das mudanças de uso e cobertura da terra na Amazônia paraense.

O PEAA está fundamentado na Política Estadual sobre Mudanças Climáticas do Pará (PEMC/PA, Lei Estadual nº 9.048-2020) (Pará, 2020c) e tem como linha de base a média de emissões de gases de efeito estufa entre os anos de 2014 e 2018, conforme o Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa do Observatório do Clima (SEEG-Brasil). No PEAA, promove-se a redução de 37% das emissões de gases de efeito estufa (comparando-se à linha de base) provenientes da conversão de florestas e do uso da terra até 2030. Além disso, pretende-se ampliar essa performance para 43% de redução de emissões até 2035 (Pará, 2020a).

O objetivo geral do PEAA é elevar o Pará ao estado de carbono neutro a partir de 2036, ou seja, com emissão líquida zero no setor de mudança de uso da terra e florestas (Pará, 2020a). Além disso, pretende-se recuperar 56.500 km² (5,65 Mha) de vegetação até 2030, conforme o Plano de Recuperação da Vegetação Nativa do Estado do Pará (PRVN-PA), lançado na COP28 (Pará, 2023). No entanto, há autores que compreendem ser necessário olhar para os cenários futuros de florestas

que garantam a conservação material e imaterial do meio ambiente, agregando dados e indicadores que identifiquem possíveis mudanças nos eixos sociais e culturais locais (Siqueira-Gay *et al.*, 2020).

Considerando o objetivo geral do PEAA para a realidade do Nordeste Paraense, Amazônia Oriental, e a importância de se compreender a paisagem dessa região em um futuro próximo, o objetivo deste estudo foi simular cenários futuros de cobertura da terra para três bacias hidrográficas no Nordeste Paraense em 2030.

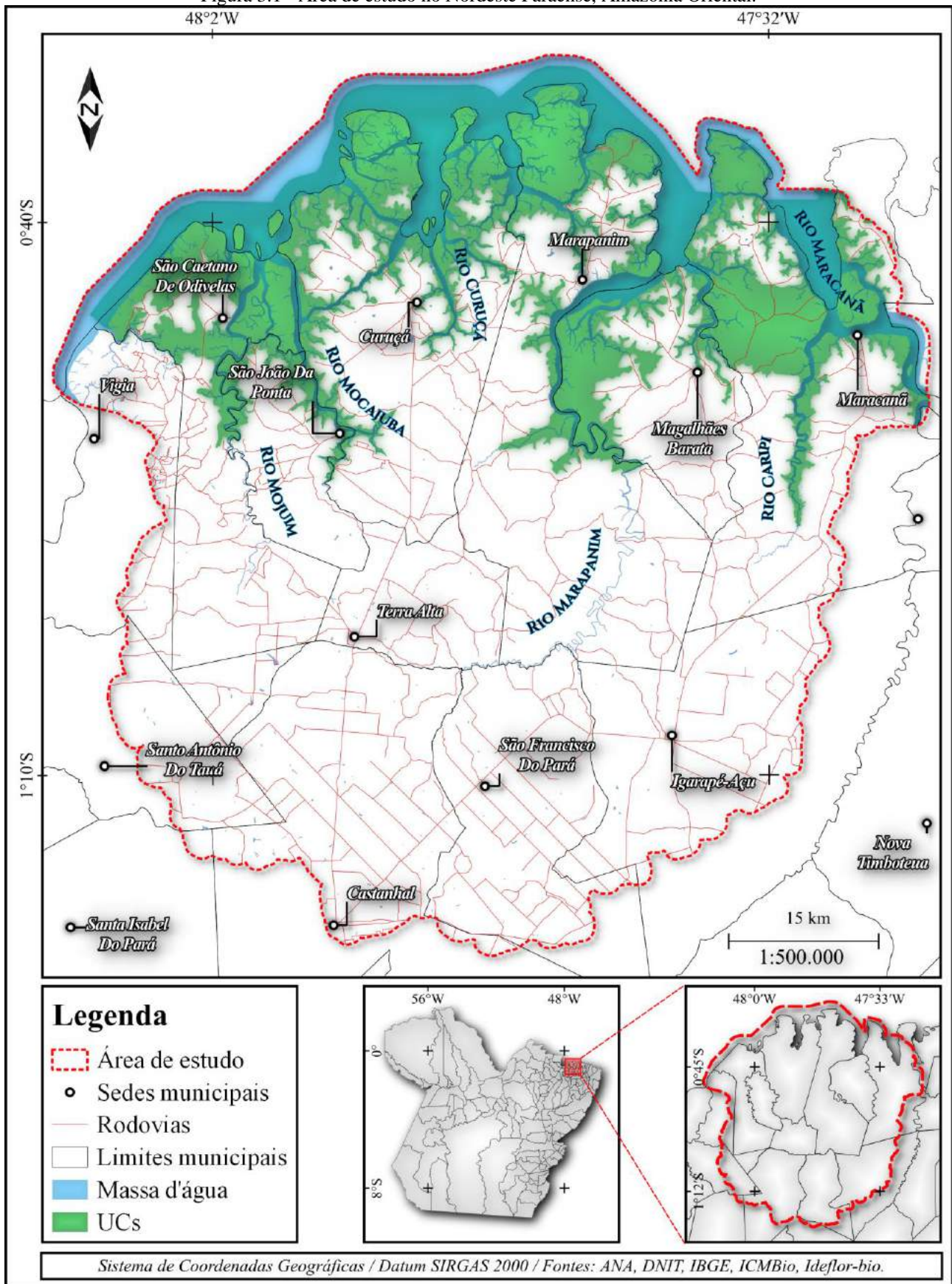
3.2 Metodologia

3.2.1 Área de estudo

A área de estudo fica localizada no Nordeste Paraense, Amazônia Oriental, possuindo longo histórico de antropização e contando com um cinturão de UCs costeiras. Originalmente proposta por Dutra *et al.* (2023), a região abrange três bacias hidrográficas otocodificadas (BHO), nove UCs e doze municípios paraenses, conforme Figura 3.1.

A região estudada compreende um buffer de 1 km no entorno dos limites das três BHO e das nove feições de UCs, totalizando aproximadamente 5193 km² (519 mil ha) após as projeções e reclassificações. A região analisada sofreu fragmentação substancial das suas florestas de terra firme e abrange diferentes atores locais, sendo a Bacia Hidrográfica do Rio Marapanim (BHRM) a principal bacia da região, compreendendo um complexo mosaico de uso e cobertura da terra (Andrade *et al.*, 2018).

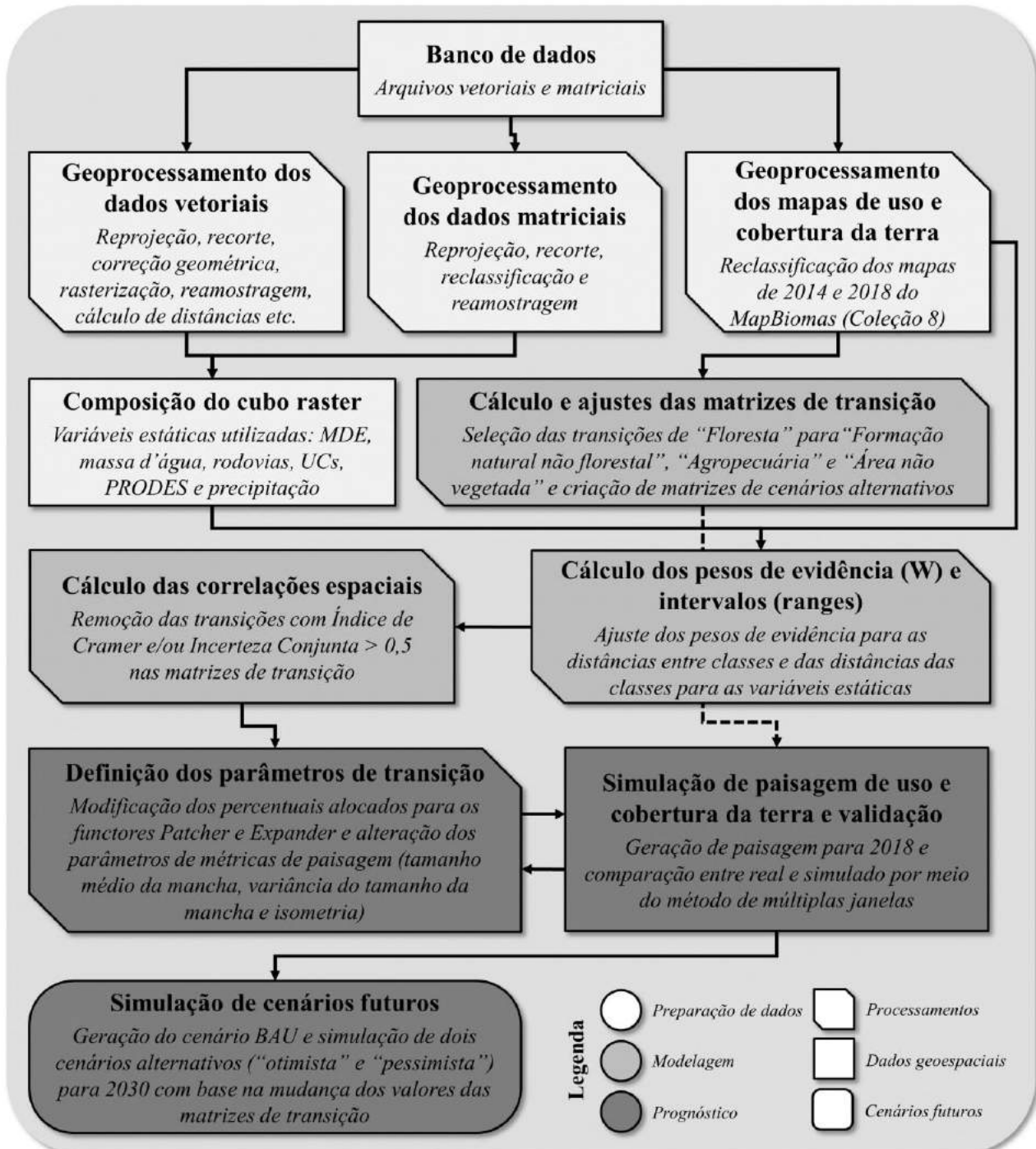
Figura 3.1 - Área de estudo no Nordeste Paraense, Amazônia Oriental.



3.2.2 Procedimentos metodológicos

O fluxograma metodológico da Figura 3.2 mostra os procedimentos adotados no estudo. Dividiu-se o fluxograma em três etapas principais: preparação de dados, modelagem e prognóstico. Cada etapa está detalhada no seu respectivo tópico.

Figura 3.2 - Fluxograma dos procedimentos metodológicos.



Fonte: Autoria própria.

A metodologia foi similar à adotada por Branco, Almeida e Francisco (2022), através do uso de dados do Projeto MapBiomas, dos tratamentos geoespaciais e estatísticos dos dados e da calibração e execução do submodelo Land-Use and Cover Change (LUCC) do Dinamica EGO 7.5.

O Dinamica EGO é um modelo de simulação espacialmente explícito da dinâmica da paisagem, com uso de autômatos celulares (Soares-Filho; Cerqueira; Pennachin, 2002). Autômatos celulares são células que se autorreplicam de acordo com determinadas regras de transição e relações de vizinhança contíguas (Von Neumann, 1966), e são usados como modelos matemáticos simples para investigar a auto-organização de sistemas inerentemente espaciais (Wolfram, 1983). O Dinamica EGO apresenta funções de transição multiescala baseadas em vizinhança, incorporação de abordagem de feedback espacial a um mecanismo de simulação estocástica de múltiplas etapas e aplicação de regressão logística para calcular as probabilidades de transição dinâmica espacial.

3.2.2.1 Preparação de dados

Os dados adquiridos para execução do estudo foram arquivos vetoriais e matriciais, conforme Tabela 3.1. A seleção dos dados foi inspirada no trabalho de Santos *et al.* (2020a), onde foram identificados fatores que influenciam na modelagem de uso e cobertura da terra da BHRM, como aspectos logísticos, ambientais e de políticas públicas.

Tabela 3.1 - Dados vetoriais e matriciais adquiridos para etapas de modelagem e prognóstico.

Dado	Descrição	Fonte
Modelo Digital de Elevação (MDE)	MDE derivado do Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), reprocessado com maior acurácia através da incorporação de banco de dados auxiliares ASTER GDEM, ICESat GLAS e PRISM	NASA JPL (2020)
Rodovias	Rodovias federais, estaduais e outros trechos rodoviários	DNIT (2021)
Unidades de Conservação	UCs estaduais e federais presentes na área de estudo	ICMBIO, IDEFLOR-BIO (2021)
PRODES	Mapeamento oficial de perdas anuais de vegetação da Amazônia Legal, com mesclagem dos incrementos anuais de desmatamento entre 2014 e 2018	Assis <i>et al.</i> (2019)
Precipitação	Médias mensais de precipitação (mm/mês) de setembro, outubro e novembro entre 2000 e 2019 derivados do Integrated Multi-satellitE Retrievals for Global Precipitation Measurement (IMERG – GPM)	Huffman <i>et al.</i> (2019)
Massa d'água	Conjunto de corpos hídricos harmonizados pelo Sistema Estadual de Informações Sobre Recursos Hídricos do Pará (SEIRH)	SEIRH (2021)
MapBiomas	Mapas de uso e cobertura da terra da Coleção 8.0 do Projeto MapBiomas para os anos de 2014 e 2018	Souza Jr. <i>et al.</i> (2020)

Os dados vetoriais foram rasterizados para serem lidos no Dinamica EGO. Adicionalmente, os arquivos foram reprojatados de coordenadas geográficas (latitude e longitude, datum SIRGAS 2000) para coordenadas planas (Universal Transversa de Mercator – UTM, datum SIRGAS 2000, Zona 23 Sul), recortados para a área de estudo e reamostrados para 30 m de tamanho de pixel. A organização matricial para o mesmo número de linhas e colunas (2927 x 3007 pixels) e a padronização

do tamanho do pixel foi realizada para satisfazer a premissa dos autômatos celulares e dos modelos estocásticos utilizados no Dinamica EGO (Oliveira; Nero, 2023).

As etapas de geoprocessamento foram realizadas tanto na plataforma Google Earth Engine (Gorelick *et al.*, 2017) quanto em SIG (QGIS.ORG, 2021). Os tratamentos estatísticos das matrizes de transição foram realizados em linguagem R.

Os dados de precipitação foram reclassificados de dados contínuos para categóricos. Originalmente, a precipitação média na área de estudo variou de 22 a 83 mm/mês, sendo a maior faixa de precipitação incidente no entorno do município de Castanhal, e a faixa de menor precipitação incidindo nos municípios costeiros. Nesse sentido, estratificou-se os dados em sete categorias, com variação até a sexta casa decimal, a citar: classe 1 (20-30 mm/mês), classe 2 (30,000001-40 mm/mês), classe 3 (40,000001-50 mm/mês), classe 4 (50,000001-60 mm/mês), classe 5 (60,000001-70 mm/mês), classe 6 (70,000001-80 mm/mês) e classe 7 (80,000001-90 mm/mês). Essas subdivisões foram realizadas para facilitar a leitura matricial dentro dos modelos utilizados no Dinamica EGO.

Os mapas de uso e cobertura da terra da Coleção 8.0 do MapBiomas de 2014 e 2018 foram reprojatados, recortados e reclassificados de 15 para 5 classes, conforme Tabela 3.2. O número de classes foi reduzido para facilitar a interpretação dos pesos de evidência e dos cenários futuros para 2030, visto que algumas interações são substancialmente complexas e sensíveis às variações espaço-temporais na área de estudo (Santos *et al.*, 2020a). Adicionalmente, o Apêndice B traz exemplos de imagens registradas em reconhecimento de campo realizado em 2022.

Tabela 3.2 - Reclassificação dos dados de uso e cobertura da terra do MapBiomias para os anos de 2014 e 2018.

Classe	Descrição	Reclassificação
Formação Florestal	Floresta Ombrófila Densa, Floresta Estacional Sempre-Verde, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Estacional Decidual, Savana Arborizada, Áreas que sofreram ação do fogo ou exploração madeireira, Floresta resultante de processos naturais de sucessão, após supressão total ou parcial de vegetação primária por ações antrópicas ou causas naturais, podendo ocorrer árvores remanescentes de vegetação primária	Floresta
Formação Savânica	Formação vegetal aberta com estrato arbustivo e/ou arbóreo mais ou menos desenvolvido, estrato herbáceo sempre presente	
Mangue	Formações florestais, densas, sempre-verdes, frequentemente inundadas pela maré e associadas ao ecossistema costeiro de manguezal	
Floresta Alagável	Floresta Ombrófila Aberta Aluvial estabelecida ao longo dos cursos de água, ocupa as planícies e terraços periodicamente ou permanentemente inundados, que na Amazônia constituem fisionomias de matas-de-várzea ou matas-de-igapó, respectivamente	
Campo Alagado e Área Pantanosa	Vegetação de várzea ou campestre que sofre influência fluvial e/ou lacustre	Formação natural não florestal
Formação Campestre	Savana, Savana Gramíneo-Lenhosa e Campinarana, para regiões fora do Ecótono Amazônia/Cerrado	
Apicum	Apicuns (ou Salgados) são formações quase sempre desprovidas de vegetação arbórea, associadas a uma zona mais alta, hipersalina e menos inundada do manguezal, em geral na transição entre este e a terra firme	
Silvicultura	Espécies arbóreas plantadas para fins comerciais (ex: pinus, eucalipto, araucária etc.)	Agropecuária
Pastagem	Áreas de pastagem predominantemente plantadas, diretamente relacionadas à atividade agropecuária. As áreas de pastagem natural, por sua vez, são predominantemente caracterizadas como formações campestres ou campo alagado, podendo ser submetidas ou não a práticas de pastejo. Na Amazônia, podem ocorrer áreas desmatadas recentemente, sem ainda ter iniciado a atividade agropecuária	
Dendê	Áreas cultivadas com monocultura de dendê	
Outras Lavouras Temporárias	Áreas ocupadas com cultivos agrícolas de curta ou média duração, geralmente com ciclo vegetativo inferior a um ano, que após a colheita necessitam de novo plantio para produzir	
Praia, Duna e Areal	Cordões arenosos, de coloração branco brilhante, onde não há o predomínio de vegetação de nenhum tipo	Área não vegetada
Área Urbanizada	Áreas com significativa densidade de edificações e vias, incluindo áreas livres de construções e infraestrutura	
Mineração	Áreas referentes à extração mineral de porte industrial ou artesanal, havendo clara exposição do solo por ação antrópica	
Rio, Lago e Oceano	Rios, lagos, represas, reservatórios e outros corpos d'água	Corpo d'água

Fonte: Adaptado de MapBiomias (2023).

A partir dos dados padronizados, foram efetuados os cálculos de mapas de distâncias para os dados de PRODES, UCs, rodovias e massa d'água através do functor "Calc Distance To Feature Map". Esse functor calcula um mapa que representa a distância frontal (em metros) entre uma célula e a célula mais próxima que representa uma feição.

Com os mapas de distâncias calculados e os dados de MDE e precipitação categorizados, efetuou-se a composição do cubo raster. O cubo raster é uma álgebra de mapas que monta um cubo

com um conjunto de dados, resultando em um mapa de multicamadas. Os dados matriciais inseridos no cubo raster foram: MDE, massa d'água, rodovias, UCs, PRODES e precipitação. Após a composição do cubo raster e a reclassificação dos dados do MapBiomass, prosseguiu-se para a etapa de modelagem.

3.2.2.2 Modelagem

A primeira etapa na composição de um modelo de simulação de mudanças de uso e cobertura da terra é a representação das suas transições, sendo usualmente calculada uma matriz de transição, que exprime a quantidade de mudanças por toda a paisagem em um dado período discreto (Soares-Filho *et al.*, 2007). Para o Dinamica EGO, o intervalo de tempo da matriz de transição pode abranger qualquer faixa de tempo, pois a unidade de tempo é apenas um parâmetro de referência definido externamente. Assim, a partir dos dados do MapBiomass, calculou-se a matriz de transição entre 2014 e 2018 para a área de estudo e, posteriormente, foi realizada sua modificação para determinação dos cenários futuros de 2030 – este processo está detalhado no tópico de prognóstico.

No Dinamica EGO, a matriz de transição é calculada por meio de um modelo Markoviano. Esse modelo estocástico é empregado como uma ferramenta descritiva para compreender e quantificar as mudanças em estudos de dinâmica de uso do solo. O processo básico de Markov pode ser descrito pela Equação 3.1 (Baker, 1989; Bell, 1974; Han; Yang; Song, 2015; Hobbs; Legg, 1984; Hu *et al.*, 2019; Shannon, 1948; Soares-Filho, 1998).

$$\Pi(t + 1) = P^n \cdot \Pi(t) \quad (3.1)$$

Onde:

$\Pi(t)$ = vetor coluna, com n elementos, representando a condição do sistema em um tempo t particular (ex: frações de terra em cada n_i tipo de uso do solo);

$\Pi(t + 1)$ = vetor de ocupação nos n estados após o intervalo de tempo $t+1$; e

P^n = matriz de probabilidades de transição.

No modelo baseado em cadeias de Markov, todos os estados passíveis de aparecer são usualmente denotados por 1, 2, 3, ..., n . Um dos principais aspectos sobre esse tipo de modelo é a suposição relativa à estacionariedade das probabilidades de transição, ou seja, as cadeias Markovianas supõem que as probabilidades de transição não mudam ao longo do tempo. Apesar dessa limitação, a modelagem por meio de cadeias de Markov possui a vantagem de apresentar simplicidade matemática e operacional, com possibilidade de projeção futura utilizando as tendências derivadas das informações sobre uso do solo (Almeida *et al.*, 2005).

Para cadeias de Markov de primeira ordem, P equivale a uma matriz global de transição $n \times n$, cujos elementos P_{ij} nas linhas representam a probabilidade de um determinado estado i permanecer

no mesmo estado ou mudar para o estado j durante o intervalo de tempo $t \rightarrow t+1$, conforme Equação 3.2.

$$\sum_{j=1}^{i=1,2,3,\dots,n} P_{ij} = 1 \quad (3.2)$$

A matriz de transição utilizada no trabalho foi do tipo “multiple step”, com taxas líquidas de transição anual. A matriz anual deriva da matriz global, com relação entre os autovetores e autovalores dela, conforme Equação 3.3 (Bell; Hinojosa, 1977).

$$MT = H \cdot V^{\frac{1}{n}} \cdot H^{-1} \quad (3.3)$$

Onde:

MT = matriz de transição anual;

H = autovetores da matriz de transição global;

V = autovalores da matriz de transição global;

n = número de passos de tempo especificado pelo pesquisador; e

H^{-1} = matriz inversa dos autovetores da matriz de transição global.

Por meio do cálculo da matriz de transição “multiple step”, derivou-se apenas as transições relevantes para o fenômeno de desmatamento na área de estudo, a citar: “Floresta” para “Formação natural não florestal”, “Floresta” para “Agropecuária” e “Floresta” para “Área não vegetada”. Com as matrizes de transição calculadas, prosseguiu-se na modelagem com o cálculo dos pesos de evidência.

O Dinamica EGO fundamenta-se no Teorema da Probabilidade Condicional de Bayes, a qual trata a probabilidade de ocorrer um evento A sob a condição de ocorrer um evento B que sucede A . O teorema verifica, dada uma ocorrência (variável explicativa), a probabilidade de um evento ocorrer. Nesse sentido, adotam-se pesos de evidência (weights of evidence, W), que podem ser positivos ($W > 0$, indicando atração), negativos ($W < 0$, indicando repulsão) ou nulos ($W = 0$, sem evidência de relacionamento). O método de pesos de evidência parte da premissa de que todas as variáveis do sistema sejam espacialmente independentes. Os pesos de evidência representam a influência de cada variável na probabilidade espacial de uma transição de i para j e são calculados conforme as Equações 3.4 e 3.5 (Bonham-Carter, 1994; Goodacre *et al.*, 1993).

$$O\{D|B\} = \frac{P\{D|B\}}{P\{\bar{D}|B\}} \quad (3.4)$$

$$\log\{D|B\} = \log\{D\} + W^+ \quad (3.5)$$

Onde W^+ é o peso de evidência da ocorrência do evento D , dado um padrão espacial B . A pós-probabilidade de uma transição de i para j , dado um conjunto de dados espaciais B, C, D, \dots, N , é dada pela Equação 3.6 (Soares-Filho; Cerqueira; Pennachin, 2002).

$$P\{i \rightarrow j|B \cap C \cap D \dots \cap N\} = \frac{e^{\sum W_N^+}}{1 + e^{\sum W_N^+}} \quad (3.6)$$

Onde B, C, D, \dots, N são os valores de k variáveis espaciais medidas no par de coordenadas x, y e representadas por seus pesos de evidência W_N^+ .

Para satisfazer a premissa de que os dados são espacialmente independentes, faz-se necessário testar estatisticamente sua correlação espacial. Para isso, os métodos recomendados pela literatura são o “Coeficiente de Cramer” (V) (Bonham-Carter, 1994) e o teste da “Incerteza de Informação Conjunta” (“Joint Information Uncertainty”, U) (Almeida *et al.*, 2005). Quanto mais próximo de 0 é V e/ou U , ambos mapas tendem a ser completamente independentes; analogamente, quanto mais distante de 0 é V e/ou U , há maior dependência espacial dos mapas. Nesse sentido, as variáveis com valores acima de 0,5 para um ou ambos testes estatísticos devem ser removidas da análise (Soares-Filho *et al.*, 2007).

Nos testes realizados para as transições de uso e cobertura da terra entre 2014 e 2018, identificou-se que as variáveis UCs x precipitação obtiveram valores de correlação para V de 0,60 na transição de “Floresta” para “Agropecuária”, 0,52 na transição de “Floresta” para “Área não vegetada” e 0,50 na transição de “Floresta” para “Formação natural não florestal”. Nesse sentido, optou-se por remover a variável de UCs para essas três transições. Todos os testes de U para a correlação UCs x precipitação nas transições mencionadas foram $< 0,5$. Adicionalmente, todas as correlações das demais variáveis do cubo raster para as transições definidas obtiveram U e $V < 0,5$.

A partir do cálculo dos pesos de evidência, dos seus respectivos intervalos e a remoção dos dados com elevada correlação espacial, prosseguiu-se para a etapa de prognóstico.

3.2.2.3 Prognóstico

Uma questão relevante a ser considerada em relação aos modelos de simulação de paisagem, especialmente os modelos estruturados em mosaico, refere-se à influência da vizinhança nas probabilidades de transição e, conseqüentemente, na dinâmica das manchas de paisagem. Assim, o Dinamica EGO utiliza dois processos, denominados “Expander” e “Patcher”. O Expander é uma função destinada apenas à expansão ou contração de manchas previamente existentes de uma determinada classe de uso e cobertura da terra. O Patcher é uma função projetada para gerar novas manchas a partir de células nucleadas. A combinação dos dois processos é descrita conforme a Equação 3.7 (Soares-Filho; Cerqueira; Pennachin, 2002).

$$Q_{ij} = r \cdot (\text{Expander}) + s \cdot (\text{Patcher}) \quad (3.7)$$

Onde Q_{ij} é a quantidade total de transições do tipo ij especificadas por etapa de simulação, e r e s são, respectivamente, a porcentagem de transições executadas por cada função, sendo $r + s = 1$.

Ambas funções são responsáveis por reproduzir as dimensões e formas de mudanças na paisagem, e dependem dos seguintes parâmetros: tamanho médio da mancha (“mean patch size”, em hectares), variância do tamanho da mancha (“patch size variance”, em hectares) e Índice de Isometria

(“patch isometry”, adimensional). No Dinamica EGO, o Índice de Isometria varia de 0 a 2 – à medida que o valor diminui (aproxima-se de 0), as manchas tornam-se mais fragmentadas, e à medida que o valor aumenta (aproxima-se de 2), as manchas tornam-se mais compactas. Esse valor é multiplicado pelo valor da probabilidade das oito células vizinhas da janela 3x3, usada pelas funções *Expand* e *Patch* antes da aplicação da regra de transição (Branco; Almeida; Francisco, 2022; Ximenes *et al.*, 2008).

Os valores do tamanho médio (μ) e da variância (σ^2) da mancha, assim como o Índice de Isometria, foram determinados por procedimentos heurísticos, ou seja, por tentativa e erro, até atingirem acuidade visual na comparação entre o real e o simulado durante o procedimento de geração da paisagem simulada para 2018. Nesse sentido, os valores escolhidos foram: $\mu = 0,5$ ha, $\sigma^2 = 250$ ha e Índice de Isometria = 0,5. Adicionalmente, os valores de transição definidos para as funções *Expand* e *Patch* foram 20% e 80%, respectivamente. O valor de isometria com tendência de fragmentação florestal e os valores das funções *Expand* e *Patch* para a região dialogam com o padrão espacial identificado para a área de estudo entre 1985 e 2019 no trabalho de Dutra *et al.* (2023).

A validação da modelagem foi realizada por meio do Índice de Similaridade Fuzzy (K_{Fuzzy}), através da análise do contexto da vizinhança por múltiplas janelas (functor “Calc Reciprocal Similarity Map”). O K_{Fuzzy} foi proposto por Hagen (2003) e estabelece métricas de similaridade mínima e máxima entre dois mapas por meio de janelas de vizinhança de diferentes extensões – quanto mais próximo de 0, menor a similaridade entre o mapa real e o mapa simulado, e quanto mais próximo de 1, maior a similaridade entre os mapas. Neste trabalho, optou-se pelas comparações dos mapas de 2018 real e 2018 simulado nas janelas de vizinhança de 3x3, 5x5, 7x7, 9x9 e 11x11 pixels com decaimento constante, pois modelos com baixo ajuste em uma resolução refinada (como 30 m tamanho de pixel) podem convergir dentro de uma vizinhança com mais janelas de pixels.

Modelos com ajustes por volta de 0,75 são plausíveis, considerando a falibilidade das previsões ambientais (Soares-Filho *et al.*, 2007). Ressalta-se que a escolha do ano 2018 tanto para o cálculo da matriz de transição multiple step quanto para a validação do modelo não enviesou a metodologia do trabalho, haja vista que a prática de usar um dos anos analisados para validar a simulação é comum em estudos envolvendo modelagem de uso e cobertura da terra, como observado em estudos similares a este (Branco; Almeida; Francisco, 2022; Gama *et al.*, 2023).

Após a definição dos parâmetros de transição e a validação do modelo, foi possível simular cenários futuros para a área de estudo. Para este trabalho, além do cenário “Business as Usual” (BAU, seguindo a tendência identificada no padrão de transição de 2014 a 2018), adotou-se dois cenários alternativos de uso e cobertura da terra para 2030, a citar: i) Cenário “Otimista”, com redução de 20% do desmatamento em relação à média 2014-2018 para a região (contribuição local em direção ao estado de carbono neutro do PEAA); e ii) Cenário “Pessimista”, com aumento de 20% do

desmatamento em relação à média 2014-2018 na região (implicação na perda intensa da cobertura florestal local). A variação de 20% na taxa de desmatamento leva em consideração uma flutuação plausível para esse fenômeno na Amazônia Legal. Os anos foram adotados para coincidirem com a linha de base utilizada no PEAA entre 2014 e 2018 para projeção do estado de carbono neutro do estado do Pará até 2036.

As simulações dos cenários futuros foram criadas com base na tendência de desmatamento da região. O desmatamento neste estudo foi assumido como a conversão de um pixel inicialmente classificado como floresta (seja ela nativa ou vegetação secundária em diferentes estágios sucessionais) para outro pixel de uma das outras classes preponderantes na região: formação natural não florestal, agropecuária ou área não vegetada. Ressalta-se que as transições incomuns, como de floresta para formação natural não florestal, foram consideradas, pois a análise não foi realizada olhando para a probabilidade de conversão imediata do pixel, mas sim a probabilidade identificada entre 2014 e 2018 para a área de estudo. Além disso, a regeneração natural de remanescentes vegetais da transição agropecuária para floresta não foi considerada, haja vista que o principal fenômeno estudado foi o desmatamento.

As matrizes de transição anuais respectivas a cada cenário de cobertura da terra para 2030 estão compiladas na Tabela 3.3.

Tabela 3.3 - Transição de floresta para outras classes de uso e cobertura da terra entre 2014 e 2030 com base nas taxas anuais de desmatamento definidas por cenário.

Cenário	Classe		Taxa anual de transição
	De	Para	
BAU	Floresta	Formação natural não florestal	0,0399%
	Floresta	Agropecuária	2,5083%
	Floresta	Área não vegetada	0,0010%
Otimista	Floresta	Formação natural não florestal	0,0320%
	Floresta	Agropecuária	2,0066%
	Floresta	Área não vegetada	0,0008%
Pessimista	Floresta	Formação natural não florestal	0,0479%
	Floresta	Agropecuária	3,0099%
	Floresta	Área não vegetada	0,0012%

A remoção vegetal para os cenários futuros simulados tomou como base a emissão de gases de efeito estufa conforme a Equação 3.8, apontada no Anexo I do PEAA (Pará, 2020d).

$$1 \text{ km}^2 \text{ desmatado} = 76.200 \text{ tCO}_2\text{eq} \quad (3.8)$$

No PEAA, a emissão de gases de efeito estufa (em toneladas de dióxido de carbono equivalente – tCO₂eq) é dada em função do desmatamento anual (em km²). A Tabela 3.4 traz o recorte do Anexo I do PEAA com referências ao desmatamento e às emissões de gases de efeito estufa no passado recente (2014 a 2018) e projeções para o futuro próximo (2030) no território paraense.

Tabela 3.4 - Série histórica de dados de desmatamento anual e emissões de gases de efeito estufa para mudança de uso da terra e florestas do Pará, com projeções de meta e considerações metodológicas para média 2014-2018 e 2030.

Ano	Área de desmatamento anual (PRODES – INPE)	Emissões de gases de efeito estufa (tCO₂eq) (SEEG – OC)*
2014	1887 km ² (0,19 Mha)	143.853.712
2015	2153 km ² (0,22 Mha)	164.131.978
2016	2992 km ² (0,30 Mha)	228.092.373
2017	2433 km ² (0,24 Mha)	185.477.521
2018	2744 km ² (0,27 Mha)	209.186.320
Média 2014-2018	2441 km² (0,24 Mha)	186.148.381
2030	≤ 1538,3 km² (0,15 Mha)	≤ 117.000.000

* Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa – Iniciativa do Observatório do Clima.
Fonte: Adaptado de Pará (2020).

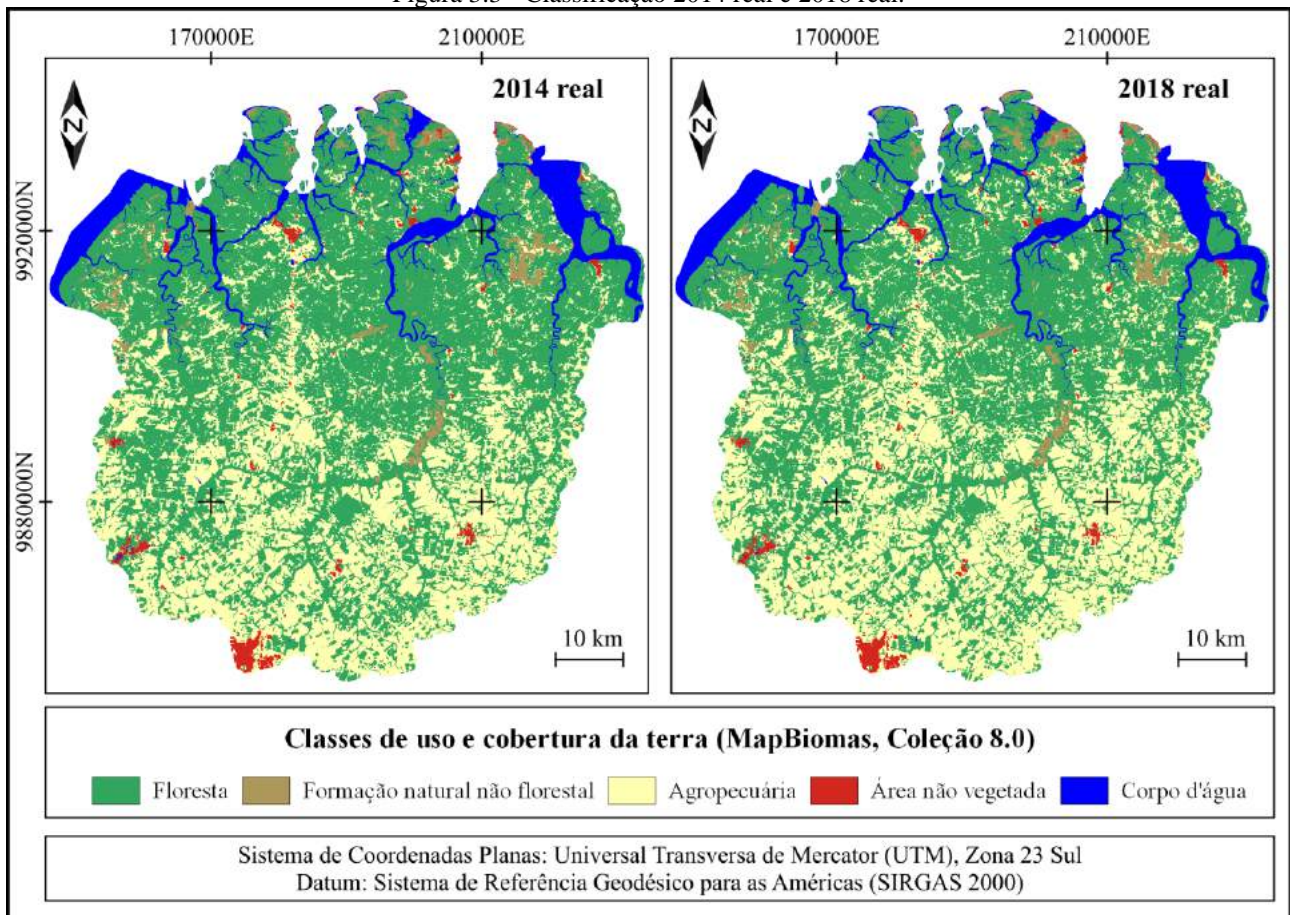
Nesse contexto, considerando os dados do SEEG para o Pará utilizados pelo PEAA, o desmatamento anual médio de 2441 km² (244.100 ha, ou 0,24 Mha) implicou na emissão de 186 milhões de tCO₂eq para a atmosfera entre 2014 e 2018. Adicionalmente, a faixa de desmatamento anual almejada para 2030 é de até 1538,3 km² (153.830 ha, ou 0,15 Mha), o que emitiria 117 milhões de tCO₂eq de gases de efeito estufa para a atmosfera. Portanto, tomar esse parâmetro é fundamental para identificar o quanto a área de estudo poderá contribuir nas emissões de gases de efeito estufa do Pará até 2030.

3.3 Resultados e discussão

3.3.1 Mudanças de uso e cobertura da terra entre 2014 e 2018

As transições identificadas entre 2014 (real) e 2018 (real) pela classificação do MapBiomass estão dispostas nas Figuras 3.3 e 3.4 e no Quadro 3.1.

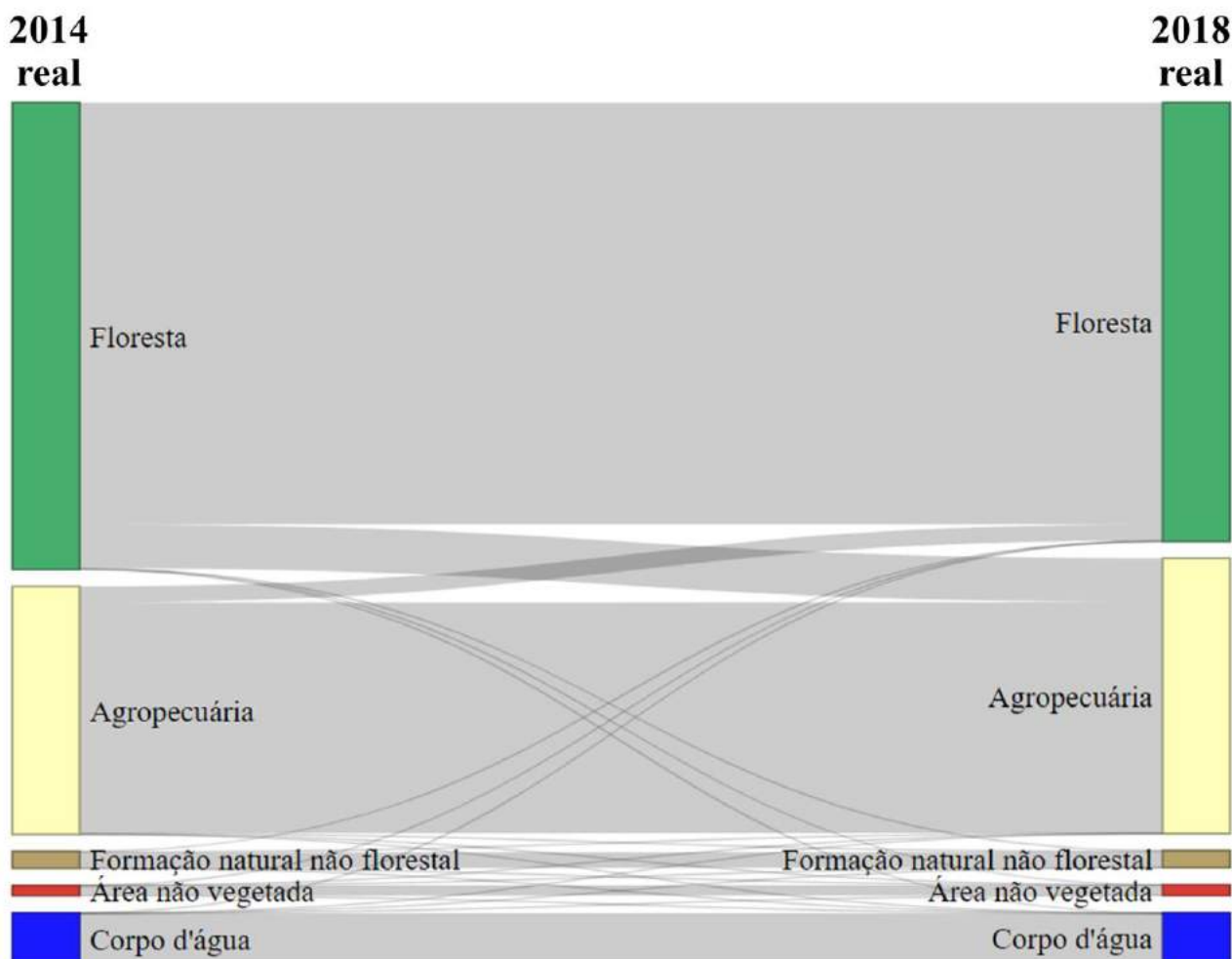
Figura 3.3 - Classificação 2014 real e 2018 real.



Como identificado, houve principalmente conversão de floresta para agropecuária no período analisado. É possível notar o aumento da fragmentação florestal ao redor das manchas urbanas (compreendidas pela classe de área não vegetada) e em direção às faixas mais próximas dos exutórios das BHO da região.

Para Andrade *et al.* (2020), as atividades de agropecuária aliadas ao desmatamento foram responsáveis pela perda significativa da vegetação nativa na região. Além disso, os autores afirmam que as áreas de remanescentes florestais estão sob pressão antrópica. Os autores concluem, com base na análise das mudanças de uso e cobertura da terra da BHRM entre 1988 e 2017, que há tendência de expansão da agropecuária na região nos próximos anos.

Figura 3.4 - Diagrama de Sankey das transições de classes entre 2014 real e 2018 real.



Quadro 3.1 - Matriz de transição entre 2014 real e 2018 real, áreas em hectares.

		2018 real					Total (ha)	% área total
Classe		Floresta	Formação natural não florestal	Agropecuária	Área não vegetada	Corpo d'água		
2014 real	Floresta	275510	478	28644	33	370	305035	58,7%
	Formação natural não florestal	337	10469	333	62	112	11313	2,2%
	Agropecuária	10509	319	150878	279	10	161995	31,2%
	Área não vegetada	3	74	6	6624	60	6767	1,3%
	Corpo d'água	272	69	12	107	33721	34181	6,6%
	Total (ha)	286631	11409	179873	7105	34273	519291	100,0%
% área total	55,2%	2,2%	34,6%	1,4%	6,6%	100,0%		

Em 2014, a classe floresta somou 305 mil ha (59% da área de estudo), mas em 2018 foi reduzida para 287 mil ha (55% da área de estudo). A agropecuária, por outro lado, aumentou de 162 mil ha (31% da área de estudo) para 180 mil ha (35% da área de estudo) no mesmo período. Cabe ressaltar que parte da agropecuária foi convertida em floresta (11 mil ha), provavelmente em função

da regeneração natural de remanescentes vegetais previamente existentes. No entanto, uma proporção maior de floresta foi convertida em agropecuária (29 mil ha) entre os anos analisados.

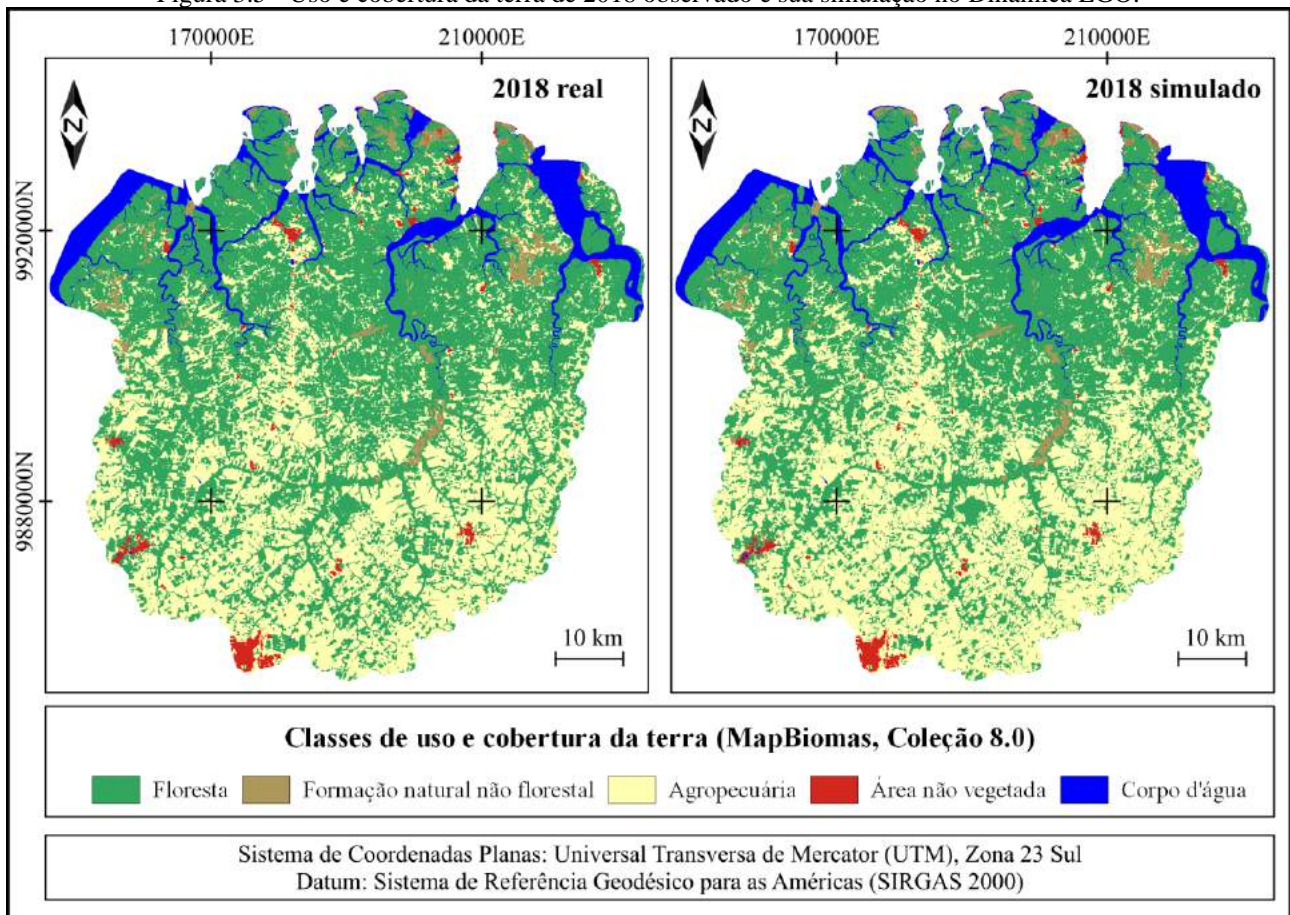
A segunda maior conversão de floresta foi para formação natural não florestal, com conversão de aproximadamente 478 ha entre 2014 e 2018. Cerca de 370 ha de floresta foi suprimido e passou a ser classificado como corpo d'água em 2018 – essa conversão possivelmente ocorreu em áreas alagadas ou regiões com existência de manguezal, visto que em áreas de terra firme esta conversão é pouco usual. A conversão de floresta para área não vegetada foi de 33 ha no mesmo período.

De modo geral, entre 2014 e 2018, notou-se a tendência de redução da cobertura florestal na área de estudo. Com base nos dados observados do Quadro 3.1, pode-se afirmar que a conversão de floresta para agropecuária é a mudança de cobertura da terra mais significativa para a região, e merece especial atenção no que diz respeito às políticas ambientais. Desse modo, esse padrão de conversão florestal deve ser contemplado no modelo simulado para 2018, de modo a validá-lo qualitativamente e quantitativamente.

3.3.2 Similaridade entre cenário real e simulado para 2018

A comparação visual entre o cenário real para 2018 e a simulação de 2018 pelo Dinamica EGO está disposta na Figura 3.5.

Figura 3.5 - Uso e cobertura da terra de 2018 observado e sua simulação no Dinamica EGO.



De forma semelhante ao padrão do mapa de uso e cobertura da terra de 2018 real, o ano de 2018 simulado também apresentou notável conversão da classe floresta para agropecuária. A diferença se deu principalmente no fato da modelagem adotada neste estudo ter considerado apenas a conversão líquida da classe de floresta para as demais classes, ou seja, a transformação de um pixel de floresta para um pixel de agropecuária, formação natural não florestal ou área não vegetada, sem levar em consideração a regeneração dos remanescentes vegetais pré-existentes, pois tornaria o modelo substancialmente mais complexo.

Reimuth *et al.* (2024) apontam que as complexas mudanças no uso e cobertura da terra são impulsionadas por distintos fatores de influência, os quais são diferentes em sua natureza ou efeitos em comparação com aqueles relevantes para a modelagem de urbanização. Ademais, houve similaridade satisfatória de K_{Fuzzy} entre o ano de 2018 real e 2018 simulado, conforme Tabela 3.5.

Tabela 3.5 - K_{Fuzzy} para comparação entre os mapas de 2018 real e 2018 simulado para diferentes janelas espaciais, com tamanho de pixel de 30 m.

Tamanho da janela (pixels)	Área da janela (ha)	Decaimento constante	
		Similaridade mínima	Similaridade máxima
3x3	0,81	0,277	0,386
5x5	2,25	0,315	0,521
7x7	4,41	0,344	0,639
9x9	7,29	0,370	0,732
11x11	10,89	0,393	0,804

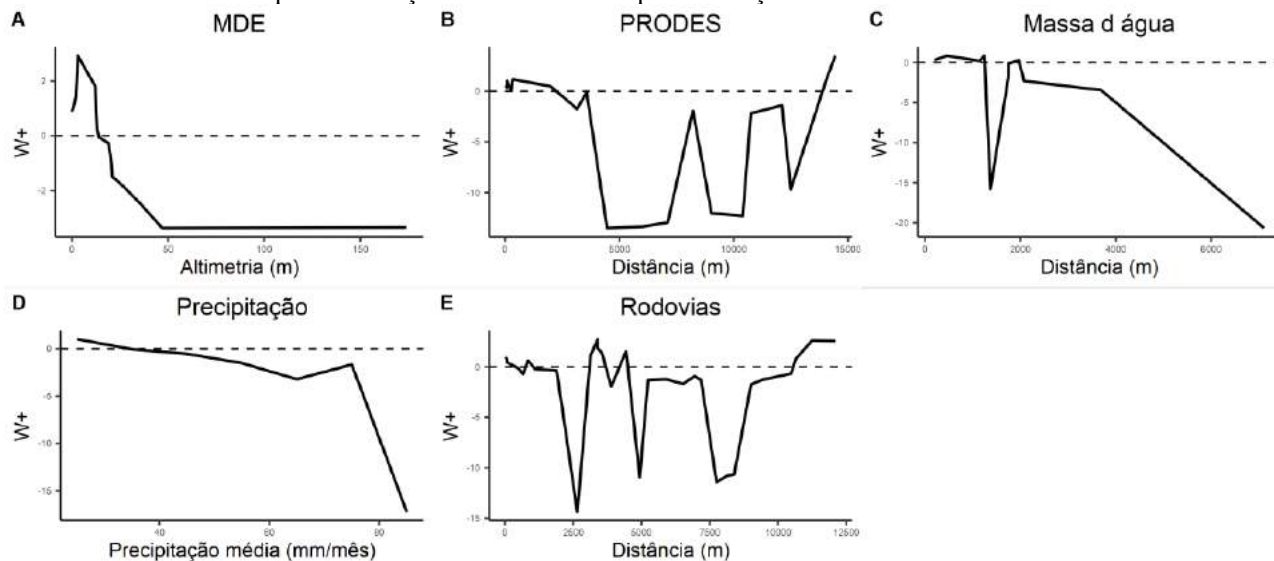
Os resultados foram semelhantes aos de trabalhos que utilizaram metodologias similares no Dinamica EGO. Branco, Almeida e Francisco (2022) obtiveram similaridade de decaimento constante mínima e máxima de 0,427 e 0,441 para janela 3x3 e similaridade mínima e máxima de 0,739 e 0,785 para janela 11x11 utilizando dados do MapBiomass, com 30 m de tamanho de pixel. Gama *et al.* (2023) obtiveram 0,73 de similaridade mínima de decaimento constante em janelas 11x11 em simulações de cenários futuros de desmatamento na Floresta Nacional do Jamanxim-PA utilizando classificações de máxima verossimilhança com 30 m de tamanho de pixel.

A similaridade quantitativa entre o padrão real e o padrão simulado no ano de 2018 foi plausível para validar a modelagem realizada. As transições indicaram tendência de mudança da classe floresta para classe agropecuária, com similaridade máxima de 73% para janelas de 9x9 pixels, demonstrando que o modelo apresentou condições satisfatórias de simular cenários futuros da área de estudo. Para Soares-Filho *et al.* (2007), modelos de simulação podem apresentar cerca de 75% de ajuste em relação ao cenário real, considerando a falibilidade das predições das variáveis ambientais. Ressalta-se que, independentemente do grau de calibração de um modelo e seus resultados preditivos, este será sempre uma vitrine da realidade, e jamais será capaz de prevê-la ou influenciá-la em sua totalidade (IBICT, [s.d.]).

3.3.3 Comportamento dos pesos de evidência para as simulações

Os pesos de evidência (W) foram pouco modificados para evitar excesso de vieses nas transições da área de estudo. Os valores máximos (“range upper limit”) foram escolhidos para cada faixa (“range”) para composição dos gráficos. Os valores de W incidentes na transição de floresta para formação natural não florestal estão dispostos na Figura 3.6.

Figura 3.6 - Pesos de evidência das variáveis **A. MDE**, **B. PRODES**, **C. Massa d'água**, **D. Precipitação**, **E. Rodovias** para a transição da classe floresta para formação natural não florestal.



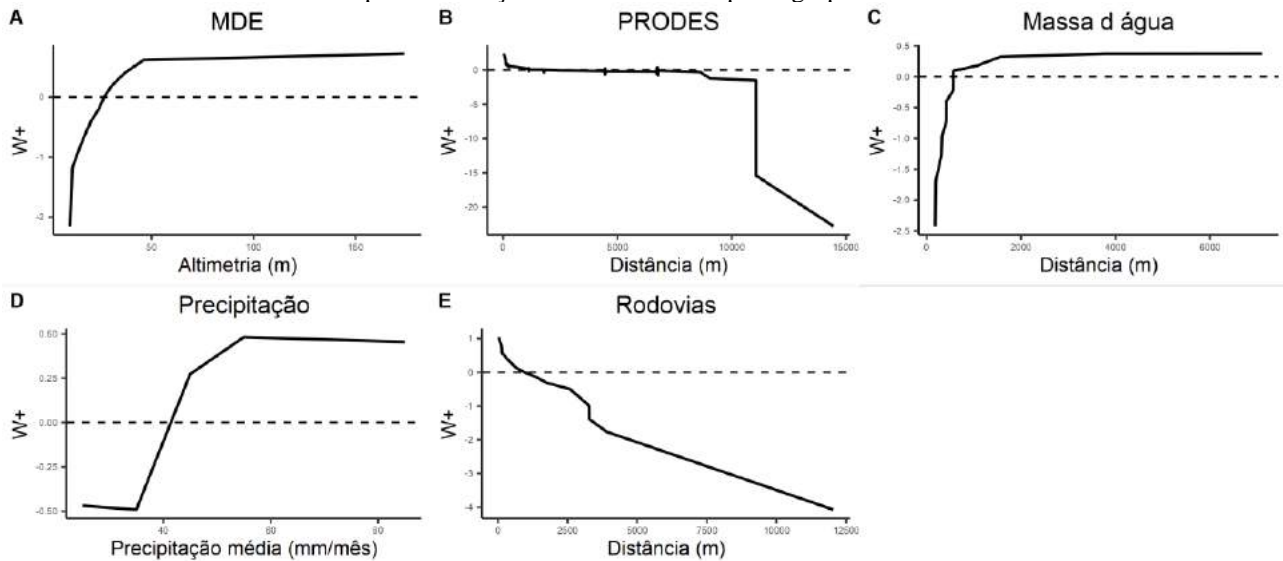
Conforme indicado na Figura 3.6A, altimetrias de até 13 m possuem peso positivo para a transição de floresta para formação natural não florestal, ou seja, valores de altimetria entre 0 e 13 m favorecem o desmatamento, com posterior modificação da área para uma classe natural, mas não florestal, a exemplo da formação campestre. Altimetrias acima de 13 m possuem valores de W negativos, ou seja, desfavorecem esse tipo de conversão.

Na Figura 3.6B, identificou-se que o PRODES não apresentou um padrão claro de repulsão ou atração na conversão de floresta para formação natural não florestal. Esse padrão errático de W também foi identificado nas Figuras 3.6C (massa d'água) e 3.6E (rodovias). Isso pode estar associado ao fato dessas variáveis possuírem distribuição espacial pouco correlata à classe de formação natural não florestal e não apresentando, portanto, uma relação de peso de evidência significativa para esta conversão. Nesse sentido, pode-se inferir que outras variáveis estáticas poderiam interferir especificamente nesse tipo de transição, mas que não foram levantadas nesse estudo, como características geológicas, distribuição espacial de fitofisionomias etc.

Na Figura 3.6D, notou-se peso positivo apenas em faixas com menor precipitação (até 30 mm/mês) e, à medida em que houve aumento da precipitação (acima de 30 mm/mês), houve repulsão para transição de floresta para formação natural não florestal. Esse fenômeno pode estar associado ao favorecimento do desmatamento em períodos mais secos, pois os dados de precipitação utilizados no cubo raster compreenderam as médias mensais de precipitação (mm/mês) do final do período menos chuvoso da região (setembro, outubro e novembro), como evidenciado na Tabela 3.2.

Os valores de W para transição de floresta para agropecuária estão dispostos na Figura 3.7.

Figura 3.7 - Pesos de evidência das variáveis **A. MDE**, **B. PRODES**, **C. Massa d'água**, **D. Precipitação**, **E. Rodovias** para a transição da classe floresta para agropecuária.



Os pesos de evidência apresentaram nítidos padrões de repulsão e atração para a conversão de floresta em agropecuária. Na Figura 3.7A, notou-se que altimetrias de até 27 m possuem repulsão para a transição de floresta para agropecuária, ou seja, as regiões de floresta compreendidas neste estudo por baixas altimetrias, como os mangues, estão alocadas em regiões mais próximas às áreas protegidas (UCs) e com maior quantidade de recursos hídricos distribuídos no seu entorno (exutório das BHO), reduzindo significativamente a possibilidade de ocorrer conversão direta dessas áreas em agropecuária. Alternativamente, florestas localizadas em regiões com maior altimetria (acima de 27 m), como florestas de terra firme, passaram a atrair o fenômeno do desmatamento, com posterior conversão para pastagem.

Na Figura 3.7B, observou-se que apenas distâncias próximas do PRODES anual apresentaram peso positivo para conversão de floresta em agropecuária, ou seja, o desmatamento por corte raso, por si só, indicou atração para que seu entorno também sofra desmate e seja convertido em agropecuária. Logo, notou-se um padrão de retroalimentação, em que regiões onde ocorre desmatamento por corte raso viabilizam a incidência de desmatamento nas suas imediações. Faixas distantes de regiões por desmatamento por corte raso (acima de 11 km) apresentaram relação de repulsão para essa conversão, indicando que faixas mais protegidas de floresta foram pouco suscetíveis de entrarem nesse processo de retroalimentação. Restrepo, Hoyos e Restrepo (2023) modelaram cenários de uso e cobertura da terra para uma faixa da Amazônia colombiana para 2025 e identificaram que distâncias próximas de desmatamento viabilizam a ocorrência de novos desmatamentos, corroborando os achados da Figura 3.7B.

Na Figura 3.7C, identificou-se um padrão similar ao encontrado nos pesos de evidência para o MDE. Assim, quanto mais próximo de áreas com massa d'água (regiões suscetíveis a inundações, ou próximas ao exutório das BHO), maior a repulsão para a conversão de floresta em agropecuária –

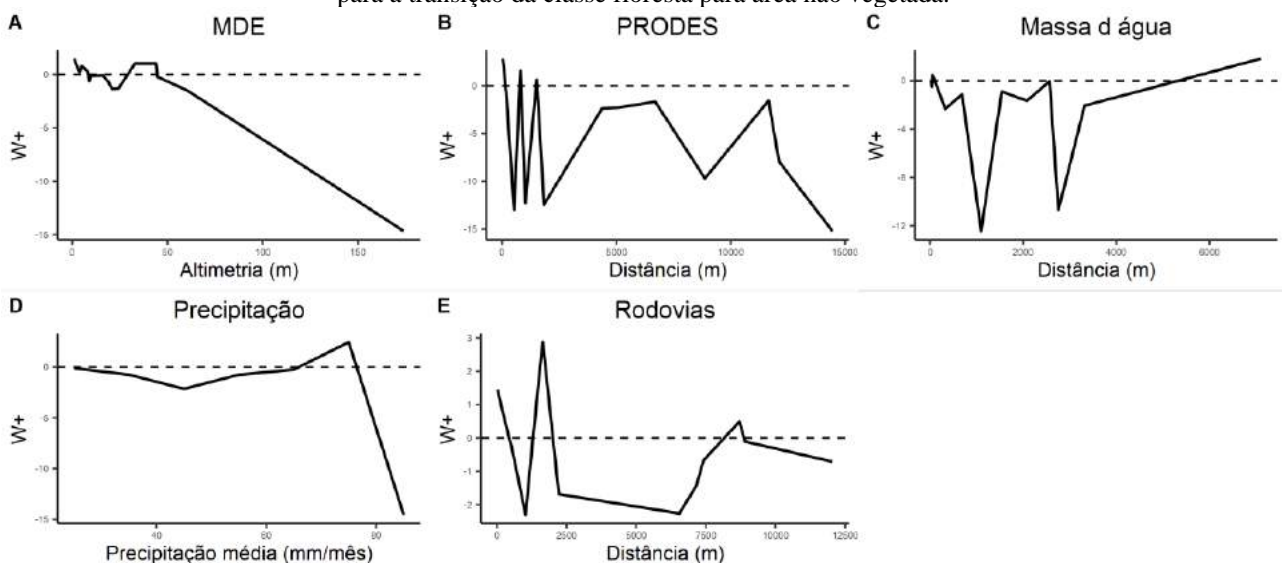
essa faixa se estendeu até aproximadamente 573 m dos recursos hídricos na área de estudo. Por outro lado, regiões mais distantes de massa d'água (> 573 m) tenderam a atrair o fenômeno do desmatamento. Nesse sentido, infere-se que as regiões da cabeceira das BHO da região possuíam maiores tendências de conversão de floresta para agropecuária.

Na Figura 3.7D, verificou-se que faixas com menor precipitação (< 40 mm/mês) apresentaram repulsão para a conversão de floresta em agropecuária. Para faixas com maior precipitação (> 40 mm/mês), houve valores positivos de W , atraindo a conversão de floresta em agropecuária. Esse comportamento pode estar associado ao fato de regiões com maior precipitação serem mais atrativas para manutenção de culturas perenes, como o dendê, ou manutenção da pastagem para forrageio. Almeida *et al.* (2022) afirmam que há uma expansão gradual dos dendezeiros no Nordeste Paraense sobre áreas já desmatadas, incentivada por políticas públicas como o Plano Nacional de Produção e uso do Biodiesel e o Programa de Produção Sustentável de Óleo de Palma.

Na Figura 3.8E, evidenciou-se um padrão de atração do desmatamento em faixas próximas de rodovias. Na área de estudo, distâncias inferiores a 1km de rodovias apresentaram peso de evidência positivo para a conversão de floresta em agropecuária. Nesse sentido, reiterou-se que rodovias são proxies de desmatamento (Vilela *et al.*, 2020). Em trabalhos que utilizaram modelagem futura no Dinamica EGO para outras regiões amazônicas, constatou-se que as rodovias exercem forte influência na aceleração do desmatamento, pois viabilizam o tráfego de pessoas e recursos (Gama *et al.*, 2023).

Os pesos de evidência para transição de floresta em área não vegetada estão dispostos na Figura 3.8.

Figura 3.8 - Pesos de evidência das variáveis **A.** MDE, **B.** PRODES, **C.** Massa d'água, **D.** Precipitação, **E.** Rodovias para a transição da classe floresta para área não vegetada.



Na Figura 3.8A, identificou-se pouca relação de atração ou repulsão da altimetria na transição de floresta em área não vegetada – essa classe compreende área urbanizada, mineração, praia, duna e

areal (Tabela 3.2). Os valores dos pesos de evidência só se tornaram expressivos para repulsão a partir de 44 m, indicando que áreas com elevada altimetria foram pouco favoráveis para essa conversão. Como a classe de área não vegetada compreende também subclasses de faixas costeiras (praia, duna e areal), o padrão identificado é coerente, visto que essas coberturas da terra ocorrem em áreas próximas ao nível do mar.

Na Figura 3.8B, notou-se um padrão errático de atração e repulsão de desmatamento anual por corte raso na transição de floresta para área não vegetada. De modo geral, infere-se que há pouca relação direta entre esses fenômenos, considerando a inexistência de um padrão claro do comportamento dos pesos de evidência para essa conversão de classes no período analisado.

Na Figura 3.8C, a distância à massa d'água apresentou um padrão majoritariamente de repulsão para a transição de floresta em área não vegetada. Como a subclasse de área urbanizada é a mais expressiva dentro da classe de área não vegetada, depreende-se que a transição de regiões de floresta para cidades em áreas alagadas ou alagáveis é pouco usual.

Na Figura 3.8D, identificou-se um padrão sutil de repulsão para variável precipitação na transição de floresta para área não vegetada entre 0 e 70 mm/mês, ao passo que uma curta faixa entre 70 e 77 mm/mês atraiu essa transição. A partir de 78 mm/mês houve aumento do padrão de repulsão para essa transição. Assim, infere-se que faixas com precipitação média do final do período seco inferiores a 70 mm/mês na região desfavorecem a conversão de floresta em áreas não vegetadas.

Na Figura 3.8E, detectou-se um padrão errático de repulsão e atração para a variável de rodovias na transição de floresta em área não vegetada. Como a classe compreende tanto usos antrópicos (subclasses área urbanizada e mineração) quanto coberturas naturais (subclasse praia, duna e areal), depreende-se que a separação dessas classes pode demonstrar um padrão de atração para áreas urbanas e mineração, e um padrão de repulsão para áreas de praias, dunas e areais.

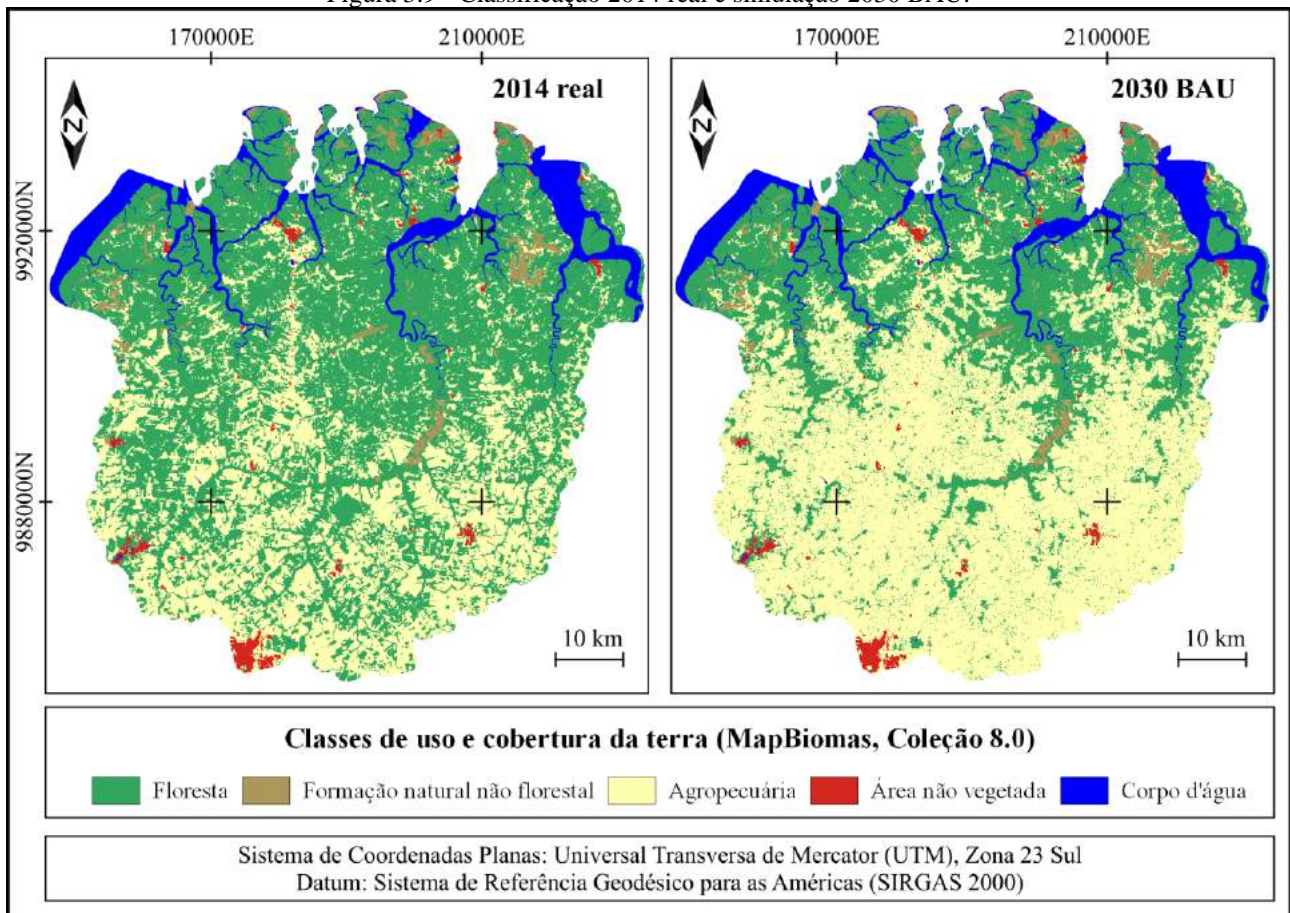
Compreendidos os efeitos dos pesos de evidência nas transições de floresta para classes de formação natural não florestal, agropecuária e área não vegetada, foram simulados os cenários futuros de cobertura da terra na área de estudo para 2030.

3.3.4 Simulações de cenários de cobertura da terra para 2030

3.3.4.1 *Cenário BAU*

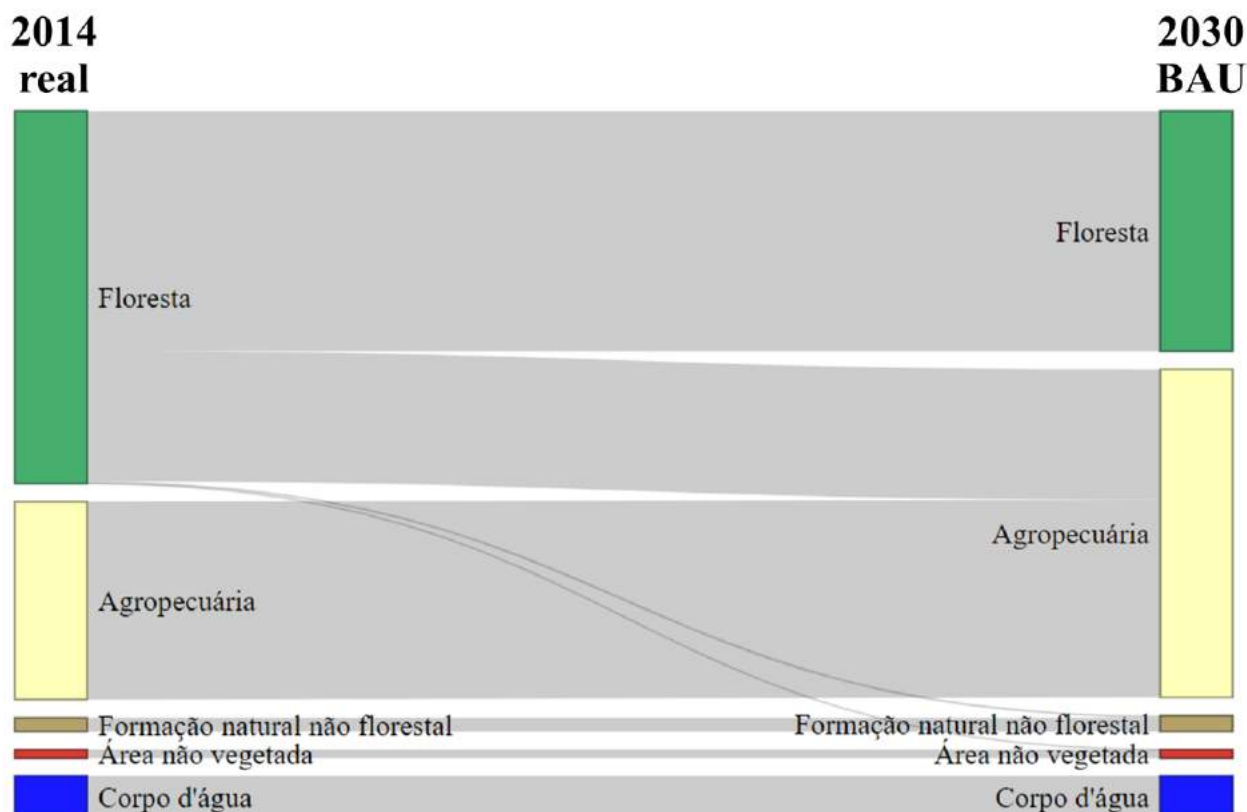
As transições identificadas entre 2014 (real) e a simulação 2030 BAU estão dispostas nas Figuras 3.9 e 3.10 e no Quadro 3.2.

Figura 3.9 - Classificação 2014 real e simulação 2030 BAU.



Como identificado, se a tendência de desmatamento ocorrido entre 2014 e 2018 continuar até o ano de 2030, pode-se atingir um cenário com redução significativa da vegetação da área de estudo. Na Figura 3.9, é possível identificar uma acentuada conversão de floresta para agropecuária, principalmente na cabeceira das BHO. Nota-se um menor impacto do desmatamento sobre as regiões no entorno de UCs.

Figura 3.10 - Diagrama de Sankey das transições de classes entre 2014 real e simulação 2030 BAU.



Quadro 3.2 - Matriz de transição entre 2014 real e simulação 2030 BAU, áreas em hectares.

		2030 BAU					Total (ha)	% área total
Classe		Floresta	Formação natural não florestal	Agropecuária	Área não vegetada	Corpo d'água		
2014 real	Floresta	196658	1697	106642	40	0	305037	58,7%
	Formação natural não florestal	0	11317	0	0	0	11317	2,2%
	Agropecuária	0	0	161995	0	0	161995	31,2%
	Área não vegetada	0	0	0	6771	0	6771	1,3%
	Corpo d'água	0	0	0	0	34184	34184	6,6%
	Total (ha)	196658	13014	268637	6811	34184	519304	100,0%
% área total	37,9%	2,5%	51,7%	1,3%	6,6%	100,0%		

Conforme o Quadro 3.2, poderá ocorrer a redução da classe de floresta de 305 mil ha para 197 mil ha entre 2014 e 2030, uma perda da ordem de 108 mil ha em 16 anos. O aumento da agropecuária, por sua vez, seria de 107 mil ha, passando de 162 mil ha para 269 mil ha no mesmo período. Em outras palavras, mais da metade da área de estudo (52%) seria recoberta pela agropecuária em 2030.

O aumento da classe de formação natural não florestal de 11 mil para 13 mil ha também merece atenção, visto que a conversão de florestas com posterior transformação em formações campestres implicaria na redução de sequestro de carbono e de biodiversidade local. Essa transição é

possível em função do salto temporal entre 2014 e 2030, implicando na remoção da floresta pelo fenômeno desmatamento e possível transição, a posteriori, para alguma formação natural não florestal.

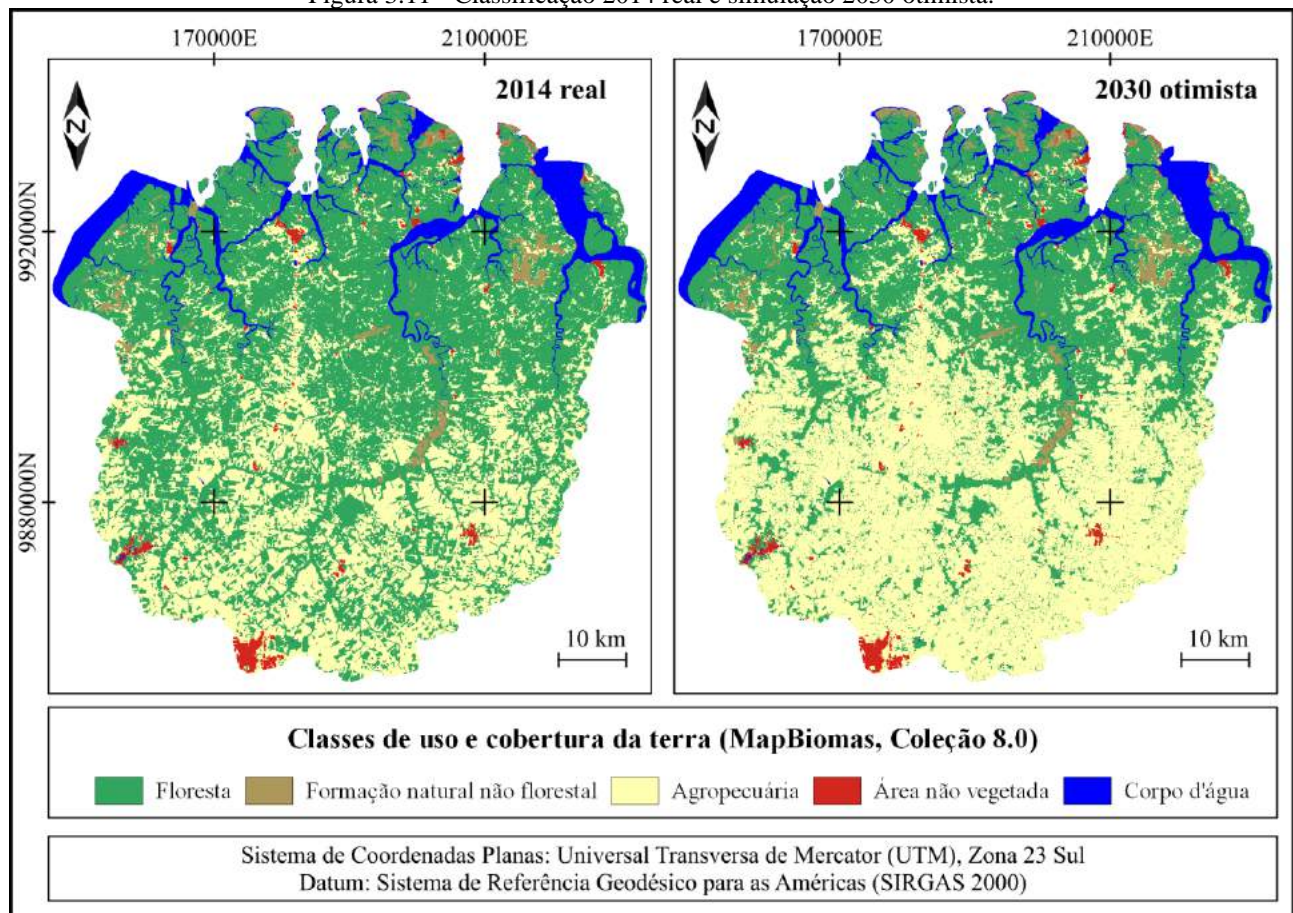
A classe de área não vegetada, por sua vez, poderá recobrir até 6811 ha em 2030. Essa classe, representada principalmente pelas áreas urbanizadas, indica um crescimento acentuado das cidades na região, o que implicaria também em maiores pressões sobre os recursos naturais locais.

Mesmo em um contexto de manutenção da governança ambiental na região, poderá haver perdas significativas da vegetação local. A perda de recursos naturais implicaria também na redução da provisão de serviços ecossistêmicos. Por outro lado, se houver maior ênfase na aplicação efetiva das políticas ambientais na região, há chances de mitigação dos efeitos antrópicos sobre as florestas, desdobrando-se em um possível cenário otimista.

3.3.4.2 Cenário otimista

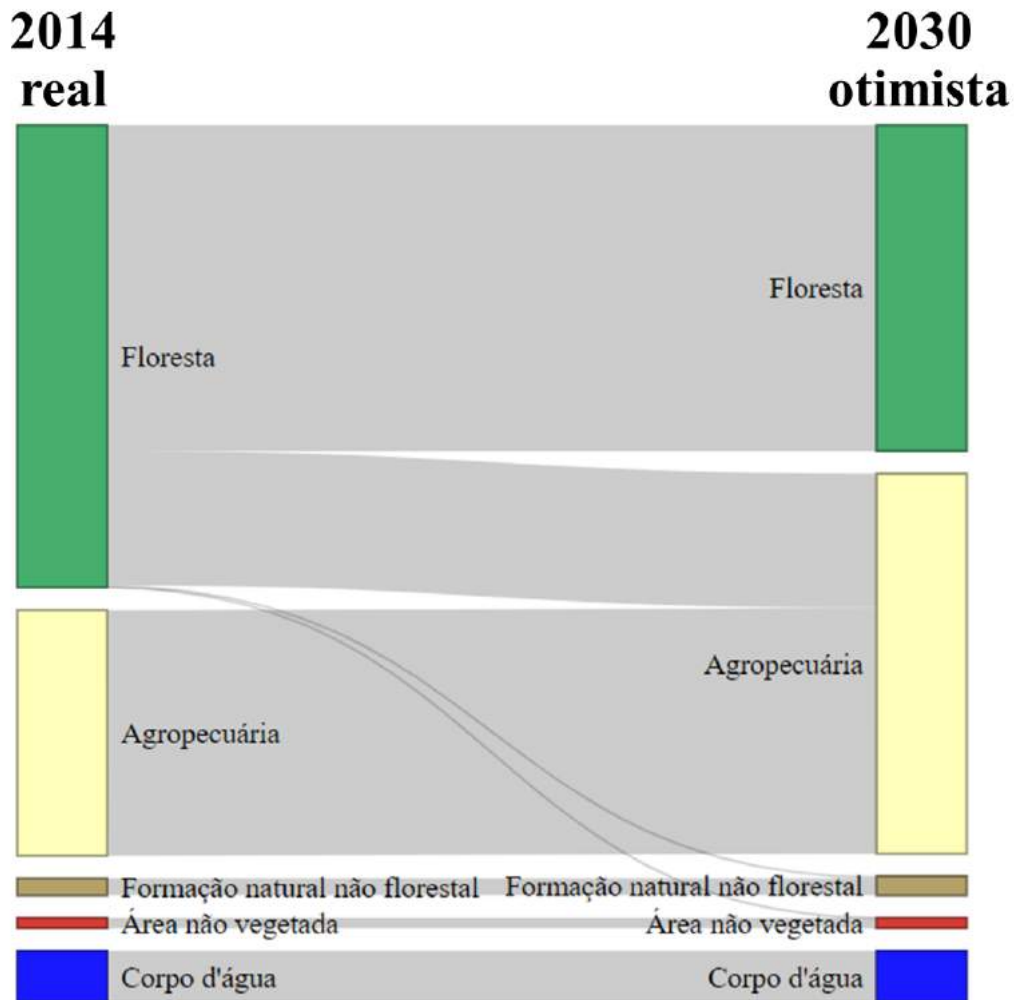
As transições identificadas entre 2014 (real) e a simulação 2030 otimista estão dispostas nas Figuras 3.11 e 3.12 e no Quadro 3.3.

Figura 3.11 - Classificação 2014 real e simulação 2030 otimista.



No cenário otimista, notou-se que uma possível redução de 20% do desmatamento em relação à média de 2014 a 2018 implicaria em um contexto de maior mitigação da supressão vegetal, com maior presença de fragmentos florestais nas áreas de cabeceiras das BHO e nos entornos das UCs da área de estudo.

Figura 3.12 - Diagrama de Sankey das transições de classes entre 2014 real e simulação 2030 otimista.



Quadro 3.3 - Matriz de transição entre 2014 real e simulação 2030 otimista, áreas em hectares.

		2030 otimista					Total (ha)	% área total
Classe	Floresta	Formação natural não florestal	Agropecuária	Área não vegetada	Corpo d'água			
2014 real	Floresta	214900	1411	88693	34	0	305037	58,7%
	Formação natural não florestal	0	11317	0	0	0	11317	2,2%
	Agropecuária	0	0	161995	0	0	161995	31,2%
	Área não vegetada	0	0	0	6771	0	6771	1,3%
	Corpo d'água	0	0	0	0	34184	34184	6,6%
	Total (ha)	214900	12728	250688	6804	34184	519304	100,0%
% área total	41,4%	2,5%	48,3%	1,3%	6,6%	100,0%		

No cenário otimista, a redução florestal seria da ordem de 90 mil ha entre 2014 e 2030. O aumento da classe de agropecuária, por sua vez, seria de aproximadamente 89 mil ha no mesmo período. Com essa variação, a classe de agropecuária somaria menos da metade do total da área de estudo, recobrando aproximadamente 48% da região.

O cenário otimista também traria mitigação da conversão de floresta para formação natural não florestal: o aumento dessa classe seria de aproximadamente 1411 ha no período estudado. A classe de área não vegetada poderia aumentar em aproximadamente 34 ha nesses 16 anos.

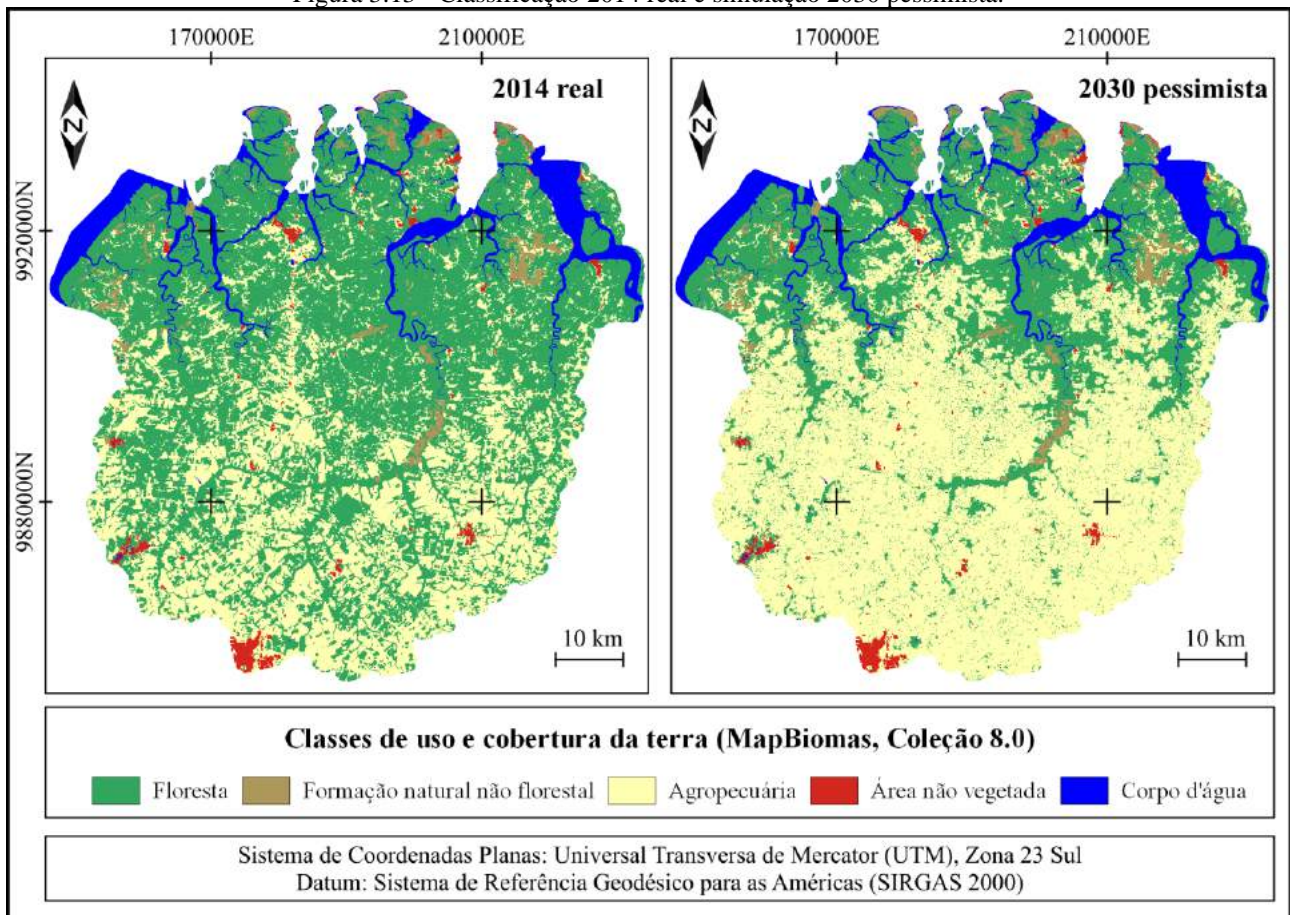
Através da análise do cenário otimista, entende-se que há uma implicação nítida no efeito de políticas ambientais na mitigação do desmatamento na área de estudo. Este cenário poderia servir de base para apoiar os tomadores de decisão a aproximar cenários antropizados, como o Nordeste Paraense, de regiões-foco do PRVN para recuperação da vegetação nativa no futuro próximo.

Em outro contexto, se houver redução da governança ambiental na região e aumento do desmatamento, há possibilidade de ocorrer um cenário pessimista, como visto a seguir.

3.3.4.3 Cenário pessimista

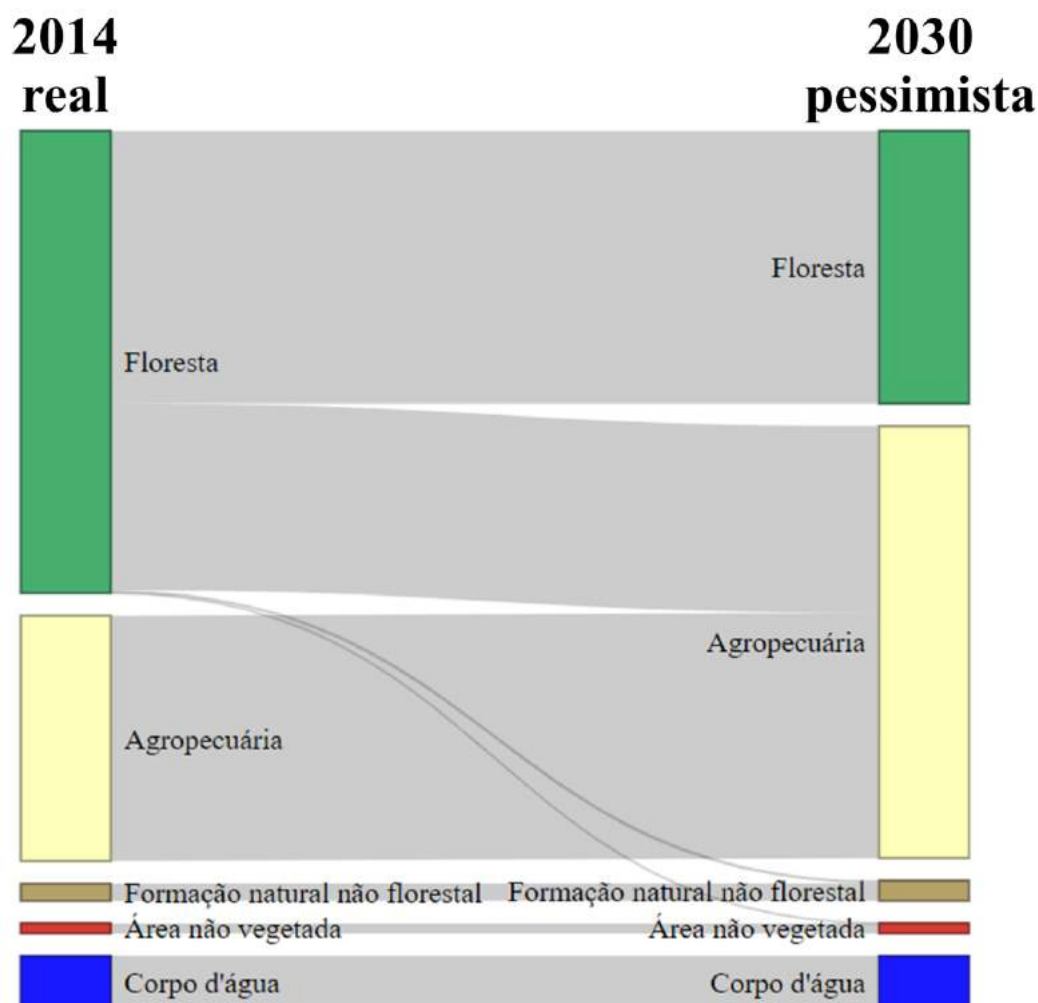
As transições identificadas entre 2014 (real) e a simulação 2030 pessimista estão dispostas nas Figuras 3.13 e 3.14 e no Quadro 3.4.

Figura 3.13 - Classificação 2014 real e simulação 2030 pessimista.



Um cenário pessimista implicaria na conversão de quase toda vegetação nativa fora das UCs para agropecuária na região. Neste contexto hipotético, a redução significativa das áreas de mata ciliar ameaçaria os recursos hídricos tanto quantitativamente quanto qualitativamente. Isso, por sua vez, afetaria a biodiversidade aquática no exutório das BHO, além de dificultar o abastecimento urbano e rural em quantidade e qualidade adequadas.

Figura 3.14 - Diagrama de Sankey das transições de classes entre 2014 real e simulação 2030 pessimista.



Quadro 3.4 - Matriz de transição entre 2014 real e simulação 2030 pessimista, áreas em hectares.

		2030 pessimista					Total (ha)	% área total
Classe		Floresta	Formação natural não florestal	Agropecuária	Área não vegetada	Corpo d'água		
2014 real	Floresta	179880	1960	123150	47	0	305037	58,7%
	Formação natural não florestal	0	11317	0	0	0	11317	2,2%
	Agropecuária	0	0	161995	0	0	161995	31,2%
	Área não vegetada	0	0	0	6771	0	6771	1,3%
	Corpo d'água	0	0	0	0	34184	34184	6,6%
	Total (ha)	179880	13277	285145	6818	34184	519304	100,0%
% área total	34,6%	2,6%	54,9%	1,3%	6,6%	100,0%		

No cenário pessimista, o aumento de 20% da taxa de desmatamento em relação ao BAU implicaria em uma perda de 125 mil ha de floresta. A redução de aproximadamente 59% para 35% da cobertura florestal da área de estudo e o aumento da agropecuária de 31% para 55% da região no mesmo período denotaria um cenário de elevada vulnerabilidade socioambiental. A classe de

formação natural não florestal aumentaria quase 2 mil ha no mesmo período, e a classe de área não vegetada aumentaria aproximadamente 47 ha nos 16 anos de análise.

Como visto na Equação 3.8, a perda florestal implica na emissão de gases de efeito estufa para a atmosfera. Isto posto, as emissões da área de estudo foram quantificadas para identificar o quanto o desmatamento contribuiu em relação às emissões estaduais de gases de efeito estufa entre 2014 e 2018, assim como foi avaliado o quanto os desmatamentos simulados nos três cenários de 2030 contribuiriam para o alcance das metas do PEAA em comparação aos números do Pará.

3.3.5 Contribuições das emissões de gases de efeito estufa provenientes das mudanças de uso da terra da área de estudo para o contexto paraense em 2018

As mudanças de uso da terra entre 2014 e 2018 foram avaliadas tanto para o ano de 2018 real (observado) quanto para o ano de 2018 simulado, considerando o desmatamento (em km²) e as emissões respectivas (em tCO₂eq) para mesmo período no estado do Pará, conforme Tabela 3.6.

Tabela 3.6 - Contribuições do desmatamento e das emissões de gases de efeito estufa em 2018 real e simulado na área de estudo para os valores médios de 2014-2018 do Pará.

Ano 2018	Perda florestal		Emissões anuais provenientes de perda florestal 2014-2018 (tCO ₂ eq/ano) ^c	Contribuição anual para a média estadual de 2441 km ² entre 2014 e 2018 ^d	Contribuição anual para a média estadual de 186 milhões de tCO ₂ eq entre 2014 e 2018 ^e
	Total 2014-2018 (km ²) ^a	Taxa anual 2014-2018 (km ² /ano) ^b			
Real	295,25	73,81	5.624.513	3,02%	3,02%
Simulado	299,34	74,83	5.702.376	3,07%	3,07%

a. Somatório das áreas de floresta convertidas em outras classes de cobertura da terra entre 2014 e 2018 considerando o ano de 2018 real e 2018 simulado;

b. Divisão do total 2014-2018 por 4 (número de saltos temporais, em anos) para obtenção da taxa anual de desmatamento;

c. Proporção matemática conforme Anexo I do PEAA, onde $1 \text{ km}^2 \text{ desmatado} = 76.200 \text{ tCO}_2\text{eq}$ (Equação 3.8);

d. Contribuição de desmatamento comparada à taxa estadual de PRODES/INPE entre 2014 e 2018, conforme Anexo I do PEAA (Tabela 3.4);

e. Contribuição de emissão de gases de efeito estufa comparada à emissão estadual no setor “mudança de uso da terra e florestas” entre 2014 e 2018, conforme Anexo I do PEAA (Tabela 3.4).

A área de estudo possui aproximadamente 5193 km² (519 mil ha, ou 0,52 Mha), enquanto que o estado do Pará possui 1.245.870,704 km² (125 Mha). Portanto, em termos de abrangência territorial, a região estudada representa somente 0,42% do território paraense, mas foi responsável por emitir 3,02% dos gases de efeito estufa do Pará entre 2014 e 2018 em função do desmatamento. A conversão de floresta em outras classes de cobertura da terra nesse período emitiu 5,6 milhões de tCO₂eq/ano.

O ano de 2018 simulado obteve resultados próximos ao de 2018 real, com uma variação de apenas 4 km² de área desmatada entre 2014 e 2018, com emissões anuais da ordem de 5,7 milhões de tCO₂eq/ano e contribuição de 3,07% das emissões do Pará no mesmo período. Nesse sentido, realizou-se a comparação das simulações de desmatamento em 2030 e suas respectivas emissões com as faixas preconizadas no Anexo I do PEAA.

3.3.6 Contribuições das emissões de gases de efeito estufa provenientes das mudanças de uso da terra da área de estudo para o contexto paraense em 2030

Os cenários simulados para 2030 apontaram a possibilidade de redução significativa da cobertura florestal na área de estudo. Nesse sentido, a Tabela 3.7 contém os cálculos de perda florestal entre 2014 e 2030 para os três cenários (BAU, otimista e pessimista), assim como as contribuições anuais do desmatamento e da emissão de gases de efeito estufa. Em outras palavras, a Tabela 3.7 exprime o quanto os três cenários contribuiriam, em %, para a meta do PEAA de desmatamento e emissão de gases de efeito estufa do Pará até 2030.

Tabela 3.7 - Contribuições do desmatamento e das emissões de gases de efeito estufa anuais dos cenários simulados na área de estudo para o alcance da meta do PEAA em 2030.

Cenário 2030	Perda florestal		Emissões anuais provenientes de perda florestal 2014-2030 (tCO ₂ eq/ano) ^c	Contribuição anual para a meta de 1538,3 km ² até 2030 ^d	Contribuição anual para a meta de 117 milhões de tCO ₂ eq até 2030 ^e
	Total 2014-2030 (km ²) ^a	Taxa anual 2014-2030 (km ² /ano) ^b			
BAU	1083,79	67,74	5.161.554	4,40%	4,41%
Otimista	901,37	56,34	4.292.782	3,66%	3,67%
Pessimista	1251,57	78,22	5.960.592	5,09%	5,09%

a. Somatório das áreas de floresta convertidas em formação natural não florestal, agropecuária ou área não vegetada entre 2014 e 2030 nos três cenários propostos (Quadros 3.2, 3.3 e 3.4);

b. Divisão do total 2014-2030 por 16 (número de saltos temporais, em anos) para obtenção da taxa anual de desmatamento;

c. Proporção matemática conforme Anexo I do PEAA, onde $1 \text{ km}^2 \text{ desmatado} = 76.200 \text{ tCO}_2\text{eq}$ (Equação 3.8);

d. Contribuição de desmatamento comparada à taxa estadual de PRODES/INPE estimada até 2030, conforme Anexo I do PEAA (Tabela 3.4);

e. Contribuição de emissão de gases de efeito estufa comparada à emissão estadual no setor “mudança de uso da terra e florestas” até 2030, conforme Anexo I do PEAA (Tabela 3.4).

Na Tabela 3.7, o cenário de conversão de floresta em outras classes de cobertura da terra seguindo a tendência de desmatamento de 2014 a 2018 (BAU) seria responsável por uma contribuição de 4,4% de desmatamento e emissões de gases de efeito estufa anuais do estado até 2030. Embora seja uma área substancialmente pequena em relação à área do Pará, essa região antropizada contribuiria com até 5,2 milhões de tCO₂eq/ano emitidos para a atmosfera em 16 anos.

No cenário otimista (redução de 20% da taxa de desmatamento em relação ao BAU), infere-se que a área de estudo contribuiria com 3,7% da taxa de desmatamento e emissão de gases de efeito estufa anuais do Pará até 2030. Neste cenário, um total de 901,37 km² seriam desmatados em 16 anos, com uma taxa líquida anual de desmatamento da ordem de 56,34 km²/ano. Essa perda florestal emitiria 4,3 milhões de tCO₂eq/ano nesse período.

Em um cenário pessimista (aumento de 20% da taxa de desmatamento em relação ao BAU), depreende-se que a região estudada poderia contribuir com até 5,1% do desmatamento e das emissões de gases de efeito estufa anuais do Pará até 2030. Esse desmatamento seria da ordem de 1251,57 km²

em 16 anos, ou ainda 78,22 km²/ano. Ressalta-se que, neste cenário, somente o desmatamento da região estudada seria responsável pela emissão de 6 milhões de tCO₂eq/ano durante 16 anos.

Para fins de comparação, o SEEG-Brasil estimou que o estado do Pará emitiu, para os setores de resíduos sólidos (3,1 MtCO₂eq) e processos industriais (1 MtCO₂eq), aproximadamente 4,1 milhões de tCO₂eq em 2022. Em outras palavras: mesmo sob uma condição otimista e considerando apenas as alterações de uso e cobertura da terra em uma pequena faixa no Nordeste Paraense, o desmatamento é capaz de emitir gases de efeito estufa que outros dois setores relevantes e também responsáveis por emissões nessa mesma jurisdição (SEEG, 2024).

Finalmente, é importante ressaltar que neste estudo foi analisada apenas a emissão de gases de efeito estufa em função do desmatamento, e não foram considerados outros aspectos de degradação ambiental também responsáveis pela emissão desses gases, como fogo, efeito de borda, corte seletivo etc. (Silva Junior *et al.*, 2021). Ademais, aspectos de sequestro de carbono, como regeneração natural e reflorestamento, não foram considerados, embora o PRVN considere esses fatores importantes tanto para redução da emissão de gases de efeito estufa quanto para o alcance da meta de recuperação de 56.500 km² (5,65 Mha) de vegetação até 2030 no território paraense (Pará, 2023).

3.4 Considerações finais

Neste estudo, foram criados três cenários futuros de uso e cobertura da terra para uma região compreendendo três bacias hidrográficas no Nordeste Paraense, Amazônia Oriental. O cenário-base considerou a tendência de desmatamento e as emissões de gases de efeito estufa entre 2014 e 2018, denominado BAU e, para fins de comparação, foram criados dois cenários alternativos, denominados “otimista” e “pessimista”, com redução e aumento de 20% de desmatamento em relação ao BAU, respectivamente. Através da modelagem identificou-se que, independentemente do cenário gerado, há uma tendência de aumento da perda florestal na região até 2030. Paralelamente a este impacto, poderão ocorrer emissões de gases de efeito estufa consideráveis – embora a região estudada represente menos de 0,5% do território paraense, sua contribuição de emissões poderá variar entre 3,67% e 5,09% da meta estadual de 117 milhões de tCO₂eq emitidos até 2030, preconizada no PEAA.

O PEAA e o PRVN têm direcionado esforços para a mitigação das emissões de gases de efeito estufa para atmosfera de forma integrada, sistemática e transversal. Essas políticas podem oferecer meios que viabilizem soluções para regiões antropizadas, como o Nordeste Paraense. Assim, as bacias hidrográficas estudadas podem passar por melhorias ambientais, a exemplo da recuperação e restauração de ecossistemas locais. As áreas de preservação permanente e de reserva legal devem ser priorizadas nesse processo para garantir a qualidade e quantidade de recursos hídricos, a melhoria do solo e promover a formação de corredores ecológicos. Esse conjunto de fatores poderão aumentar a oferta de serviços ecossistêmicos importantes na região, como o sequestro de carbono.

CAPÍTULO 4 NEXUS ÁGUA, ALIMENTO E ECOSISTEMAS APLICADO A UMA FAIXA COSTEIRA DO NORDESTE PARAENSE, AMAZÔNIA ORIENTAL

Resumo

A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável compreende 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) interdependentes. A abordagem Nexus Água-Alimento-Ecosistemas (WFE) pode fornecer conhecimentos úteis ao entendimento desses indicadores na Amazônia. Alinhar essa abordagem à Agenda 2030 e aos objetivos do Plano Estadual Amazônia Agora (PEAA) em contextos amazônicos é fundamental para apoiar decisões mais sustentáveis economicamente, socialmente e ambientalmente. O trabalho objetivou identificar desafios e oportunidades da aplicação da abordagem Nexus Água, Alimento e Ecosistemas em uma faixa costeira do Nordeste Paraense, Amazônia Oriental. A metodologia considerou as relações desses eixos nos ODS 2, 6, 8, 10 e 13 por meio de uma matriz de indicadores Nexus. A correlação de Pearson das principais variáveis para cada eixo apontou a influência de um sobre o outro na região estudada. No eixo água, houve elevada variabilidade de usos consuntivos, sendo Castanhal o município com maior uso consuntivo por abastecimento público relacionado ao crescimento populacional entre 2000 e 2022 ($r = 0,76$), obedecendo ao ODS 6. No eixo alimento, 8 em cada 10 das propriedades rurais são de agricultura familiar. Os imóveis rurais têm em média 23 ha, concentrando produção em mandioca, melancia, cana-de-açúcar, maracujá, pimenta-do-reino e coco-da-baía, além disso, há aumento da presença do dendê. As atividades de pesca e aquicultura destacam-se nos municípios costeiros de Maracanã e São Caetano de Odivelas e, embora essenciais para segurança alimentar (ODS 2 e 8), essas atividades sofrem com a elevada informalidade. No eixo de ecossistemas, houve expressivo desmatamento acumulado (39,45% a 86,88% da área municipal), com baixa conformidade ambiental na área estudada (variação de 23,91% a 69,85% dos imóveis rurais registrados no SICAR nos municípios). Alguns municípios têm até 36,32% da área territorial protegida por Unidades de Conservação (UCs), como Reservas Extrativistas (RESEX). Na relação água-alimento, apenas a proporção de propriedades rurais com irrigação (%) e com lavoura temporária (%) apresentaram correlação significativa negativa ($r = -0,62$). Na relação água-ecossistemas, não foram identificadas correlações significativas, mas reconhece-se que isso diz respeito apenas às variáveis coletadas, não representando, por exemplo, a relação entre mata ciliar e recursos hídricos locais. Na relação ecossistemas-alimento, identificaram-se correlações significativas, representando características de uso e cobertura da terra mutuamente exclusivas. Quanto à relação do Nexus com as políticas ambientais, foram apontadas soluções nas leis federais e estaduais, no PEAA e suas relações com os ODS da Agenda 2030. A abordagem Nexus permitiu identificar desafios na região, como baixa conformidade ambiental, pressão sobre recursos hídricos e florestais, pastagens degradadas e

indicadores socioeconômicos pouco expressivos. Porém, esses aspectos podem ser transformados em oportunidades de melhorias mediante aplicação efetiva das políticas ambientais mencionadas. O incentivo à adoção de SAFs, à recuperação de APPs hídricas e ao uso de culturas economicamente relevantes são oportunidades para melhorias socioeconômicas e ambientais na região.

Palavras-chave: Agenda 2030. Plano Estadual Amazônia Agora. Governança ambiental. Indicadores ambientais. Indicadores socioeconômicos.

Abstract

The 2030 Agenda for Sustainable Development comprises 17 interdependent Sustainable Development Goals (SDGs). The Water-Food-Ecosystems (WFE) Nexus approach can provide useful knowledge for understanding these indicators in the Amazon. Aligning this approach with the 2030 Agenda and the objectives of the Amazon Now State Plan (PEAA) in Amazonian contexts is essential to support more sustainable decisions economically, socially and environmentally. The work aimed to identify challenges and opportunities in applying the Nexus Water, Food and Ecosystems approach in a coastal strip of Pará's Northeast, Eastern Amazon. The methodology considered the relationships of these axes in SDGs 2, 6, 8, 10 and 13 through a matrix of Nexus indicators. The Pearson correlation of the main variables for each axis showed the influence of one on the other in the region studied. In the water axis, there was high variability in consumptive uses, with Castanhal being the municipality with the highest consumptive use for public supply related to population growth between 2000 and 2022 ($r = 0.76$), complying with SDG 6. In the food axis, 8 in every 10 of the rural properties are family farming. Rural properties have an average of 23 ha, concentrating production on cassava, watermelon, sugar cane, passion fruit, black pepper and coconut, in addition, there is an increased presence of palm oil. Fishing and aquaculture activities stand out in the coastal municipalities of Maracanã and São Caetano de Odivelas and, although essential for food security (SDGs 2 and 8), these activities suffer from high informality. In the ecosystem axis, there was significant accumulated deforestation (39.45% to 86.88% of the municipal area), with low environmental compliance in the studied area (variation from 23.91% to 69.85% of rural properties registered with SICAR in the municipalities). Some municipalities have up to 36.32% of their territorial area protected by Conservation Units (UCs), such as Extractive Reserves (RESEX). In the water-ecosystems relationship, no significant correlations were identified, but it is recognized that this only concerns the variables collected, not representing, for example, the relationship between riparian forest and local water resources. In the ecosystem-food relationship, significant correlations were identified, representing mutually exclusive land use and cover characteristics. Regarding the relationship between Nexus and environmental policies, solutions were identified in federal and state

laws, in the PEAA and its relationships with the SDGs of the 2030 Agenda. The Nexus approach made it possible to identify challenges in the region, such as low environmental compliance, pressure on water and forest resources, degraded pastures and low socioeconomic indicators. However, these aspects can be transformed into opportunities for improvements through effective application of the environmental policies mentioned. Encouraging the adoption of Agroforestry Systems (SAFs), the recovery of water Permanent Preservations Areas (APPs) and the use of economically relevant crops are opportunities for socioeconomic and environmental improvements in the region.

Keywords: 2030 Agenda. Amazon Now State Plan. Environmental governance. Environmental indicators. Socioeconomic indicators.

4.1 Introdução

O crescimento global da demanda por água, energia, alimento e outros recursos naturais é impulsionado por fatores como crescimento e mobilidade populacional, desenvolvimento sustentável, comércio internacional, urbanização, mudanças de estilo de vida, modificações culturais e tecnológicas e mudança climática (FAO, 2014). Nesse contexto, a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável tem promovido aspectos fundamentais para o alcance da sustentabilidade a nível mundial, englobando 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) e 169 metas. Essa Agenda é considerada um importante plano de ação adotado em 2015 por diversos países, incluindo o Brasil (UN, 2015). Logo, observar os ODS de forma interdependente, ou seja, por meio de uma abordagem Nexus, é fundamental para formular e executar coerentemente políticas para o desenvolvimento sustentável (Nhamo *et al.*, 2020).

O Nexus Água-Alimento-Ecossistemas (Water-Food-Ecosystems – WFE) pode subsidiar o alcance dos ODS na Amazônia brasileira. A Amazônia pode ser investigada sob diferentes óticas e, sob a lente das “Cinco Amazônias”, a “Amazônia Desmatada” seria um dos principais espaços para a transição para uma Economia de Baixo Carbono (Veríssimo *et al.*, 2022). A parte desmatada da Amazônia compreende o resultado do arco do desmatamento, se estendendo do sudoeste à faixa leste da Amazônia Legal, e concentra mais de 75% de toda fronteira de desmatamento da Amazônia Legal. Esta região devastada compreende 11% da Amazônia Legal, com vegetação secundária em diferentes estágios sucessionais, abriga nove milhões de habitantes, e detém grandes redes de malhas viárias. Algumas oportunidades identificadas para essa região perpassam pela melhoria de oferta de serviços (como educação e saúde), pelo aumento de eficiência dos usos da terra (como agropecuária) e pelo incentivo à restauração florestal (como o plantio de árvores nativas e de espécies de valor econômico agregado) (Veríssimo *et al.*, 2022).

No Pará, a macropolítica ambiental vigente é o Plano Estadual Amazônia Agora (PEAA), instituído pelo Decreto Estadual nº 941-2020 (Pará, 2020a). O PEAA é a plataforma de ação do Estado do Pará que visa estabelecer o modelo de desenvolvimento baseado na conservação e valorização de ativos ambientais, no aumento da eficiência das cadeias produtivas e na melhoria das condições socioambientais no campo. Assim, o PEAA busca a concretização de diferentes ODS no ambiente rural, a citar: i) fome zero e agricultura sustentável (ODS 2); ii) igualdade de gênero (ODS 5); iii) trabalho decente e crescimento econômico (ODS 8); iv) redução das desigualdades (ODS 10); v) consumo e produção responsáveis (ODS 12); vi) ação contra a mudança global do clima (ODS 13); vii) vida terrestre (ODS 15); e viii) parceria e meios de implementação (ODS 17) (Pará, 2020a).

O PEAA possui quatro finalidades: i) alcance, em escala estadual, dos ODS da Agenda 2030; ii) efetivação dos instrumentos de contribuição para o alcance de resultados e o cumprimento das salvaguardas do mecanismo de “Redução das Emissões por Desmatamento, Degradação Florestal, Conservação Ambiental, Manejo Sustentável das Florestas e Aumento dos Estoques de Carbono Florestais” (REDD+), conforme a regulamentação federal sobre o tema; iii) implementação de contribuições do Pará aos compromissos globais de desenvolvimento sustentável, especialmente a pretendida Contribuição Nacionalmente Determinada (intended Nationally Determined Contribution – iNDC), firmada pelo Brasil na Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima (UNFCCC) no escopo do Acordo de Paris (Brasil, 2016); e iv) incentivo a atividades que promovam a prevenção e mitigação de emissões de gases de efeito estufa; a prevenção, o controle e alternativas ao desmatamento; e as estratégias ambientais, econômicas, financeiras e fiscais para proteção ambiental no Estado do Pará, nos termos do Art. 30 da Política Estadual sobre Mudanças Climáticas do Pará (PEMC/PA, Lei Estadual nº 9.048-2020) (Pará, 2020c).

Em função da relevância econômica, social e ambiental do Nordeste Paraense, na Amazônia Oriental, a análise Nexus WFE pode ser relevante aos tomadores de decisão e às partes interessadas na implementação do PEAA na região. Para efetivação dos objetivos desse Plano, é importante observar a escala da paisagem de modo a reconciliar agricultura, conservação ambiental e outros usos da terra nas esferas sociais, ecológicas e econômicas (Timko *et al.*, 2018). Deve-se, portanto, objetivar a proteção das florestas, de modo a garantir a continuidade da provisão de serviços ecossistêmicos (SEs) e assegurar que outros usos da terra importantes, como agricultura e pecuária, sejam manejados adequadamente e não invadam desnecessariamente Unidades de Conservação (UCs) e Áreas de Preservação Permanente (APPs), por exemplo (Cohn *et al.*, 2014). Assim, através do apoio de diferentes atores e de abordagens integradas, é possível adotar sistemas de gestão mais sustentáveis, com os atores locais possuindo papéis vitais nesse elo (Larsen *et al.*, 2018).

O PEAA possui 16 objetivos específicos, onde pelo menos 7 tratam transversalmente do Nexus WFE: i) ampliar os estoques de carbono no território paraense por meio do progressivo

incremento de áreas de floresta, a partir da implementação de instrumentos de recuperação ambiental disponíveis; ii) aumentar a produtividade por meio da assistência técnica e extensão rural (ATER), gerencial e inovação tecnológica para o campo, livre de desmatamento e adepta às boas práticas socioambientais e à proteção da biodiversidade e dos ciclos hidrológicos; iii) estimular o incentivo a serviços ambientais e pagamento por serviços ambientais (PSAs) e ao pagamento por resultados, por meio de mecanismo de REDD+; iv) fomentar a criação de UCs, promovendo-as socioeconomicamente, para preservação e restauração da diversidade dos ecossistemas naturais e dos ciclos hidrológicos; v) impulsionar a regularização ambiental, fundiária e zoofitossanitária dos imóveis rurais, considerando a recuperação das áreas degradadas ou alteradas; vi) incentivar a descentralização da gestão ambiental e das políticas públicas das Regiões de Integração do Pará; e vii) promover o ordenamento territorial e a regularização ambiental como incentivo ao desenvolvimento rural sustentável e a uma cultura de paz no campo (Pará, 2020a).

O Nordeste Paraense pode ser amplamente beneficiado pelo PEAA, haja vista que o histórico de antropização dessa região causou perda significativa de recursos ambientais, como as APPs hídricas (Cordeiro; Arbage; Schwartz, 2017). APPs hídricas constituem vegetações ripárias (ou matas ciliares), as quais estabelecem interface entre os ecossistemas terrestres e aquáticos, possuindo importante papel na transferência de nutrientes e sedimentos (Mello *et al.*, 2017; Monteiro *et al.*, 2016). Essa vegetação protege contra erosão, retém poluentes e beneficia tanto a qualidade de vida humana quanto a sobrevivência de espécies aquáticas (Tanaka *et al.*, 2016). Nesse sentido, destaca-se o ODS 15 (vida terrestre), pois visa proteger, recuperar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, gerir de forma sustentável as florestas, combater a desertificação, deter e reverter a degradação da terra e deter a perda de biodiversidade (UN, 2015).

Além dos desafios mencionados, os municípios do Nordeste Paraense necessitam de ordenamento territorial, pois muitas áreas da região são classificadas como “Extremamente Alta” tanto para importância biológica quanto prioridade de ação, segundo o Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira (PROBIO, Instrução Normativa nº 463-2018) (Brasil, 2018; Coelho *et al.*, 2018). Essas áreas de extrema importância biológica e prioridade de ação do PROBIO sobrepõem a área proposta neste estudo, e compreendem o Centro de Endemismo de Belém, a região com maior vulnerabilidade da biodiversidade em função da fragmentação de ecossistemas e carência de conectividade das florestas locais (Castro *et al.*, 2020).

O contexto histórico do Nordeste Paraense se configurou pela prática da agricultura deste o século XIX, sendo esta região uma das primeiras áreas de colonização amazônica, tendo sido utilizada como um dos principais centros de fornecimento de alimentos, fibras e insumos energéticos para a economia do Pará. No passar dos anos, O Nordeste Paraense aglutinou muitos investimentos públicos e privados, no entanto, não obteve desenvolvimento econômico, social e ambiental para sua

população. Ademais, esse caminho de lógica desenvolvimentista foi impulsionado pela construção da Estrada de Ferro de Bragança, ao final do século XIX, e, desde então, o Nordeste Paraense passou a congregiar diferentes projetos de apoio logísticos e de escoamento produtivo, como a rodovia “Belém-Brasília” (BR-010), rodovia “Pedro Teixeira” (BR-316) e a “Alça Viária” (PA-483) (Rebello; Homma, 2017).

Nesse contexto, observar faixas da Amazônia Oriental sob as lentes do Nexus WFE pode trazer contribuições para a realidade local, especialmente na promoção das finalidades e dos objetivos do PEAA. Portanto, o objetivo deste trabalho é identificar desafios e oportunidades da aplicação da abordagem Nexus Água, Alimento e Ecossistemas a uma faixa costeira do Nordeste Paraense, Amazônia Oriental.

4.2 Material e métodos

4.2.1 Área de estudo

Neste estudo, a área de estudo adotada foi a Região de Integração (RI) Guamá, utilizada pelo Governo do Pará para implementação da gestão (Pará, 2008). A RI Guamá está inserida no Nordeste Paraense, Amazônia Oriental, e seus municípios apresentam semelhanças de ocupação, nível social e dinamismo econômico (Pará, 2008, 2019b). A região tem população estimada de 467.354 habitantes (IBGE, 2023) e compreende 12 municípios: Castanhal, Curuçá, Igarapé-Açu, Magalhães Barata, Maracanã, Marapanim, Santo Antônio do Tauá, São Caetano de Odívelas, São Francisco do Pará, São João da Ponta, Terra Alta e Vigia, conforme Figura 4.1.

Figura 4.1 - Área de estudo contendo municípios da faixa costeira do Nordeste Paraense. O Nexus Água, Alimento e Ecossistemas se relaciona com os ODS da Agenda 2030 no escopo do PEAA.



Fonte: Autoria própria.

A região estudada tem interface costeira, rural e urbana, e possui diferentes atores: ribeirinhos, comunitários/extrativistas, pequenos produtores rurais e população urbana (Abreu *et al.*, 2020; Santos *et al.*, 2020b). Os municípios costeiros compõem os Setores 3 (Continental Estuarino) e 4 (Flúvio-Marítimo) da Zona Costeira do Pará (ZCPA) (Abreu *et al.*, 2020). A ZCPA foi estabelecida pela Política Estadual de Gerenciamento Costeiro (PEGC/PA, Lei Estadual nº 9.064-2020), a qual converge com o PEAA sobre a gestão do território e dos recursos naturais (Pará, 2020e).

A classificação climática de Köppen-Geiger da região é Af, do tipo equatorial com padrão de precipitação totalmente úmido (Kottek *et al.*, 2006; Yoo; Rohli, 2016). Segundo registros das estações meteorológicas mais próximas da área de estudo (Belém à sudoeste, Soure à oeste e Tracuateua à leste), entre 1988 e 2018, o acumulado mensal médio de chuva foi 514 e 50 mm nos meses de março (maior média) e setembro (menor média), respectivamente; e a média da temperatura máxima e mínima foi de 32 e 23 °C nos meses de novembro e julho, respectivamente (INMET, 2019). Essa elevada pluviosidade implica em uma elevada disponibilidade hídrica quantitativa, mas sem garantia de disponibilidade hídrica qualitativa para os ambientes urbanos locais.

Conforme o Manual Técnico da Vegetação Brasileira e o Projeto RadamBrasil (Brasil, 1974; IBGE, 2012), ocorrem na região as seguintes vegetações: i) floresta ombrófila densa (aluvial e de

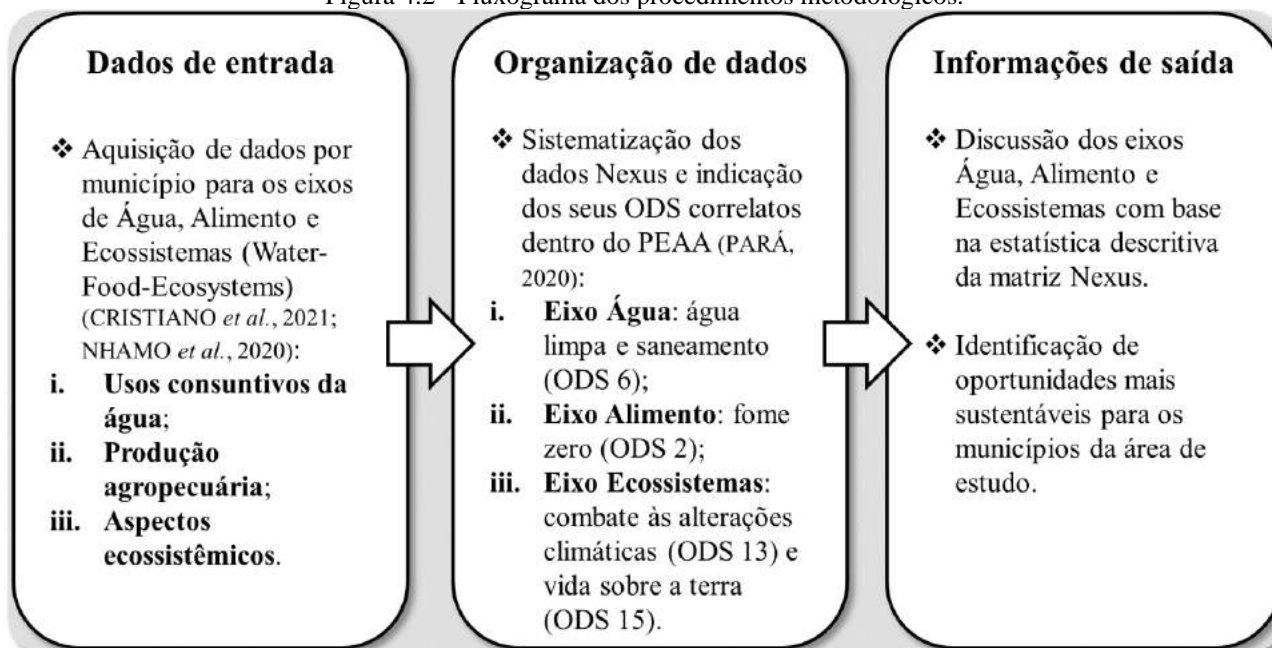
terras baixas); ii) campinarana arborizada; iii) formações pioneiras com influência fluvial (e/ou lacustre herbácea sem palmeiras), fluviomarinha (herbácea e arbórea) e marinha arbustiva; iv) savana parque sem floresta-de-galeria; v) agricultura com culturas cíclicas; vi) pecuária (pastagens); e vii) vegetação secundária (com palmeiras e sem palmeiras).

Em relação às áreas ambientalmente protegidas, a área de estudo comporta nove UCs, as quais recobrem aproximadamente 100 mil ha de extensão e protegem principalmente o ecossistema de manguezal: i) Refúgio de Vida Silvestre (REVIS) Padre Sérgio Tonetto; ii) Reserva Extrativista (RESEX) Mãe Grande de Curuçá; iii) RESEX Maracanã; iv) RESEX Marinha Cuinarana; v) RESEX Marinha Mestre Lucindo; vi) RESEX Marinha Mocapajuba; vii) RESEX São João da Ponta; viii) Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS) Campo das Mangabas; e ix) Área de Proteção Ambiental (APA) de Algodual-Maiandeuá.

4.2.2 Procedimentos metodológicos

O fluxograma metodológico da Figura 4.2 mostra os procedimentos adotados no estudo.

Figura 4.2 - Fluxograma dos procedimentos metodológicos.




Fonte: Adaptado de Cristiano; Deidda; Viola (2021); Nhamo *et al.* (2020); Pará (2020a).

A abordagem Nexus foi adaptada como uma ferramenta conceitual para os eixos de Água, Alimento e Ecossistemas. Os dados coletados foram sistematizados com base em matrizes inspiradas nos trabalhos de Cristiano, Deidda e Viola (2021) e Nhamo *et al.* (2020). Cristiano, Deidda e Viola (2021) apontam as relações do Nexus para o cumprimento da Agenda 2030, interpretando a matriz em um contexto de revisão de literatura voltado às cidades sustentáveis e resilientes. Nhamo *et al.* (2020) explicam que a análise Nexus fornece conhecimentos úteis ao planejamento, à identificação e à mitigação de riscos e ao aumento da resiliência.

Os autores acima entendem que objetivo da matriz Nexus é aumentar a disponibilidade e acessibilidade de recursos ambientais, melhorar a produtividade e atingir os ODS através da compreensão das interações socioeconômicas e ambientais locais. Nesse sentido, foram coletados e sistematizados dados de Água, Alimento e Ecossistemas para os 12 municípios da área de estudo, compreendendo também os aspectos dos ODS da Agenda 2030, conforme Tabela 4.1.

Tabela 4.1 - Dados municipais para análise Nexus WFE, considerando os ODS da Agenda 2030.

Eixo Nexus	ODS correlatos	Dados	Fontes	Anos adotados
Água		Usos consuntivos da água	ANA ¹	2022
		Abastecimento de água	SNIS ²	2020
		Esgotamento sanitário adequado	IBGE ³	2010
		Cisterna em propriedades rurais	IBGE	2017
		Irrigação	IBGE	2017
Alimento		Produção de lavouras permanentes	IBGE, FAPESPA ⁴	2017 e 2019
		Produção de lavouras temporárias	IBGE, FAPESPA	2017 e 2019
		Produção pecuária	IBGE, FAPESPA	2017 e 2019
		Produção aquícola	SEDAP ⁵	2019
		Pastagens degradadas	MapBiomass	2020
Ecossistemas		Desmatamento acumulado	INPE ⁶	1988-2007
		Incremento anual de desmatamento	INPE	2008-2021
		Percentual de CAR	SICAR ⁷ – SEMAS ⁸	2022
		APPs hídricas	SICAR – SEMAS	2022
		Área de RL	SICAR – SEMAS	2022
		Área de UCs	IDEFLOR-BIO ⁹ e ICMBIO ¹⁰	2022
Aspectos socioeconômicos		População estimada	IBGE	2000 e 2022
		PIB per capita	IBGE	2019
		IDHM	PNUD ¹¹	2010

¹ Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico; ² Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento; ³ Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; ⁴ Fundação Amazônia de Amparo a Estudos e Pesquisas; ⁵ Secretaria de Estado de Desenvolvimento Agropecuário e da Pesca; ⁶ Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais; ⁷ Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural; ⁸ Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Sustentabilidade do Pará; ⁹ Instituto de Desenvolvimento Florestal e da Biodiversidade do Estado do Pará; ¹⁰ Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade; ¹¹ Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento.

Os dados oficiais recentes e publicamente acessíveis foram usados para exprimir a situação ambiental, econômica e social da área de estudo até 2022. Apesar das limitações, inconsistências e desatualizações das bases de dados locais, a compilação dos dados da Tabela 4.1 foi fundamental para apontar oportunidades de melhoria da sustentabilidade da região, tendo como base o PEAA.

Os dados de água, alimento e ecossistemas foram organizados em planilhas eletrônicas, compondo uma matriz de indicadores Nexus, conforme Apêndice C. Os eixos foram discutidos individualmente com base nessa matriz, com ênfase à estatística descritiva concernente ao município ou à variável propriamente dita.

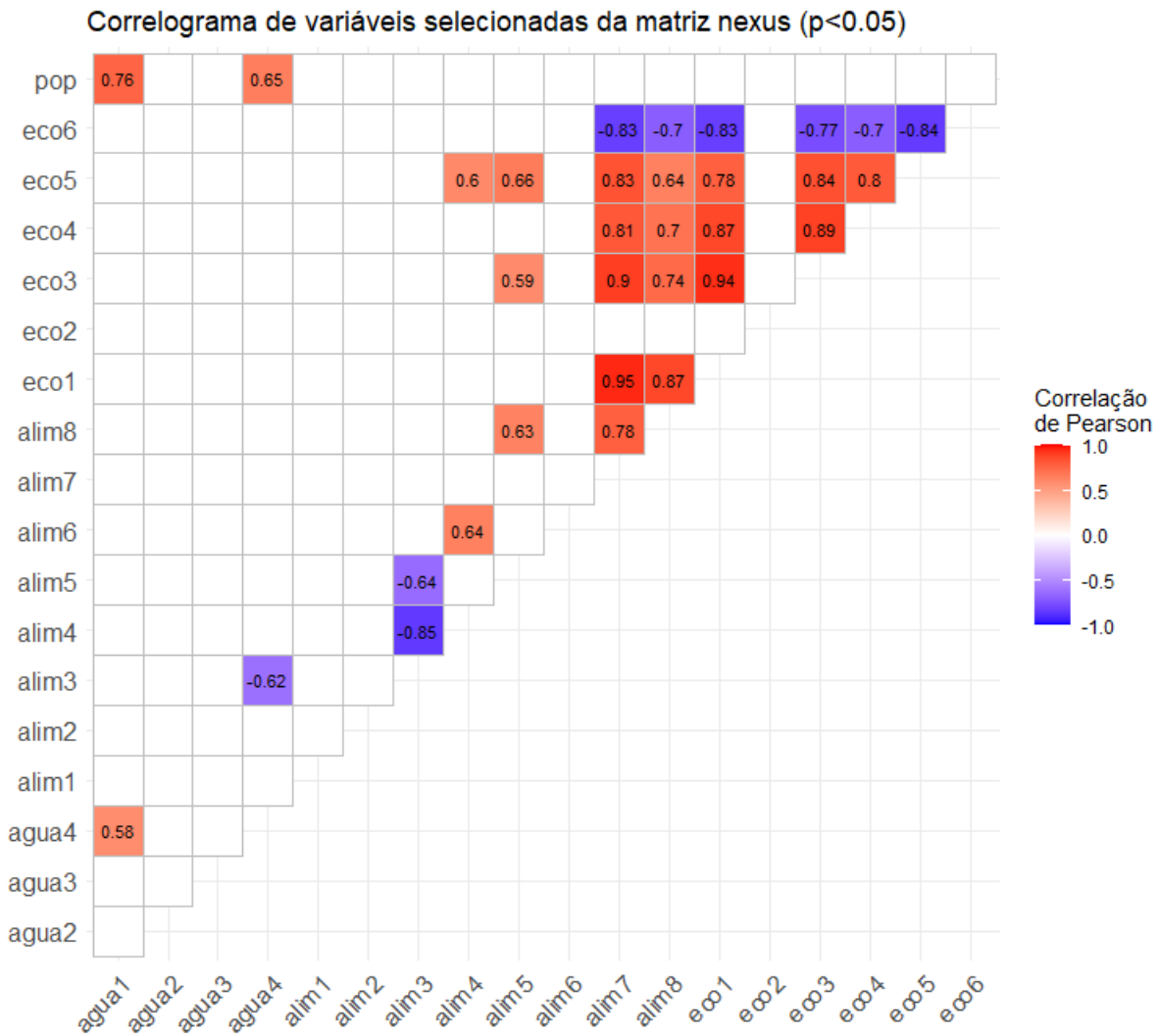
As variáveis adquiridas em taxas percentuais ou transformáveis em percentuais proporcionais à área territorial do município foram selecionadas e tratadas estatisticamente em ambiente R. As transformações percentuais serviram para evitar discrepâncias quantitativas entre os municípios. Os dados selecionados foram usados para verificação de correlação de Pearson. Com base nessas correlações, foi composto um correlograma de inter-relações de água-alimento, água-ecossistemas e ecossistemas-alimento.

4.3 Resultados e discussão

4.3.1 Correlograma de inter-relações dos eixos Nexus

O correlograma da Figura 4.3 foi composto para indicar correlações significativas entre as variáveis de taxas percentuais e proporções de variáveis em relação à área territorial de cada município. Além disso, as informações sobre variação populacional entre 2000 e 2022 foram correlacionadas com as variáveis Nexus de modo a identificar possíveis pressões antrópicas sobre aspectos de Água, Alimento e Ecossistemas.

Figura 4.3 - Correlações significativas das variáveis Nexus selecionadas.



Onde:

pop = variação populacional (2000-2022) dos municípios (%)

agua1 = abastecimento urbano (%)

agua2 = esgotamento sanitário adequado (%)

agua3 = proporção de cisternas em propriedades rurais (%)

agua4 = proporção de propriedades rurais com irrigação (%)

alim1 = número de estabelecimentos agropecuários (n)

alim2 = área média dos estabelecimentos agropecuários (ha)

alim3 = proporção de propriedades rurais com lavoura temporária (%)

alim4 = proporção de propriedades rurais com lavoura permanente (%)

alim5 = proporção de propriedades rurais com pecuária (%)

alim6 = proporção de propriedades rurais com agricultura familiar (%)

alim7 = área de pastagem sem degradação proporcional à área do município (%)

alim8 = área de pastagem com algum grau de degradação proporcional à área do município (%)

eco1 = área de desmatamento acumulado (1988-2007) proporcional à área do município (%)

eco2 = área de incremento de desmatamento (2008-2021) proporcional à área do município (%)

eco3 = propriedades rurais cadastráveis com registros de CAR (%)

eco4 = APP hídrica proporcional à área do município (%)

eco5 = área de RL proporcional à área do município (%)

eco6 = área de UCs proporcional à área do município (%)

4.3.1.1 O eixo água

Houve grande variabilidade de usos consuntivos da água entre os municípios. Castanhal foi o município com maior consumo de água (0,21 m³/s) e percentual de abastecimento público (43,9%). Esses valores estão associados à sua elevada população (205 mil habitantes), se comparado com os demais municípios da área de estudo. Isso é reiterado pela correlação positiva e significativa entre o crescimento populacional entre 2000 e 2022 e o abastecimento urbano no período analisado (r de Pearson de 0,76). O abastecimento público deve garantir água em qualidade e quantidade adequadas para a população, conforme ODS 6. A irrigação também apresentou correlação positiva e significativa com o crescimento populacional, com r de Pearson de 0,65.

A predominância de uso consuntivo de água no município é o abastecimento urbano (0,11 m³/s), em função da concentração populacional na faixa urbana. Apesar disso, Castanhal contou com apenas 36% de cobertura de esgotamento sanitário adequado no período analisado. Ademais, cerca de 37,7% dos imóveis rurais compreendiam água para uso na irrigação, e 27% utilizavam água em cisternas. A disponibilidade hídrica relativamente abundante de Castanhal em relação aos demais municípios associa-se ao fato de o município ficar localizado na área de cabeceira da bacia hidrográfica da região.

Os municípios com menores consumo de água foram São João da Ponta e Magalhães Barata, empatados com valor de 0,01 m³/s. Para ambos os municípios, o abastecimento rural (0,00488 e 0,00426 m³/s, respectivamente) foi o uso preponderante. Cerca de 28,73% dos imóveis rurais de São João da Ponta utilizavam água para irrigação, enquanto 16,78% dos imóveis rurais de Magalhães Barata faziam esse tipo de uso. Aproximadamente 23% dos imóveis rurais de Magalhães Barata faziam uso de cisternas, enquanto São João da Ponta não apresentou registros de uso de água em cisternas. Apenas 4% do município de Magalhães Barata apresentou abastecimento de água, e não há dados dessa natureza para São João da Ponta. Esses números aparentemente baixos podem indicar o elevado grau de informalidade de uso da água na região, onde é comum a utilização de poços para suprimento de necessidades básicas.

Magalhães Barata apresentou o maior percentual de esgotamento sanitário adequado, com 48,6% de cobertura no período analisado, seguido por Maracanã (41,5%) e São Francisco do Pará (38,6%). Por outro lado, outros municípios apresentam cobertura de esgotamento sanitário quase inexistente, como é o caso de Terra Alta (0,7%), Igarapé-Açu (1,8%) e Marapanim (2,7%). Esses percentuais baixos indicam risco de contaminação hídrica por falta de esgotamento sanitário adequado nesses territórios, o que também pode implicar na redução da qualidade dos recursos hídricos no sentido dos exutórios das bacias hidrográficas da área de estudo.

Para outros usos consuntivos da água, destaca-se que Castanhal apresentou um consumo expressivo para fim industrial (0,03 m³/s), enquanto Vigia obteve o maior consumo de água para fins de mineração (0,00056 m³/s).

4.3.1.2 O eixo alimento

A atividade de agricultura familiar ocorreu em elevada proporção na maioria dos municípios estudados. Em média, 8 em cada 10 propriedades rurais da região possuem essa característica, a qual ocorre historicamente no Nordeste Paraense (Cordeiro *et al.*, 2017). Além disso, destaca-se a presença de dendezaís na área de estudo – uma cultura não nativa da região amazônica que vem sendo plantada principalmente na modalidade de monocultivo no Nordeste Paraense (Santos; Farias; Lopes, 2020).

Igarapé-Açu foi o município com maior número de estabelecimentos agropecuários registrados na área de estudo, totalizando 2126 unidades. A área média dos estabelecimentos rurais no município foi de aproximadamente 23 ha, com 80,53% composto de agricultura familiar. Cerca de 63% desses estabelecimentos se dedicam à atividade de lavoura temporária, e 21% detêm alguma atividade envolvendo lavouras permanentes. Além disso, 7% das propriedades rurais de Igarapé-Açu possuem atividade pecuária. Em termos de produção de alimentos oriundos dessa atividade, Igarapé-Açu conta com maior proporção concentrada para aves (carne e ovos); além disso, cerca de 14,6% das pastagens do município possuem algum grau de degradação (moderada ou severa). No quesito de lavouras temporárias, o município concentra boa parte da produtividade na mandioca (aproximadamente 16500 kg/ha), seguido de melancia (1760 kg/ha) e cana-de-açúcar (900 kg/ha). Para lavouras permanentes, Igarapé-Açu lidera, na área de estudo abordada, a produção de dendê (cacho de coco), com aproximadamente 63000 toneladas produzidas em 2019; outras culturas permanentes que podem ser destacadas para o município são maracujá (3000 t), pimenta-do-reino (2040 t) e coco-da-baía (1800 t).

Terra Alta apresentou o menor número de estabelecimentos agropecuários, contando com 104 unidades. A área média dos estabelecimentos no município foi de 20 ha, onde 97% deles eram do tipo agricultura familiar, o maior percentual na área de estudo. Aproximadamente 54% dos estabelecimentos contavam com pelo menos uma atividade de lavoura temporária, 38% com alguma atividade de lavoura permanente e 6,7% com alguma atividade pecuária. Cerca de 11,64% do território de Terra Alta possuía pastagem com algum grau de degradação em 2020. A produção de mandioca (1120 kg/ha) é a atividade de lavoura temporária líder no município, seguida de abacaxi (125 frutos/ha) e milho (4 kg/ha). Para culturas perenes, Terra Alta produziu aproximadamente 4500 t de dendê, 300 t de culturas cítricas (150 t de laranja, 150 t de limão) e 120 t de banana.

Em relação à pesca, o município de Maracanã possui os maiores registros para essa atividade, com 3,47% das propriedades rurais contendo essa tipologia, seguido de Magalhães Barata (2,95%) e

Igarapé-Açu (0,24%). No que diz respeito à aquicultura (criação de peixes, crustáceos, moluscos, algas etc.), o município de São Caetano de Odivelas possui 1,44% dos seus imóveis rurais contemplando essas atividades, seguido de Curuçá (1,06%) e Castanhal (0,81%).

Em relação à produção aquícola, o município de Castanhal produziu 160 t de tambaqui em 2019, seguido de Igarapé-Açu (18,5 t) e Magalhães Barata (17 t), o mesmo padrão foi encontrado para a tilápia, mas com registros apenas para Castanhal (16 t) e Igarapé-Açu (6,5 t). Outros produtos aquícolas que merecem destaque são os alevinos, produzidos em Igarapé-Açu (2300 milheiros em 2019), as ostras, vieiras e mexilhões produzidas em Maracanã (40 t), Curuçá (6,5 t) e São Caetano de Odivelas (5,4 t), o camarão produzido em Curuçá (55 t), além de sementes de moluscos (2700 milheiros) produzidos em Curuçá.

Ressalta-se que os números de extrativismo e aquicultura são subestimativas da realidade local, considerando o inerente grau de informalidade dessas atividades e a baixa consistência de levantamentos estatísticos para esses dados na região. Porém, é fundamental frisar que as atividades extrativas e aquícolas são fundamentais para a subsistência dos extrativistas das RESEX na área estudada, garantindo segurança alimentar e sustentabilidade financeira às comunidades locais (ODS 2 e 8). Para Vale *et al.* (2018), a pesca artesanal e a coleta de caranguejo são as principais atividades econômicas do município de São Caetano de Odivelas, em função da existência da RESEX Marinha Mocapajuba. Adicionalmente, estima-se que 60% dos caranguejos extraídos no Pará são oriundos de UCs federais (IDSM, 2020), denotando a importância dessa espécie para a segurança alimentar e econômica das populações locais.

No que tange a produção de alimentos de cadeias específicas, destaca-se que Castanhal apresentou o maior efetivo de galináceos no período estudado, com aproximadamente 3,9 milhões de cabeças. Por outro lado, Santo Antônio do Tauá apresentou o maior efetivo de bovino no mesmo período, com quase 57 mil cabeças de gado. Para culturas temporárias, todos os municípios apresentaram algum grau de produção de mandioca, milho e abacaxi. Para culturas perenes, destaca-se que o dendê possui abrangência significativa na região. Outras culturas perenes adotadas nos municípios são pimenta-do-reino, culturas cítricas (laranja e limão), maracujá, coco-da-baía e banana.

4.3.1.3 O eixo ecossistemas

O desmatamento acumulado foi expressivo para todos os municípios da área estudada. Considerando o acúmulo detectado pelo PRODES entre 1988 e 2007, os municípios com maiores taxas de desmatamento por corte raso proporcional à área territorial foram São Francisco do Pará (86,88%), Castanhal (86,65%) e Igarapé-Açu (86,17%); os municípios com as menores taxas foram Maracanã (39,45%), Curuçá (39,83%) e São Caetano de Odivelas (48,64%). Esses percentuais exprimem que esses territórios já sofreram pelo menos uma remoção por corte raso da vegetação

existente antes do marco legal do CFB (22 de julho de 2008) – atualmente essas áreas são consideradas consolidadas pela mesma Lei e são compostas por vegetação secundária em diferentes estágios sucessionais.

Em termos de incremento de desmatamento entre 2008 e 2021, os municípios que apresentaram maiores proporções de áreas desmatadas por faixa territorial foram São João da Ponta (6,11%), Terra Alta (2,01%) e São Caetano de Odivelas (1,99%). Isso implica na remoção de vegetação para além das faixas permissíveis no CFB, implicando algum grau de ilegalidade por remoção de áreas de RL e/ou APPs.

A conformidade ambiental para o CAR é pouco expressiva na região. Os municípios com maiores percentuais de imóveis rurais cadastrados no SICAR até 2022 foram Terra Alta (69,85%), Castanhal (69,74%) e São Francisco do Pará (62,21%). Os municípios com menores percentuais foram Curuçá (23,91%), Maracanã (32,39%) e Marapanim (35,12%). Os baixos percentuais de CAR podem transcorrer na falta de conformidade ambiental, na dificuldade de acesso dos produtores familiares ao crédito rural e na gestão socioambiental ineficiente nesses territórios. Essas falhas podem estar fundamentadas na falta de documentação decorrente da elevada informalidade na região.

Em termos de área de RL proporcional à área territorial, os municípios com maiores faixas foram Terra Alta (22,67%), Vigia (18,92%) e empate entre Igarapé-Açu e São Francisco do Pará (18,35%). Esses valores implicam dizer que boa parte desses territórios são recobertos por áreas de RL. Os municípios com menores valores proporcionais de áreas de RL por faixa territorial foram Magalhães Barata (5,18%), Curuçá (6,49%) e Maracanã (7,86%). Esses valores podem aumentar quando esses municípios passarem a ter números mais expressivos de registros no SICAR.

A proporção de APPs hídricas por área territorial segue o mesmo padrão das áreas de RL e percentual de CAR previamente descritos. Os municípios com as maiores faixas de APPs hídricas proporcionais à área territorial foram Terra Alta (5,78%), Igarapé-Açu (5,03%) e São Francisco do Pará (4,5%). Os municípios com menores valores foram Curuçá (0,97%), Marapanim (1,29%) e Maracanã (1,74%). Considerando a baixa aderência dos imóveis rurais ao SICAR na área de estudo, presume-se que esses valores sejam subestimativas da proporcionalidade de APPs em relação às áreas territoriais para esses municípios.

Em relação às UCs, destaca-se que os municípios de Castanhal, Igarapé-Açu, Santo Antônio do Tauá, São Francisco do Pará, Terra Alta e Vigia não são recobertos por UCs estaduais ou federais. Por outro lado, os demais municípios que possuem essas áreas protegidas detêm grandes faixas territoriais ambientalmente protegidas proporcionalmente à área territorial, como Curuçá (36,32%), São Caetano de Odivelas (34,14%) e Magalhães Barata (33,52%). Cabe sublinhar que as áreas de UCs presentes na área de estudo compõem um cinturão de corredores ecológicos composto principalmente de manguezal, mas que poderia se somar de forma mais consistente às demais APPs

hídricas e áreas de RL locais. Essas áreas ambientalmente protegidas notoriamente sofrem pressão do avanço de lavouras temporárias, lavouras perenes e pastagem na região, como notado nas grandes áreas consolidadas que circunvizinham as classes vegetais.

4.3.1.4 Relação Água-Alimento

Apenas as variáveis de “proporção de propriedades rurais com irrigação (%)” (agua4) e “proporção de propriedades rurais com lavoura temporária (%)” (alim3) apresentaram correlação significativa ($p < 0,05$), com $r = -0,62$, indicando correlação negativa moderada. Isso implica dizer que quanto mais as propriedades rurais de um município apresentavam irrigação, menores as chances de possuírem alguma tipologia de lavoura temporária. Isso reitera a característica de demanda hídrica das lavouras permanentes na região, as quais requerem cuidados com irrigação, a exemplo das culturas de dendê, citros e pimenta-do-reino.

Os municípios de São João da Ponta, Marapanim, Magalhães Barata, Maracanã e Terra Alta apresentaram mais atividades envolvendo alguma lavoura temporária e apresentaram pouca aplicação da irrigação nas suas culturas perenes. Esses municípios concentraram sua produtividade nas lavouras de mandioca, abacaxi, melancia, feijão e milho.

As propriedades rurais dos municípios de Santo Antônio do Tauá, Curuçá, Castanhal, Igarapé-Açu, Vigia e São Caetano de Odivelas aplicaram mais irrigação às suas culturas, possivelmente em função da maior ênfase às lavouras perenes nessas localidades. Algumas culturas permanentes identificadas nesses municípios foram banana, coco-da-baía, dendê, laranja, limão, mamão, maracujá e pimenta-do-reino.

Em São Francisco do Pará houve distribuição razoável entre proporção de imóveis rurais com alguma atividade de lavoura temporária e a aplicação de irrigação nas possíveis culturas perenes. São Francisco do Pará se destaca nas culturas temporárias como o maior produtor de cana-de-açúcar e segundo maior produtor de mandioca da área de estudo. Para culturas perenes, o município é o maior produtor de laranja e de urucum entre os municípios analisados.

4.3.1.5 Relação Água-Ecossistemas

Não foram identificadas correlações significativas entre água e ecossistemas para as variáveis selecionadas. No entanto, sabe-se que mangue e mata ciliar são APPs que possuem interdependência com recursos hídricos. Os mangues são fundamentais para garantia de sequestro de carbono em zonas costeiras e seu comportamento estrutural é ditado por fatores climáticos fortemente relacionados à água, como precipitação, temperatura e movimento de marés (Simard *et al.*, 2019).

As variáveis analisadas não possibilitaram a contabilização de alterações no balanço hídrico, o que implica dizer que dados hidrológicos (quantitativos de águas superficiais e subterrâneas)

deveriam ser contabilizados. Porém, para contabilizar essas alterações seria necessário um monitoramento continuado na região, o que não é a realidade atual observada. Assim, os melhores indicadores quantitativos identificados foram as próprias mudanças de uso e cobertura da terra, as quais podem ter consequências diretas no regime hídrico das bacias hidrográficas presentes na área de estudo, haja vista que a alteração na distribuição percentual da vegetação implica na perda de ecossistemas ripários associados, ameaçando os sistemas de carga d'água, modificando as taxas de remoção do solo (erosão) e causando a redução da resiliência de ambos sistemas (HOGEBROOM *et al.*, 2021).

4.3.1.6 Relação Ecossistemas-Alimento

A Tabela 4.2 abrange as correlações significativas identificadas entre as variáveis de ecossistemas e alimento. As especificidades dessas correlações perpassam tanto pelas características de classes de uso e cobertura da terra mutuamente exclusivas quanto pelos proxies estatísticos.

Tabela 4.2 - Correlações significativas do Nexus Ecossistemas-Alimento e suas peculiaridades.

Variáveis Ecossistemas x Alimento	<i>r</i>	Descrição
Área de desmatamento acumulado (1988-2007) proporcional à área do município (%) x	0,95	Como a região sofreu antropização histórica, as vegetações nativas foram suprimidas em quase sua totalidade, dando espaço principalmente à classe de pastagem
Área de desmatamento acumulado (1988-2007) proporcional à área do município (%) x	0,87	Como a região sofreu antropização histórica, as vegetações nativas foram suprimidas em quase sua totalidade, dando espaço principalmente à classe de pastagem
Propriedades rurais cadastráveis com registros de CAR (%) x	0,59	O aumento de registros de propriedades rurais no SICAR revela as propriedades rurais com uso da terra voltado para atividade pecuária
Proporção de propriedades rurais com pecuária (%) x	0,90	O aumento de registros de propriedades rurais no SICAR revela as propriedades rurais com uso da terra voltado para atividade pecuária
Propriedades rurais cadastráveis com registros de CAR (%) x	0,74	O aumento de registros de propriedades rurais no SICAR revela as propriedades rurais com uso da terra voltado para atividade pecuária
Área de pastagem com algum grau de degradação proporcional à área do município (%) x	0,81	Como APP hídrica é uma variável proxy de CAR (<i>r</i> de Pearson 0,89 para eco3 e eco4), o seu aumento confere comportamento análogo ao aumento de registros no SICAR, explicando a correlação positiva com a atividade pecuária
APP hídrica proporcional à área do município (%) x	0,70	Como APP hídrica é uma variável proxy de CAR (<i>r</i> de Pearson 0,89 para eco3 e eco4), o seu aumento confere comportamento análogo ao aumento de registros no SICAR, explicando a correlação positiva com a atividade pecuária
Área de RL proporcional à área do município (%) x	0,60	Como área de RL é uma variável proxy de CAR (<i>r</i> de Pearson 0,84 para eco3 e eco5), o seu aumento confere comportamento análogo ao aumento de registros no SICAR, explicando a correlação positiva com atividade de lavoura permanente
Proporção de propriedades rurais com lavoura permanente (%) x	0,66	Como área de RL é uma variável proxy de CAR (<i>r</i> de Pearson 0,84 para eco3 e eco5), o seu aumento confere comportamento análogo ao aumento de registros no SICAR, explicando a correlação positiva com atividade pecuária
Área de RL proporcional à área do município (%) x	0,83	Como área de RL é uma variável proxy de CAR (<i>r</i> de Pearson 0,84 para eco3 e eco5), o seu aumento confere comportamento análogo ao aumento de registros no SICAR, explicando a correlação positiva com atividade pecuária
Área de pastagem sem degradação proporcional à área do município (%) x	0,64	Como área de RL é uma variável proxy de CAR (<i>r</i> de Pearson 0,84 para eco3 e eco5), o seu aumento confere comportamento análogo ao aumento de registros no SICAR, explicando a correlação positiva com atividade pecuária
Área de UCs proporcional à área do município (%) x	-0,83	Como são classes mutuamente exclusivas, a inexistência de UC implica na proliferação da pastagem na região antropizada
Área de pastagem sem degradação proporcional à área do município (%) x	-0,70	Como são classes mutuamente exclusivas, a inexistência de UC implica na proliferação da pastagem na região antropizada

No Pará, há estudos que buscam entender a relação de ecossistemas e alimentos de maneira a identificar oportunidades e desafios de cadeias amazônicas importantes para esses dois eixos. No estudo de Venturieri *et al.* (2022), cruzou-se dados de campo, dados de CAR, mapeamento de uso e cobertura da terra, dados de desmatamento e pontos de queimadas nas principais regiões produtoras de cacau paraenses para entender a evolução do plantio de cacau, as transições relacionadas à essa atividade e ao regime do fogo. Os resultados do trabalho evidenciaram que as pequenas propriedades de cacau (de 3 a 4 ha de extensão), compostas principalmente por agricultura familiar, proporcionam menores taxas de desmatamento e focos de incêndio, maior proteção dos solos e menor emissão de gases de efeito estufa em relação às áreas que não produzem cacau.

A proposta de Sistemas Agroflorestais (SAFs) como alternativas aos pastos degradados e promoção de melhoria socioeconômica e ambiental podem ser associadas a grupos como extração de produtos florestais não-madeireiros, pesca e piscicultura tropical e hortifruticultura tropical. Esses produtos têm mercado com projeção global, garantem melhores meios de vida às populações locais e promovem o sequestro de carbono, sendo considerados compatíveis com as florestas em pé (Coslovsky, 2021). Nesse sentido, é fundamental atentar para as classes de lavouras temporárias e permanentes. Por um lado, os produtos compatíveis com a floresta adotáveis em SAFs em sistema de lavoura temporária, como abacaxi, mandioca e melancia, já fazem parte do rol de produção dos agricultores familiares presentes na região. Por outro lado, a classe de lavouras permanentes merece especial destaque, haja vista que foram detectadas produções de pimenta-do-reino, coco-da-baía, banana, maracujá, laranja e dendê na região – apesar da controvérsia em torno do quão compatível o dendê seja com as florestas e seu potencial de ameaça socioambiental enquanto monocultura (Santos *et al.*, 2017; Rocha; Soares; Moraes, 2019), destaca-se que essa commodity também é encontrada em regiões paraenses na forma de SAFs (Homma, 2017; Homma *et al.*, 2020), a exemplo do que é explorado nos SAFs dendê-açaí-cacau pela Cooperativa Agrícola Mista de Tomé-Açu (CAMTA). Essas cadeias, se bem manejadas e subsidiadas por assistência técnica e extensão rural, podem trazer benefícios econômicos satisfatórios e garantir alcance dos ODS 2 (fome zero e agricultura sustentável), 8 (trabalho decente e crescimento econômico), 10 (redução das desigualdades), 13 (ação contra a mudança global do clima) e 15 (vida terrestre) (Pará, 2020b).

Melo e Passos (2017) estudaram a importância de diferentes produtos agrícolas presentes nos municípios da área de estudo, como os seguintes palmeirais: açazeiro (*Euterpe oleracea*), murumuruzeiro (*Astrocaryum murumuru*), buritizeiro (*Mauritia flexuosa*), tucumanzeiro (*Astrocaryum vulgare*) e marajazeiro (*Bactris acanthocarpa*). Os autores identificaram que esses palmeirais são responsáveis por positivos impactos locais sociais (garantia de segurança alimentar), econômicos (aumento da renda) e ecológicos (estabilidade ecológica e hidrogeomorfológica). Esses aspectos reiteram a relação de Ecossistemas-Alimento, enfatizando o ODS 2.

Alves *et al.* (2018) estudaram as mudanças de uso e cobertura da terra no município de Marapanim entre 2008 e 2010 utilizando dados do Projeto TerraClass. Os resultados apontaram que a prática de agricultura familiar itinerante no município nesse período não afetou significativamente as faixas de mangue da região, ao passo que o mosaico de ocupações (como agricultura de subsistência) apresentou permuta com a classe de vegetação secundária no mesmo período. Assim, os resultados corroboram a interface de áreas consolidadas na região sem, contudo, ignorar a importância ecossistêmica das áreas de RL na área de estudo. É importante considerar que a região é classificada como “consolidada” pelo Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE) do Pará, desdobrando-se no elevado percentual de agricultura familiar e na baixa aderência ao CAR, conforme identificado no Apêndice C. Esse padrão também foi identificado nas correlações da Tabela 4.2.

Em menor proporção e atuante de forma local, o caranguejo é uma espécie característica do manguezal e possui função ecológica de manutenção desse ecossistema, especialmente através do revolvimento do substrato, contribuindo para aeração do sedimento e trazendo à superfície a matéria orgânica de estratos inferiores, principalmente durante a escavação e limpeza de sua toca (IDSMS, 2020). Logo, torna-se notória a importância do olhar Nexus Ecossistemas-Alimento nos municípios da área de estudo.

4.3.2 O Nexus Água-Alimento-Ecossistemas e as políticas ambientais

A partir das leituras das variáveis Nexus e suas inter-relações para a área de estudo, destacam-se alguns instrumentos legais que reforçam os preconizados pelo PEAA para mitigação dos impactos antrópicos negativos sobre os recursos ambientais, como medidas: i) político-administrativas – como a delimitação de novas UCs, prevista no ZEE da Zona Leste do Pará (Brasil, 2018; Pará, 2010); ii) econômicas – como o incentivo ao reflorestamento por meio de pagamento por serviços ambientais, conforme apontado no CFB (Brasil, 2012a); e iii) socioculturais, educacionais e de comunicação pública – consideradas fundamentais em toda política ambiental brasileira enquanto instrumentos de educação ambiental (Brasil, 1999).

O ZEE do Pará (Lei Estadual nº 6.745-2005) objetivou compatibilizar a utilização dos recursos naturais com a preservação e conservação do meio ambiente, bem como realizar o levantamento e monitoramento periódico da área geográfica estadual de acordo com as tendências e o desenvolvimento científico e tecnológico, garantindo a conservação das amostras representativas dos ecossistemas do território estadual (Pará, 2005). O ZEE do Pará classificou os municípios da área de estudo em zonas de consolidação de atividades produtivas e zonas ambientalmente sensíveis. Apesar disso, notam-se poucos avanços no que diz respeito à melhoria da qualidade de vida das populações locais, expressos pelos baixos valores de IDH e PIB per capita (Apêndice C).

Em termos ecológicos, a região conta com nove UCs, com razoável grau de proteção ambiental. No entanto, poderiam ser criadas mais áreas protegidas na região, visto o caráter de vulnerabilidade ambiental destacado pelo PROBI e pelo fato de a região compreender um Centro de Endemismo altamente ameaçado. Portanto, é premente que haja medidas eficazes de proteção dos remanescentes vegetais e a promoção da recomposição de corredores ecológicos na região, de modo a viabilizar o tráfego da fauna local. Além disso, a área estudada possui faixas expressas por tímidas APPs hídricas e áreas de RL. Entende-se que as informações sobre mudanças de uso e cobertura da terra poderiam efetivamente apoiar a reformulação e efetivação de políticas públicas conforme o contexto das paisagens historicamente alteradas na localidade, contribuindo também para melhorar a comunicação de impactos para a sociedade e os demais stakeholders (Farias *et al.*, 2016).

A região estudada possui áreas de pastos degradados que poderiam passar por melhoria de eficiência ou serem convertidas em áreas de lavouras temporárias ou perenes. É possível adotar sistema de recuperação de áreas degradadas garantindo retornos econômicos, desde que haja um esforço conjunto dos atores para execução correta dos Planos de Recuperação de Áreas Degradadas (PRADs). Essas oportunidades associam-se com o PEAA no sentido de promover os ODS no ambiente rural (Pará, 2020a).

Siqueira-Gay *et al.* (2020) apontaram que o desenvolvimento de estratégias de conservação em bordas de áreas desmatadas são necessárias principalmente em função da demanda por recursos ambientais. No estudo desses autores, identificou-se que fatores como expansão da agricultura e da pastagem, somada ao crescimento populacional, ao preço da terra e à demanda por commodities, transcorrem em fatores de pressão sobre a cobertura florestal. Nesse sentido, como a área de estudo possui elevada cobertura de pastagem, é necessário que sua eficiência seja aumentada ou mesmo que a área seja convertida para outras classes de uso da terra que garantam os ODS retrocitados. A leitura na escala temporal também foi importante à matriz Nexus, pois se relaciona diretamente com cenários futuros mais sustentáveis e serve para auxiliar a interpretação de diferentes aspectos, como disponibilidade de recursos naturais, projeções populacionais e mudanças climáticas em diferentes recortes temporais nos próximos anos (Bhave *et al.*, 2018).

No trabalho de Yung *et al.* (2019), investigou-se como os métodos que envolvem incertezas, como o Nexus WEFÉ, podem conectar ciência e política. Os autores apontaram a incerteza inerente em como a humanidade pode manter a integridade ecológica e as garantias de água, energia e alimentos, dada a complexa interação dos sistemas terrestres globais e as forças locais de mudanças. Os autores identificaram que o uso de cenários futuros encorajou os stakeholders a aprofundarem seus conhecimentos e pensarem em caminhos políticos; os pesquisadores identificaram que, em alguns casos, enfrentar a incerteza de forma explícita e transparente pode criar capacidade para flexibilização e adaptação de políticas (Yung *et al.*, 2019). Nesse sentido, a área de estudo conta

com pouca conformidade ambiental (baixo percentual de CAR), com as cabeceiras das bacias hidrográficas pouco protegidas, o que pode se desdobrar em perda de qualidade hídrica na região no futuro. Alguns fatores que podem forçar essas mudanças são o crescimento populacional, o avanço da agropecuária e a expansão urbana, que se impõem sobre as demais classes de uso da terra na região.

Outra política pertinente para a região é a PEGC/PA, que compreende gerenciamento costeiro como o conjunto de atividades e procedimentos que, por meio de instrumentos específicos, permite a gestão dos recursos naturais da Zona Costeira, de forma integrada e participativa, objetivando a melhoria da qualidade de vida das populações locais, a preservação dos habitats específicos indispensáveis à conservação da fauna e flora, adequando as atividades humanas à capacidade de suporte dos ecossistemas. Além disso, essa Política preconiza como uma de suas diretrizes que o acesso às informações ambientais com vistas à formação da consciência cidadã, no âmbito dos processos educativos do indivíduo e da comunidade costeira, ao promover a melhoria da qualidade de vida, por meio da implantação do Sistema de Informações do Gerenciamento Costeiro e do Sistema de Monitoramento Ambiental da Zona Costeira Estadual (Pará, 2020e).

Finalmente, as diretrizes do PEAA trazem importantes perspectivas de soluções aos problemas socioambientais e econômicos paraenses, os quais poderiam ser enfatizados na área estudada: i) aumento da eficiência no uso da terra e da restauração produtiva; ii) captação de recursos de investidores do setor privado para fomento de atividades pautadas pela ecoeficiência e descarbonização da matriz econômica estadual; iii) incentivo à regularização nas dimensões territorial, fundiária e ambiental; iv) observância às vocações, potencialidades e vulnerabilidades locais, valorizando os elementos culturais, o conhecimento tradicional e as características sociais de cada região; v) promoção de ações integradas de legalização e adequação ambiental, hídrica, fundiária, zoofitossanitária e econômico-financeira necessárias para viabilizar uma gestão transparente e um ambiente seguro de negócios ao desenvolvimento de uma economia de baixo carbono; e vi) valorização dos ativos e serviços ambientais de provisão, de regulação, de suporte e culturais, com vistas ao desenvolvimento de atividades geradoras de receita fundamentadas nos pressupostos conceituais de bioeconomia (Pará, 2020a).

4.4 Considerações finais

Entende-se que os municípios do Nordeste Paraense, em especial os da RI Guamá, passam por diferentes desafios envolvendo as mudanças de uso e cobertura da terra. Através da sistematização de indicadores para a abordagem Nexus de Água, Alimento e Ecossistemas, da análise de suas inter-relações e conexão deles com as políticas ambientais vigentes, foi possível identificar que a região estudada sofre com baixa conformidade ambiental, elevada pressão sobre seus recursos hídricos e florestais, área de pastagens degradadas, além de indicadores socioeconômicos pouco expressivos.

Por outro lado, destacam-se oportunidades de melhorias socioeconômicas e ambientais para a região, de modo a aproximar a realidade local dos ODS da Agenda 2030: aplicação das políticas ambientais existentes, como ZEE, PEAA e políticas correlatas; incentivo à ampla adoção de SAFs, visto o padrão de agricultura familiar preponderante na região; adoção de técnicas para aumento de eficiência das pastagens locais, em especial apoiados por ATER; estímulo à recuperação de APPs hídricas desmatadas nas cabeceiras das bacias hidrográficas, com ênfase às do entorno de nascentes e olhos d'água; promoção da adoção e do manejo adequado de culturas perenes diversificadas e com retorno econômico satisfatório, a exemplo do cacau, citros e dendê (de forma consorciada); e estabelecimento de diálogo permanente com os atores locais, de modo a garantir que suas necessidades e demandas sejam ouvidas pelos tomadores de decisões.

CAPÍTULO 5 CONCLUSÃO GERAL

5.1 Principais achados

No Capítulo 2, identificou-se que a região estudada sofreu mudanças significativas na paisagem sob o processo de antropização. Através da avaliação da dinâmica da paisagem e fragmentação dos ecossistemas de três bacias hidrográficas no Nordeste Paraense entre 1985 e 2019, foi possível visualizar espacialmente a dinâmica territorial na região, em especial as pressões antrópicas sobre os recursos naturais florestais, como florestas de terra firme e mangues. Foi possível quantificar e avaliar visualmente o aumento de fragmentos florestais isolados e vulneráveis nas bacias hidrográficas, como as áreas de RL e as APPs. Apesar das perdas ambientais, identificou-se que os mangues, sob duplo caráter protetivo como APP pelo Código Florestal e como UC pelo SNUC, apresentaram menores taxas de fragmentação em relação às florestas de terra firme.

No Capítulo 3, através da modelagem de cenários futuros de uso e cobertura da terra na área de estudo, verificou-se que, mesmo em um cenário otimista, a região estudada poderá sofrer ainda mais com o desmatamento até 2030. Embora esta região represente menos de 0,5% da área territorial estadual, é possível que ela contribua anualmente com até 5,1% das emissões de gases de efeito estufa do Pará até 2030, ano-chave para políticas públicas como PEAA e PRVN. Identificou-se que, no futuro, as áreas florestais nas cabeceiras das bacias hidrográficas sofreriam supressão significativa, sobrando poucas faixas de mangue do cinturão de UCs na faixa costeira. Nesse sentido, é premente a recuperação de áreas de RL e APPs na região, de modo não só a garantir a qualidade ambiental dos solos e das águas, mas também dos meios de vida das populações locais.

No Capítulo 4, observou-se, sob uma perspectiva integrada, como os indicadores de Água, Alimento e Ecossistemas nos municípios da Região de Integração Guamá, Nordeste Paraense, comportam-se no contexto local. Os diferentes aspectos socioeconômicos e ambientais envolvendo esses indicadores foram discutidos com a literatura e com as políticas ambientais vigentes, auxiliando na identificação dos desafios e das oportunidades locais. A área estudada apresenta pastagens degradadas e pouca conformidade ambiental. Além disso, é necessário que haja maior sensibilização sobre questões voltadas ao avanço do monocultivo de dendê, ao aumento das taxas de desmatamento locais e à expansão da malha urbana sobre áreas florestais. Assim, os achados podem servir de subsídio para políticas públicas municipais que viabilizem uma agricultura familiar sustentável voltada à proteção e à recuperação dos recursos ambientais locais, tendo como base os objetivos do PEAA, do PRVN e do alcance dos ODS da Agenda 2030.

Nessa conjuntura, a pergunta norteadora desta tese foi transversalmente considerada na busca de respostas relevantes à região. A análise das mudanças de uso e cobertura da terra nas bacias hidrográficas sob diferentes temporalidades, sejam elas o passado recente (1985 a 2019) e o futuro próximo (2030), associada às reflexões sobre os desafios e as oportunidades da abordagem Nexus

Água, Alimento e Ecossistemas, pôde indicar que a região estudada possui papel vital para o estado do Pará.

Há uma oportunidade ímpar da região ser protagonista em aspectos de recuperação e regeneração natural da vegetação nativa, com aumento da qualidade ambiental e promoção de melhorias socioeconômicas locais. No entanto, a existência de um mosaico com cidades, agricultura familiar e áreas extrativistas impõe um desafio sem precedentes para a região. Apesar disso, esforços coletivos podem ser feitos para garantir que haja melhoria da qualidade de vida das pessoas e do meio ambiente na região. Assim, além dos achados desta tese, recomendam-se mais trabalhos para a região no futuro.

5.2 Recomendações para pesquisas futuras

As florestas nativas e em diferentes estágios sucessionais da área de estudo devem ser levadas em consideração na busca por alternativas ambientalmente mais sustentáveis, principalmente na cabeceira das bacias hidrográficas analisadas, áreas cuja supressão vegetal foi mais evidente no passado recente (1985 a 2019) e nos futuros simulados para 2030. Nesse sentido, é importante identificar áreas de pastagens degradadas que poderiam ser substituídas, por exemplo, pelo plantio de espécies economicamente viáveis às populações locais, como as culturas pujantes da bioeconomia amazônica: citros, pimenta-do-reino, cacau etc. Essas culturas podem ser sistematicamente adotadas na região mediante ATER e incentivo aos SAFs.

Outra possibilidade identificada para a região seria a aplicação de mais métricas de paisagem para identificação de faixas específicas vulneráveis nas bacias hidrográficas e a definição de áreas prioritárias para recuperação. Essas áreas poderiam servir de regiões-piloto para aplicação de técnicas inovadoras por meio de ATER e pagamento por serviços ambientais. (PSAs), no escopo do PRVN. Tais questões devem ser amparadas em um contexto de diálogo permanente entre os tomadores de decisões, os atores locais e demais partes interessadas, de modo a adequar as políticas ambientais subnacionais à realidade da região.

No que diz respeito às políticas públicas, há uma premência de sua efetiva aplicação na região. Os tomadores de decisão e as partes interessadas devem ser munidos de conhecimento sobre as atuais e possíveis taxas de desmatamento e emissões de gases de efeito estufa no futuro. Logo, é premente que mais estudos envolvendo modelagem ambiental sejam realizados no Nordeste Paraense, apontando o potencial da regeneração natural de remanescentes florestais e a importância do apoio a essas iniciativas para mitigar as emissões do Pará, alinhando as potencialidades locais com as metas do PEAA e PRVN.

Recomenda-se para estudos futuros a parametrização dos modelos de uso e cobertura da terra com mais variáveis socioeconômicas para a região estudada e a expansão da análise para mais bacias

hidrográficas do Nordeste Paraense. Essas variáveis devem indicar padrões específicos de transição da floresta para as classes de formação natural não florestal e área não vegetada, assim como suas subclasses preponderantes, a citar: campo alagado e área pantanosa, formação campestre, apicum, praia, duna e areal, área urbanizada e mineração. Além disso, subclasses da agropecuária podem ser estudadas individualmente, como a silvicultura e o dendê, haja vista que podem apoiar, direta e/ou indiretamente, no sequestro de carbono, contribuindo para a mitigação da emissão de gases de efeito estufa e direcionando a região para colaborar positivamente no alcance da meta de recuperação de 56.500 km² (5,65 Mha) de vegetação até 2030, conforme preconiza o PRVN.

Finalmente, os resultados obtidos nos estudos desta tese podem ser aprimorados, discutidos com novas literaturas, adaptados e aplicados junto aos tomadores de decisão e às partes interessadas de diferentes níveis de gestão ambiental regional e local, como SEMAS, SEMMAs, ICMBIO, IDEFLOR-BIO, prefeituras municipais, CBHRM, universidades, comunidades extrativistas, terceiro setor, empresas etc., a fim de promover ações mais sustentáveis economicamente, socialmente e ambientalmente para a região e outras áreas análogas.

REFERÊNCIAS

- ABREU, W. L. *et al.* **Zoneamento geoambiental a partir das unidades de conservação**: subsídios para a gestão integrada da Zona Costeira Paraense - Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 6, n. 2020, p. 3042–3059, 2020.
- ALMEIDA, A. S. *et al.* **Potencial de pressão antrópica na região Nordeste Paraense, Brasil**. *Ciência Florestal*, v. 32, n. 1, p. 01–18, 2022.
- ALMEIDA, A. S.; VIEIRA, I. C. G.; FERRAZ, S. F. B. **Long-term assessment of oil palm expansion and landscape change in the eastern Brazilian Amazon**. *Land Use Policy*, v. 90, p. 104321, 2020.
- ALMEIDA, C. A. *et al.* **High spatial resolution land use and land cover mapping of the Brazilian Legal Amazon in 2008 using Landsat-5/TM and MODIS data**. *Acta Amazonica*, v. 46, n. 3, p. 291–302, 2016.
- ALMEIDA, C. M. *et al.* **GIS and remote sensing as tools for the simulation of urban land-use change**. *International Journal of Remote Sensing*, v. 26, n. 4, p. 759–774, 2005.
- ALVES, R. J. M. *et al.* **Análise do uso e ocupação do solo em Marapanim-PA a partir de dados do projeto TerraClass**. *Holos*, v. 1, p. 81–90, 2018.
- AMANTE, C.; EAKINS, B. W. **ETOPO1 1 Arc-Minute Global Relief Model: Procedures, Data Sources and Analysis – Technical Memorandum NESDIS NGDC-24**. [s.l.: s.n.].
- ANDRADE, Á. D. S. *et al.* **Alterações ambientais na Bacia Hidrográfica do rio Marapanim, Pará**. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, v. 13, n. 2, p. 208, 2018.
- ANDRADE, Á. D. S. *et al.* **Fragmentação da vegetação da bacia hidrográfica do Rio Marapanim, nordeste do Pará**. *Ciência Florestal*, v. 30, n. 2, p. 406, 2020a.
- ANDRADE, Á. D. S. *et al.* **Dinâmica da paisagem da bacia hidrográfica do Rio Marapanim, Pará, Brasil**. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, v. 11, n. 4, p. 395–405, 2020b.
- ANDRADE, Á. D. S. *et al.* **Conflito de uso do solo em áreas de preservação permanente da Bacia Hidrográfica do rio Marapanim, nordeste do Pará**. *Ciência e Natura*, v. 43, 2021.
- ARAGÃO, L. E. O. C. *et al.* **21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions**. *Nature Communications*, v. 9, n. 1, 2018.
- ASSIS, L. F. F. G. *et al.* **TerraBrasilis: A spatial data analytics infrastructure for large-scale thematic mapping**. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, v. 8, n. 11, p. 513, 2019.
- ASSIS, T. O. *et al.* **CO2 emissions from forest degradation in Brazilian Amazon**. *Environmental Research Letters*, v. 15, n. 10, 2020.
- BAKER, W. L. **A review of models of landscape change**. *Landscape Ecology*, v. 2, n. 2, p. 111–133, 1989.

- BARBOSA, C. C. A.; ATKINSON, P. M.; DEARING, J. A. **Extravagance in the commons: resource exploitation and the frontiers of ecosystem service depletion in the Amazon estuary.** *Science of the Total Environment*, v. 550, p. 6–16, 2016.
- BARBOSA, M. J. S. *et al.* **Território Nordeste Paraense: desenvolvimento sustentável e gestão estratégica dos territórios rurais no estado do Pará.** Belém: [s.n.]. Disponível em: <http://sit.mda.gov.br/download/ra/ra061.pdf>. Acesso em: 20 de jun. de 2020.
- BARNI, P. E. *et al.* **Simulated deforestation versus satellite data in Roraima, Northern Amazonia, Brazil.** *Sustainability in Debate*, v. 11, n. 2, p. 78–94, 2020.
- BECKER, B. K. **Geopolítica da Amazônia.** *Estudos Avançados*, v. 19, n. 53, p. 71–86, 2005.
- BELL, E. J. **Markov analysis of land use change-an application of stochastic processes to remotely sensed data.** *Socio-Economic Planning Sciences*, v. 8, n. 6, p. 311–316, 1974.
- BELL, E. J.; HINOJOSA, R. C. **Markov analysis of land use change: continuous time and stationary processes.** *Socio-Economic Planning Sciences*, v. 11, n. 1, p. 13–17, 1977.
- BHAVE, A. G. *et al.* **Water resource planning under future climate and socioeconomic uncertainty in the Cauvery River Basin in Karnataka, India.** *Water Resources Research*, v. 54, n. 2, p. 708–728, 2018.
- BONHAM-CARTER, G. F. **Geographic Information Systems for geoscientists: modelling with GIS.** [s.l.] Elsevier, 1994.
- BRANCO, T. L.; ALMEIDA, C. M.; FRANCISCO, C. N. **Spatial dynamic modeling of land use and land cover change in the Ilha Grande Bay Watershed - Rio de Janeiro, Brazil: a focus on native communities and conservation units.** *Revista Brasileira de Cartografia*, v. 74, n. 1, p. 137–158, 2022.
- BRASIL. **Decreto-Lei nº 1.106, de 16 de junho de 1970** - Cria o Programa de Integração Nacional, altera a legislação do imposto de renda das pessoas jurídicas na parte referente a incentivos fiscais e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto-lei/1965-1988/del1106.htm. Acesso em: 15 de fev. de 2021.
- BRASIL. **Projeto RADAMBRASIL** - Levantamento de recursos naturais, volume 5, folha SA.22 belém - geologia, geomorfologia, solos, vegetação e uso potencial da terra. Rio de Janeiro: [s.n.].
- BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997** - Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e dá outras providências. Brasília: [s.n.]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm. Acesso em: 16 de jul. de 2021.
- BRASIL. **Lei Federal nº 9.795, de 27 de abril de 1999** – Dispõe sobre a educação ambiental, institui a Política Nacional de Educação Ambiental e dá outras providências. [s.l.: s.n.].

BRASIL. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000** - Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília: [s.n.]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9985.htm. Acesso em: 12 de fev. de 2021.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012** - Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências. Brasília: [s.n.]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651compilado.htm. Acesso em: 19 de dez. de 2020.

BRASIL. **Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012** – Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Brasília: [s.l.: s.n.].

BRASIL. **Intended Nationally Determined Contribution (iNDC) towards achieving the objective of the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC)**. [s.l.: s.n.].

BRASIL. **Portaria nº 463, de 18 de dezembro de 2018** - Áreas prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira ou áreas prioritárias para a biodiversidade. Brasília: [s.n.].

BRIENEN, R. J. W. *et al.* **Long-term decline of the Amazon carbon sink**. *Nature*, v. 519, n. 7543, p. 344–348, 2015.

CAPELARI, M. G. M. *et al.* **Governance and deforestation: understanding the role of formal rule-acknowledgement by residents in brazilian extractive reserves**. *International Journal of the Commons*, v. 14, n. 1, p. 245–261, 2020.

CARDOSO, A. C. D. *et al.* **Urban morphology of amazonian cities: the experience of the Amazon cities research group of Federal University of Pará**. *urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana*, v. 12, n. e20190275, p. 1–18, 2020.

CASTRO, R. B. *et al.* **Connectivity, spatial structure and the identification of priority areas for conservation of belém area of endemism, Amazon**. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 92, n. 2, p. 1–16, 2020.

CAVALCANTE, J. C. *et al.* **Temporal analysis of the mangrove forest at the Mocajuba River Hydrographic Basin-Pará**. *Floresta e Ambiente*, v. 28, n. 2, p. 1–14, 2021.

COELHO, A. S. *et al.* **Impactos das mudanças de uso da terra nas áreas prioritárias para conservação da biodiversidade no nordeste do estado do Pará , Brasil**. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Naturais*, v. 13, n. 1, p. 107–120, 2018.

COHEN, M. C. L.; BEHLING, H.; LARA, R. J. **Amazonian mangrove dynamics during the last millennium: The relative sea-level and the Little Ice Age**. *Review of Palaeobotany and Palynology*, v. 136, n. 1–2, p. 93–108, 2005.

- COHN, A. S. *et al.* **Cattle ranching intensification in Brazil can reduce global greenhouse gas emissions by sparing land from deforestation.** Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, v. 111, n. 20, p. 7236–7241, 2014.
- CORDEIRO, I. M. C. C. *et al.* **Nordeste Paraense: panorama geral e uso sustentável das florestas secundárias.** 1. ed. Belém: EDUFRA, 2017. v. 1.
- CORDEIRO, I. M. C. C.; ARBAGE, M. J. C.; SCHWARTZ, G. **Nordeste do Pará: configuração atual e aspectos identitários.** Em: Nordeste Paraense: panorama geral e uso sustentável das florestas secundárias. 1. ed. Belém: EDUFRA, 2017. p. 19–58.
- COSLOVSKY, S. **Oportunidades para exportação de produtos compatíveis com a floresta na Amazônia Brasileira.** [s.l.: s.n.]. Disponível em: <https://amazonia2030.org.br/wp-content/uploads/2021/04/AMZ2030-Oportunidades-para-Exportacao-de-Produtos-Compativeis-com-a-Floresta-na-Amazonia-Brasileira-1-2.pdf>. Acesso em: 28 de dez. de 2021.
- CRISTIANO, E.; DEIDDA, R.; VIOLA, F. **The role of green roofs in urban water-energy-food-ecosystem nexus: A review.** Science of the Total Environment, v. 756, p. 143876, 2021.
- DE HON, R. A. **Hydrologic provinces of Mars: Physiographic controls on drainage and ponding.** [s.l.] Elsevier B.V., 2010.
- DNIT. **Repositório de infraestrutura.** Disponível em: <http://servicos.dnit.gov.br/dnitcloud/index.php/s/oTpPRmYs5AAdiNr?path=%2F>. Acesso em: 28 de ago. de 2021.
- DUTRA, V. A. B. *et al.* **Dinâmica da paisagem e fragmentação de ecossistemas em três bacias hidrográficas na Amazônia Oriental entre 1985 e 2019.** Revista Brasileira de Geografia Física, v. 16, n. 2, p. 936–949, 2023.
- ENDO, A. *et al.* **Dynamics of water–energy–food nexus methodology, methods, and tools.** Current Opinion in Environmental Science and Health, v. 13, p. 46–60, 2020.
- ESTOQUE, R. C. **Complexity and diversity of nexuses: A review of the nexus approach in the sustainability context.** Science of the Total Environment. Elsevier B.V., 2023.
- FAO. **The water-energy-food nexus – A new approach in support of food security and sustainable agriculture.** [s.l.: s.n.].
- FARIAS, M. H. C. S. *et al.* **Zoneamento Ecológico-Econômico do estado do Pará: fundamentos e potencialidade.** Revista Geográfica Acadêmica, v. 10, n. 1, p. 17–26, 2016.
- FERRANTE, L.; ANDRADE, M. B. T.; FEARNSIDE, P. M. **Land grabbing on Brazil’s Highway BR-319 as a spearhead for Amazonian deforestation.** Land Use Policy, v. 108, n. May, p. 1–9, 2021.

- FERREIRA, S. C. G.; LIMA, A. M. M.; CORRÊA, J. A. M. **Zoneamento da bacia hidrográfica do rio Moju (Pará): usos da água e sua relação com as formas de uso e cobertura do solo.** Revista Ambiente e Água, v. 12, n. 4, p. 680–693, 2017.
- FERRER VELASCO, R. *et al.* **Reconciling policy instruments with drivers of deforestation and forest degradation: cross-scale analysis of stakeholder perceptions in tropical countries.** Scientific Reports, v. 13, n. 1, p. 1–16, 2023.
- FLETCHER, R.; FORTIN, M.-J. **Spatial ecology and conservation modeling.** [*s.l.: s.n.*].
- FOLEY, J. A. *et al.* El Niño-Southern oscillation and the climate, ecosystems and rivers of Amazonia. Global Biogeochemical Cycles, v. 16, n. 4, p. 79-1-79–20, 2002.
- GAMA, L. H. O. M. *et al.* **Cenários futuros de desmatamento na Floresta Nacional do Jamanxim-PA.** Revista Brasileira de Cartografia, v. 75, 2023.
- GATTI, L. V. *et al.* **Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change.** Nature, v. 595, n. 7867, p. 388–393, 2021.
- GODOY, M. D. P.; LACERDA, L. D. **Mangroves response to climate change: A review of recent findings on mangrove extension and distribution.** Anais da Academia Brasileira de Ciências, v. 87, n. 2, p. 651–667, 2015.
- GOODACRE, A. K. *et al.* **A statistical analysis of the spatial association of seismicity with drainage patterns and magnetic anomalies in western Quebec.** Tectonophysics, v. 217, n. 3–4, p. 285–305, 1993.
- GORELICK, N. *et al.* **Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone.** Remote Sensing of Environment, v. 202, p. 18–27, 2017.
- GUIDOTTI, V. *et al.* **Números detalhados do novo Código Florestal e suas implicações para o PRAs.** Em: Sustentabilidade em Debate. Piracicaba: IMAFLORA, 2017. p. 10.
- HAGEN, A. **Fuzzy set approach to assessing similarity of categorical maps.** International Journal of Geographical Information Science, v. 17, n. 3, p. 235–249, 2003.
- HAN, H.; YANG, C.; SONG, J. **Scenario simulation and the prediction of land use and land cover change in Beijing, China.** Sustainability (Switzerland), v. 7, n. 4, p. 4260–4279, 2015.
- HANSEN, M. C. *et al.* **High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change.** Science, v. 342, n. 6160, p. 850–853, 2013.
- HASLER, N.; AVISSAR, R. **What controls evapotranspiration in the Amazon Basin?** Journal of Hydrometeorology, v. 8, n. 3, p. 380–395, 2007.
- HAWBAKER, T. J. *et al.* **Road development, housing growth, and landscape fragmentation in Northern Wisconsin: 1937-1999.** Ecological Applications, v. 16, n. 4, p. 1222–1237, 2006.
- HESELBARTH, M. H. K. *et al.* **landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics.** Ecography, v. 42, n. 10, p. 1648–1657, 2019.

- HOBBS, R. J.; LEGG, C. J. **Markov models and initial floristic composition in heathland vegetation dynamics**. *Vegetatio*, v. 56, n. 1, p. 31–43, 1984.
- HOGEBROOM, R. J. *et al.* **Resilience Meets the Water–Energy–Food Nexus: mapping the research landscape**. *Frontiers in Environmental Science*, v. 9, n. 3, p. 1–18, 2021.
- HOMMA, A. **A terceira natureza da Amazônia**. *Revista Paranaense de Desenvolvimento*, v. 38, n. 132, p. 27–42, 2017.
- HOMMA, A. *et al.* **The more sustainable development of the Amazon region: between (many) controversies and the possible path**. *COLÓQUIO - Revista do Desenvolvimento Regional*, v. 17, n. 4, p. 1–27, 2020.
- HU, Y. *et al.* **Assessment of land-use and land-cover change in Guangxi, China**. *Scientific Reports*, v. 9, n. 1, p. 1–13, 2019.
- HUFFMAN G. J. *et al.* **GPM IMERG Final Precipitation L3 1 month 0.1 degree x 0.1 degree V06**.
- HÜLSMANN, S. *et al.* **Integrated modelling and management of water resources: the ecosystem perspective on the nexus approach**. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 40, n. July, p. 14–20, 2019.
- IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. v. 1
- IBGE. **Divisão regional do Brasil em regiões geográficas imediatas e regiões geográficas intermediárias**. 1. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2017.
- IBGE. **Malhas digitais**. Disponível em: ftp://geoftp.ibge.gov.br/organizacao_do_territorio/malhas_territoriais/. Acesso em: 20 de mai. de 2020.
- IBGE. **Prévia da população calculada com base nos resultados do Censo Demográfico 2022 até 25 de dezembro de 2022**. Disponível em: https://ftp.ibge.gov.br/Censos/Censo_Demografico_2022/Previa_da_Populacao/PA_POP2022.pdf.
- IBGE; ANA. **Bacias hidrográficas do Brasil – BHB250 – documentação**. Rio de Janeiro: [s.n.]. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/informacoes-ambientais/31653-bacias-e-divisoes-hidrograficas-do-brasil.html>. Acesso em: 21 de out. de 2023.
- IBICT. **César Lattes, físico brasileiro**. Disponível em: <https://canalciencia.ibict.br/ciencia-brasileira-3/notaveis/287-cesar-lattes>. Acesso em: 22 de abr. de 2021.
- ICMBIO. **Dados geostatísticos das unidades de conservação federais**. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/geoprocessamentos/51-menu-servicos/4004-downloads-mapa-tematico-e-dados-geostatisticos-das-uc-s>. Acesso em: 23 de mar. de 2021.

- IDEFLOR-BIO. **Base de imagens das unidades de conservação estaduais**. Disponível em: <https://ideflorbio.pa.gov.br/unidades-de-conservacao/base-de-imagens-das-unidades-de-conservacao-estaduais/>. Acesso em: 23 de mar. de 2021.
- IDSMM. **Manejo do caranguejo-uçá**: o método de embalagem para o transporte sustentável. Belém: [s.n.].
- INMET. **Banco de dados meteorológicos para ensino e pesquisa - BDMEP**. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>. Acesso em: 22 de fev. de 2021.
- JENSEN, J. R. **Remote Sensing of the environment: an earth resource perspective**. 2. ed. Essex: Pearson Education Limited, 2014.
- KOTTEK, M. *et al.* **World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated**. Meteorologische Zeitschrift, v. 15, n. 3, p. 259–263, 2006.
- LAPOLA, D. M. *et al.* **The drivers and impacts of Amazon forest degradation**. Science American Association for the Advancement of Science, , 27 jan. 2023.
- LARSEN, R. K. *et al.* **Hybrid governance in agricultural commodity chains: insights from implementation of ‘No Deforestation, No Peat, No Exploitation’ (NDPE) policies in the oil palm industry**. Journal of Cleaner Production, v. 183, p. 544–554, 2018.
- LAURANCE, W. F. *et al.* **Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon**. Journal of Biogeography, v. 29, p. 737–748, 2002.
- MABHAUDHI, T. *et al.* **Emerging Water-Energy-Food Nexus lessons, experiences and opportunities in Southern Africa**. Em: VASEL-BE-HAGH, A.; TING, D. S. K. (Eds.). Environmental Management of Air, Water, Agriculture and Energy. 1. ed. [s.l.] CRC Press, p. 1–18, 2020.
- MAPBIOMAS. **MapBiomass Project – Collection 8.0 of the annual series of coverage and land use maps in Brazil**. Disponível em: <https://mapbiomas.org/>. Acesso em: 25 de jun. de 2023.
- MAZY, F.-R.; LONGARETTI, P.-Y. **Towards a generic theoretical framework for pattern-based LUCC modeling: allocation revisited: formal foundations and bias identification**. Environmental Modelling and Software, v. 166, 2023.
- MCGARIGAL, K. **FRAGSTATS v4**. Fragstats Help. Amherst: [s.n.].
- MELLO, K. *et al.* **Riparian restoration for protecting water quality in tropical agricultural watersheds**. Ecological Engineering, v. 108, p. 514–524, 2017.
- MELO, P. A.; PASSOS, M. M. **Características e distribuição das formações de *Mauritia flexuosa* L. F. na microrregião do salgado paraense**. Em: HESPANHOL, R. A. DE M.; MELAZZO, E. S. (Eds.). A geografia do Pará em múltiplas perspectivas: Natureza, Urbano, Rural e Cultura. 1. ed. Tupã: [s.n.]. p. 75–88.
- METZGER, J. P. **O que é ecologia de paisagens?** Biota Neotropica, v. 1, n. 1–2, p. 1–9, 2001.

MMA. **Resolução nº 30, de 11 de dezembro de 2002** - Codificação de Bacias Hidrográficas pelo Método de Otto Pfafstetter. Brasília: [s.n.]. Disponível em: <http://www.cnrh.gov.br/divisao-hidrografica-nacional/73-resolucao-n-30-de-11-de-dezembro-de-2002/file>. Acesso em: 21 de mai. de 2021.

MONTEIRO, J. A. F. *et al.* **Modelling the effect of riparian vegetation restoration on sediment transport in a human-impacted Brazilian catchment**. *Ecohydrology*, v. 9, n. 7, p. 1289–1303, 2016.

NASA JPL. **NASADEM Merged DEM Global 1 arc second V001** [Data set].

NHAMO, L. *et al.* **The water-energy-food nexus as an adaptation strategy for achieving sustainable livelihoods at a local level**. *Sustainability (Switzerland)*, v. 12, n. 20, p. 1–16, 2020.

NUNES, S. *et al.* **Uncertainties in assessing the extent and legal compliance status of riparian forests in the eastern Brazilian Amazon**. *Land Use Policy*, v. 82, n. November 2018, p. 37–47, 2019.

NUNES, S. *et al.* **Unmasking secondary vegetation dynamics in the Brazilian Amazon**. *Environmental Research Letters*, v. 15, n. 3, 2020.

OLIVEIRA, W. L.; NERO, M. A. **Simulação de desmatamento com base na influência do aumento e redução de áreas protegidas com estimativa de emissão de CO₂**. *Boletim Goiano de Geografia*, v. 43, n. 01, 20 out. 2023.

PARÁ. **Lei Ordinária nº 6.745, de 6 de maio de 2005** – Institui o Macrozoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Pará e dá outras providências. Belém: [s.n.].

PARÁ. **Decreto nº 1.066, de 19 de junho de 2008** - Dispõe sobre a regionalização do Estado do Pará e dá outras providências. Belém: [s.n.]. Disponível em: http://bancodeleis.alepa.pa.gov.br:8080/arquivos/lei1066_2008_23594.pdf. Acesso em: 21 de mai. de 2021.

PARÁ. **Lei Ordinária nº 7.398, de 16 de abril de 2010** - Dispõe sobre o Zoneamento Ecológico-Econômico da Zona Leste e Calha Norte do Estado do Pará. Belém: [s.n.].

PARÁ. **Decreto nº 288, de 3 de setembro de 2019** – Institui o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Marapanim (CBHRM), e dá outras providências. Diário Oficial do Estado do Pará. Belém: [s.n.].

PARÁ. **Região de Integração Guamá** - Perfil Socioeconômico e Ambiental. Disponível em: http://seplan.pa.gov.br/sites/default/files/PDF/ppa/ppa2020-2023/ri_guama.pdf. Acesso em: 18 de set. de 2022.

PARÁ. **Decreto nº 941, de 3 de agosto de 2020** - Institui o Plano Estadual Amazônia Agora (PEAA), cria o Comitê Científico do Plano e o Núcleo Permanente de Acompanhamento do Plano e dá outras providências. Belém: [s.n.].

PARÁ. **Decreto Estadual nº 941, de 3 de agosto de 2020** – Institui o Plano Estadual Amazônia Agora (PEAA), cria o Comitê Científico do Plano e o Núcleo Permanente de Acompanhamento do Plano e dá outras providências. [s.l.: s.n.].

PARÁ. **Lei nº 9.048, de 29 de abril de 2020** - Institui a Política Estadual sobre Mudanças Climáticas do Pará (PEMC/PA), e dá outras providências. Belém: [s.n.]. Disponível em: <https://www.semas.pa.gov.br/legislacao/files/pdf/4093.pdf>. Acesso em: 12 de mai. de 2021.

PARÁ. **[Anexo] Decreto nº 941, de 3 de agosto de 2020** - Institui o Plano Estadual Amazônia Agora (PEAA), cria o Comitê Científico do Plano e o Núcleo Permanente de Acompanhamento do Plano e dá outras providências - Anexos. Belém: [s.n.]. Disponível em: https://drive.google.com/file/d/1ghpYTaJk9iGYXJlJg_UY9qVDAz9lyF5s/view. Acesso em: 10 de jan. de 2021.

PARÁ. **Lei Estadual nº 9.064, de 25 de maio de 2020** – Institui a Política Estadual de Gerenciamento Costeiro (PEGC/PA). Belém: [s.n.]. Disponível em: <https://www.semas.pa.gov.br/legislacao/files/pdf/6556.pdf>. Acesso em: 12 de jan. de 2021.

PARÁ. Plano de Recuperação da Vegetação Nativa do Estado do Pará (PRVN-PA). Belém: [s.n.].

PEREZ-TREJO, F. **Landscape response units: process-based self-organising systems**. Em: HAINES-YOUNG, R.; GREEN, D. R.; COUSINS, S. H. (Eds.). *Landscape Ecology and Geographical Information Systems*. 1. ed. Philadelphia: Taylor & Francis, p. 90–103, 1993.

PFEIFER, M. *et al.* **Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates**. *Nature*, v. 551, n. 7679, p. 187–191, 2017.

PNUD; IPEA; FJP. **Índice de Desenvolvimento Humano Municipal Brasileiro**. 1. ed. Brasília: Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD), 2013.

PNUMA. **Metodologia para a elaboração de Relatórios GEO Cidades: Manual de Aplicação**. Mexico City: [s.n.].

PRODANOV, C. C.; FREITAS, E. C. **Metodologia do trabalho científico: métodos e técnicas da pesquisa e do trabalho acadêmico**. 2. ed. Novo Hamburgo: Editora Feevale, 2013.

QGIS.ORG. **QGIS Geographic Information System**. Disponível em: <http://www.qgis.org>. Acesso em: 10 de jan. de 2021.

R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Disponível em: <https://www.r-project.org>. Acesso em: 10 de jan. de 2021.

RAO, K. V. *et al.* **Sustainable Watershed Development Design Methodology**. [s.l.] Elsevier Inc., 2015.

REBELLO, F. K.; HOMMA, A. K. O. **História da colonização do Nordeste Paraense: uma reflexão para o futuro da Amazônia**. 1. ed. Belém: EdUFRA, v. 1, 2017.

- REIMUTH, A. *et al.* **Urban growth modeling for the assessment of future climate and disaster risks: approaches, gaps and needs.** *Environmental Research Letters*, v. 19, n. 1, 2024.
- RESTREPO, J.; HOYOS, N.; RESTREPO, J. **Spatial and temporal dynamics of deforestation in Riosucio and Río Quito municipalities, Chocó, Colombia.** *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, v. 47, n. 185, p. 977–995, 2023.
- ROCHA, G. M.; SOARES, D. A. S.; MORAES, S. C. **Dinâmicas Territoriais na Zona Costeira do Estado do Pará, Amazônia Brasileira.** *Confins*, v. 42, p. 1–13, 2019.
- SADECK, L. W. R. *et al.* **Proposta de monitoramento para avaliação de resultados da recuperação da vegetação natural dentro do contexto do Planaveg.** *Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, 2019.
- SANTOS, A. *et al.* **Política agroambiental: a perspectiva ambiental para produção do biodiesel no Nordeste Paraense.** *II Congresso Internacional das Ciências Agrárias*, p. 1–11, 2017.
- SANTOS, A. R. D. S.; FARIAS, A. L. A.; LOPES, L. O. D. C. **Conflitos socioambientais: análise das estratégias das empresas de dendê na Amazônia paraense.** *Revista Tecnologia e Sociedade*, v. 16, n. 39, p. 211, 2020.
- SANTOS, F. A. A.; ROCHA, E. J. P.; SANTOS, J. S. **Dinâmica da paisagem e seus impactos ambientais na Amazônia.** *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 12, n. 5, p. 1794, 2019.
- SANTOS, L. B. *et al.* **Usos da terra e conservação da biodiversidade na bacia hidrográfica do Rio Marapanim, Pará.** *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 12, n. 3, p. 929–943, 2019.
- SANTOS, L. B. *et al.* **Fatores que influenciam na modelagem de uso da terra da bacia hidrográfica do Rio Marapanim, Pará.** *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 13, n. 7, p. 3370–3394, 2020a.
- SANTOS, M. C. *et al.* **Conflito e gestão ambiental na zona costeira amazônica: O caso da vila do Camará, reserva extrativista (RESEX) marinha mestre lucindo, Marapanim – Pará – Amazônia – Brasil.** *Brazilian Journal of Development*, v. 6, n. 3, p. 15607–15617, 2020b.
- SCHNEIDER, T. *et al.* **Harnessing AI and computing to advance climate modelling and prediction.** *Nature Climate Change*, v. 13, n. 9, p. 887–889, 2023.
- SEALEY, K. S.; BINDER, P. M.; BURCH, R. K. **Financial credit drives urban land-use change in the United States.** *Anthropocene*, v. 21, p. 42–51, 2018.
- SEEG. **SEEG – emissões do estado do Pará 2022.**
- SEIRH. **Base hidrográfica estadual – ottocodificação, ottobacias, divisão hidrográfica e APPs hídricas estaduais.** Disponível em: <http://monitoramento.semas.pa.gov.br/seirh/#/SecaoTematica/4>. Acesso em: 15 de fev. de 2021.
- SEMAS. **Pará lança automatização do cadastro ambiental rural e beneficia mais de 40 mil produtores.** Disponível em: <https://agenciapara.com.br/noticia/46108/para-lanca-automatizacao-do->

cadastro-ambiental-rural-e-beneficia-de-uma-so-vez-mais-de-40-mil-produtores. Acesso em: 6 de ago. de 2023.

SFB. **SICAR** – Base de Downloads Municipais. Disponível em: <http://www.car.gov.br/publico/municipios/downloads>. Acesso em: 12 de jan. de 2021.

SHANNON, C. E. **A mathematical theory of communication**. Bell System Technical Journal, v. 27, n. 3, p. 379–423, 1948.

SILVA JUNIOR, C. H. L. *et al.* **Amazonian forest degradation must be incorporated into the COP26 agenda**. Nature GeoscienceNature Research, , 1 set. 2021.

SIMARD, M. *et al.* **Mangrove canopy height globally related to precipitation, temperature and cyclone frequency**. Nature Geoscience, v. 12, n. 1, p. 40–45, 2019.

SIQUEIRA-GAY, J. *et al.* **Pathways to positive scenarios for the Amazon forest in Pará state, Brazil**. Biota Neotropica, v. 20, p. 1–18, 2020.

SOARES FILHO, B. S. *et al.* **Modelling conservation in the Amazon basin**. Nature, v. 440, n. 7083, p. 520–523, 2006.

SOARES-FILHO, B. *et al.* **Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation**. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, v. 107, n. 24, p. 10821–10826, 2010.

SOARES-FILHO, B.; DAVIS, J. L.; RAJÃO, R. **Pavimentação da BR-319, a rodovia do desmatamento**. Disponível em: https://csr.ufmg.br/csr/wp-content/uploads/2020/11/Nota_tecnica_112020-01_pavimentacao_BR_319.pdf. Acesso em: 15 de mai. de 2022.

SOARES-FILHO, B. S. **Análise de paisagem: Fragmentação e Mudanças** Ecologia. Belo Horizonte: [s.n.].

SOARES-FILHO, B. S. *et al.* **Modelagem de dinâmica de paisagem: concepção e potencial de aplicação de modelos de simulação baseados em autômato celular**. MEGADIVERSIDADE, v. 3, n. 1–2, p. 74–86, dez. 2007.

SOARES-FILHO, B. S. *et al.* **Contribution of the Amazon protected areas program to forest conservation**. Biological Conservation, v. 279, 2023.

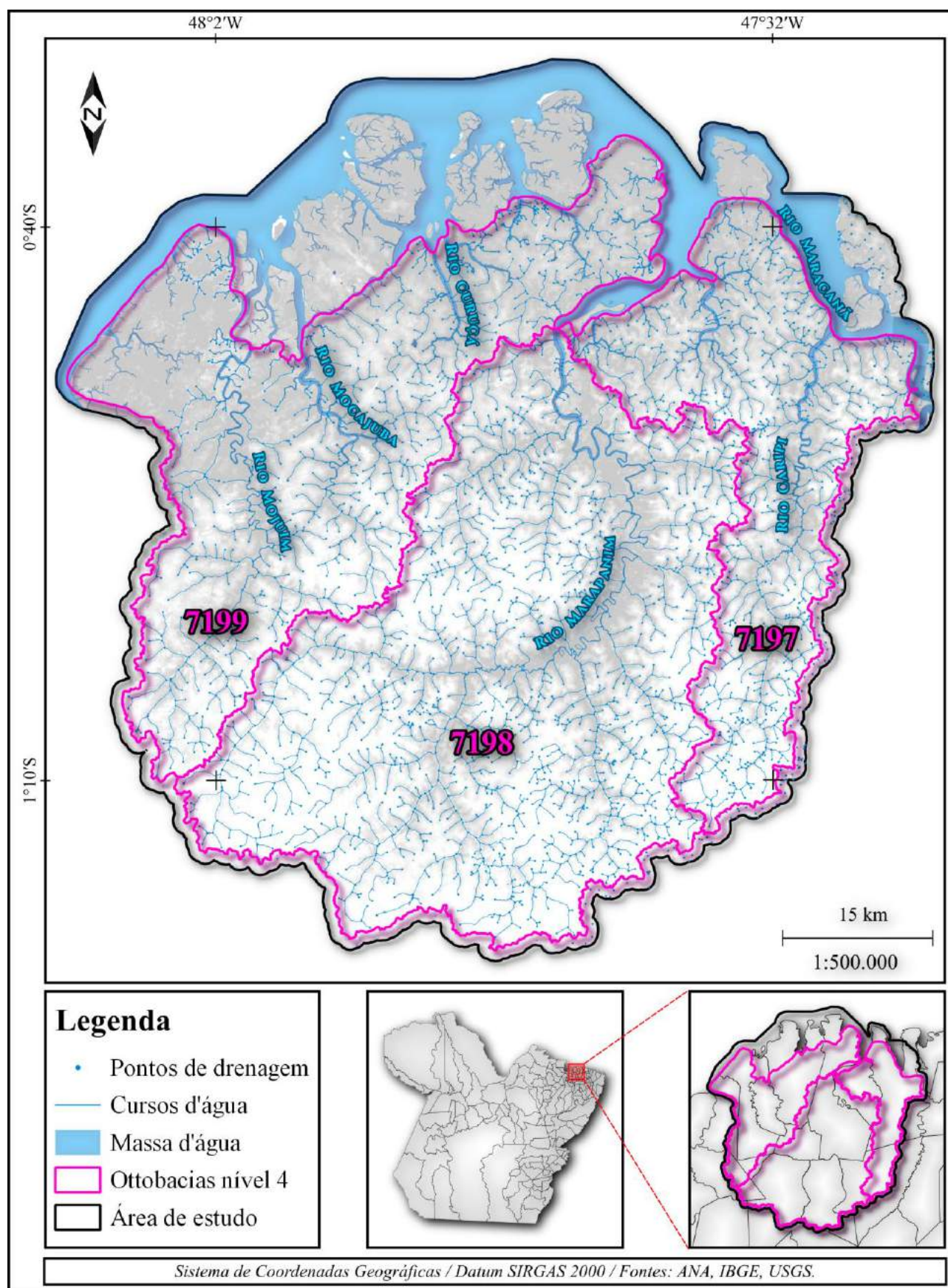
SOARES-FILHO, B. S.; CERQUEIRA, G. C.; PENNACHIN, C. L. **DINAMICA**-a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. Ecological Modelling, v. 154, n. 3, p. 217–235, 2002.

SOUZA, M. **Transamazônica: Integrar Para Não Entregar**. Nova Revista Amazônica, v. 8, n. 1, p. 133–152, 2020.

- SOUZA JR., C. M. *et al.* **Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat archive and Earth Engine.** *Remote Sensing*, v. 12, n. 17, p. 2735, 2020.
- SRIVASTAVA, P. K. *et al.* **Revisiting hyperspectral remote sensing: Origin, processing, applications and way forward.** [s.l.] LTD, 2020.
- STEFFEN, W. *et al.* **The trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration.** *Anthropocene Review*, v. 2, n. 1, p. 81–98, 2015.
- SUN, L. *et al.* **Seasonal and inter-annual variation of evapotranspiration in Amazonia based on precipitation, river discharge and gravity anomaly data.** *Frontiers in Earth Science*, v. 7, n. March, p. 1–9, 2019.
- TANAKA, M. O. *et al.* **Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil.** *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 216, p. 333–339, 2016.
- TAPIQUÉN, C. E. P. **EFRAINMAPS** – Geografía, SIG y Cartografía Digital. Disponível em: <http://tapiquen-sig.jimdofree.com>. Acesso em: 10 de jan. de 2021.
- THAKKAR, A. K. *et al.* **Impact assessment of watershed management programmes on land use/land cover dynamics using remote sensing and GIS.** *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, v. 5, p. 1–15, 2017.
- TIDWELL, T. L. **Nexus between food, energy, water, and forest ecosystems in the USA.** *Journal of Environmental Studies and Sciences*, v. 6, n. 1, p. 214–224, 2016.
- TIMKO, J. *et al.* **A policy nexus approach to forests and the SDGs: tradeoffs and synergies.** *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 34, p. 7–12, 2018.
- TURNER, M. G.; GARDNER, R. H. **Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process.** 2. ed. [s.l.] Springer New York, NY, 2015.
- UN. **Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável.** Rio de Janeiro: UNIC-Rio, 2015.
- UNITED NATIONS. **Sustainable Development Goals.** Disponível em: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/>. Acesso em: 15 de mai. de 2021.
- VALE, J. R. B. *et al.* **Análise espacial das unidades de paisagem da Reserva Extrativista Marinha Mocapajuba, zona costeira do Nordeste Paraense.** *Revista Cerrados*, v. 16, n. 02, p. 153–173, 2018.
- VENTURIERI, A. *et al.* **The sustainable expansion of the cocoa crop in the State of Pará and its contribution to altered areas recovery and fire reduction.** *Journal of Geographic Information System*, v. 14, n. 3, p. 294–313, 2022.

- VERÍSSIMO, B. *et al.* **As 5 Amazônias**: bases para o desenvolvimento sustentável da Amazônia Legal. Belém: [s.n.]. Disponível em: <https://amazonia2030.org.br/wp-content/uploads/2022/11/As5Amazonias.pdf>. Acesso em: 27 de nov. de 2022.
- VIEIRA, I. C. G. *et al.* **Classifying successional forests using Landsat spectral properties and ecological characteristics in eastern Amazônia**. *Remote Sensing of Environment*, v. 87, n. 4, p. 470–481, 2003.
- VIEIRA, I. C. G.; TOLEDO, P. M.; ALMEIDA, A. **Análise das modificações da paisagem da região Bragantina, no Pará, integrando diferentes escalas de tempo**. *Ciência e Cultura*, v. 59, n. 27, p. 27–30, 2007.
- VILELA, T. *et al.* **A better Amazon road network for people and the environment**. *Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)*, v. 117, n. 13, p. 7095–7102, 2020.
- VON NEUMANN, J. **Theory of self-reproducing automata**. 1. ed. [s.l.] University of Illinois Press Urbana and London, 1966.
- WILSON, V. **Research Methods: Triangulation**. *Evidence Based Library and Information Practice*, v. 9, n. 1, p. 74–75, 2014.
- WOLFRAM, S. **Statistical mechanics of cellular automata**. *Reviews of Modern Physics*, v. 55, n. 3, p. 601–644, 1983.
- WRIGHT, J. S. *et al.* **Rainforest-initiated wet season onset over the southern Amazon**. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 114, n. 32, p. 8481–8486, 2017.
- XIMENES, A. C. *et al.* **Modelagem dinâmica do desmatamento na Amazônia**. *Boletim de Ciências Geodésicas*, v. 14, n. 3, p. 370–391, 2008.
- YOO, J.; ROHLI, R. V. **Global distribution of Köppen-Geiger climate types during the Last Glacial Maximum, Mid-Holocene, and present**. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, v. 446, p. 326–337, 2016.
- YUNG, L. *et al.* **How methods for navigating uncertainty connect science and policy at the water-energy-food nexus**. *Frontiers in Environmental Science*, v. 7, n. APR, p. 1–17, 2019.
- ZIMBRES, B.; MACHADO, R. B.; PERES, C. A. **Anthropogenic drivers of headwater and riparian forest loss and degradation in a highly fragmented southern Amazonian landscape**. *Land Use Policy*, v. 72, p. 354–363, 2018.

APÊNDICE A - Mapa com detalhamento hídrico da região, contendo nomes oficiais dos rios, pontos de drenagem, massa d'água, ottobacias nível 4 e delimitação da área de estudo.



APÊNDICE B - Classes de uso e cobertura da terra identificadas em reconhecimento de campo em 2022, sendo A. Mangue, B. Campo Alagado e Área Pantanosa, C. Pastagem, D. Dendê, E. Área Urbanizada, F. Rio, Lago e Oceano.



APÊNDICE C - Matriz de indicadores do Nexus Água, Alimento e Ecossistemas por município da área de estudo.

Continua...

Eixo Água											
Município	Usos consuntivos da água (2022) [1]						Usos consuntivos e não consuntivos da água [2, 3, 4]				
	Consumo geral (m³/s)	Consumo: abastecimento rural (m³/s)	Consumo: irrigação (m³/s)	Consumo: abastecimento urbano (m³/s)	Consumo: uso animal (m³/s)	Consumo: indústria (m³/s)	Consumo: mineração (m³/s)	Abastecimento de água (%) (2020) [2]	Esgotamento sanitário adequado (%) (2010) [3]	Cisterna (%) (2017) [4]	Uso de irrigação (%) (2017) [4]
Castanhal	0.21	0.02277	0.02015	0.11185	0.02324	0.03375	0.00024	43.90	36.10	0.27	37.72
Curuçá	0.10	0.02553	0.06527	0.00870	0.00144	0.00002	0	40.58	23.40	0.00	56.26
Igarapé-Açu	0.17	0.01489	0.12557	0.01330	0.01272	0	0.00001	0.00	1.80	0.38	41.37
Magalhães Barata	0.01	0.00426	0.00160	0.00206	0.00041	0	0	4.00	48.60	0.23	16.78
Maracanã	0.10	0.01610	0.08012	0.00694	0.00157	0	0	0.00	41.50	0.00	23.04
Marapanim	0.03	0.01255	0.01135	0.00742	0.00235	0.00001	0	0.00	2.70	0.00	25.38
Santo Antônio do Tauá	0.10	0.01204	0.07170	0.01183	0.00495	0.00008	0.00008	0.00	10.00	0.00	40.32
São Caetano de Odivelas	0.13	0.00994	0.01559	0.00380	0.00111	0.00002	0	4.05	6.70	0.32	34.98
São Francisco do Pará	0.05	0.00978	0.02549	0.00291	0.00912	0.00011	0	5.17	38.60	0.15	32.51
São João da Ponta	0.01	0.00488	0.00013	0.00092	0.00067	0	0	0.00	22.80	0.00	28.73
Terra Alta	0.04	0.00671	0.02562	0.00363	0.00234	0	0	5.00	0.70	0.00	20.19
Vigia	0.05	0.01687	0.01103	0.01683	0.00352	0.00218	0.00056	8.43	7.60	0.11	32.28

Eixo Alimento

Produção agropecuária (2017) [4]

Município	Número de estabelecimentos agropecuários	Área média dos estabelecimentos (ha)	Atividade: Lavoura Temporária (%)	Atividade: Lavoura Permanente (%)	Atividade: Pecuária (%)	Atividade: Horticultura/Floricultura (%)	Atividade: Pesca (%)	Atividade: Aquicultura (%)	Aves: Corte (%)	Aves: Ovos (%)	Bovinos: Corte (%)	Bovinos: Leite (%)	Carga de bovinos (nº/ha)	Agricultura familiar (%)
Castanhal	1117	34.10	51.12	22.47	14.06	10.12	0.00	0.81	15.85	3.31	7.70	1.97	1.21	74.04
Curuçá	567	12.48	43.74	31.75	4.76	18.17	0.00	1.06	2.47	0.35	1.76	0.18	0.46	85.19
Igarapé-Açu	2126	22.98	63.22	21.21	7.15	3.29	0.24	0.56	10.82	11.62	4.80	0.14	1.06	80.53
Magalhães Barata	441	26.49	83.45	6.35	2.27	3.40	2.95	0.00	2.49	0.23	2.72	0.23	0.48	76.64
Maracanã	1756	10.95	71.98	9.91	4.67	5.24	3.47	0.06	11.96	7.57	2.05	0.11	1.53	83.71
Marapanim	911	13.53	78.27	9.66	3.62	6.70	0.11	0.11	5.27	1.98	1.10	0.22	1.02	84.96
Santo Antônio do Tauá	883	21.80	39.98	26.05	6.68	23.56	0.23	0.00	6.12	1.36	3.06	0.57	1.28	84.82
São Caetano de Odivelas	626	23.13	50.96	18.69	11.82	6.23	0.16	1.44	10.38	13.26	5.43	0.96	1.10	84.03
São Francisco do Pará	686	51.72	56.85	21.72	11.08	9.91	0.00	0.00	4.08	0.87	6.71	1.60	0.98	84.84
São João da Ponta	181	38.44	77.35	13.26	4.97	0.00	0.00	0.00	2.76	0.55	5.52	0.00	0.66	72.93
Terra Alta	104	20.30	53.85	37.50	6.73	1.92	0.00	0.00	2.88	1.92	0.96	0.96	0.93	97.12
Vigia	945	8.73	35.56	33.23	12.59	14.50	0.00	0.32	9.52	2.22	5.08	0.53	1.12	89.10

¹ ANA – Usos consuntivos da água no Brasil; ² SNIS – Série histórica; ³ IBGE – Cidades; ⁴ IBGE – Indicadores municipais do Censo Agropecuário 2017.

...Continua...

Eixo Alimento												
Quantidade produzida por tipo de lavoura permanente (t) (2019) [5]												
Município	Banana (cacho)	Cacau (em amêndoa)	Castanha de caju	Coco-da-baía	Dendê (cacho de coco)	Goiaba	Laranja	Limão	Mamão	Maracujá	Pimenta-do-reino	Urucum (semente)
Castanhal	960	48	0	1500	18000	0	1500	0	150	500	1038	10
Curuçá	240	0	0	1500	1022	0	90	0	300	0	280	8
Igarapé-Açu	600	0	0	1800	63000	240	450	650	1500	3000	2040	64
Magalhães Barata	60	0	0	300	0	0	0	0	0	100	22	0
Maracanã	210	0	18	1350	4800	0	150	150	375	700	374	2
Marapanim	96	0	0	160	375	0	90	0	300	350	72	0
Santo Antônio do Tauá	2160	0	0	4667	46400	0	900	0	3000	0	550	0
São Caetano de Odivelas	360	0	0	450	0	0	0	0	0	0	51	1
São Francisco do Pará	600	0	0	300	4050	0	2700	0	0	0	533	72
São João da Ponta	120	2	0	64	1400	0	0	132	45	100	75	0
Terra Alta	120	0	0	100	4500	0	150	150	0	0	90	3
Vigia	600	0	0	900	3917	0	750	0	0	0	77	0

Eixo Alimento							
Quantidade produzida por tipo de lavoura temporária (2019) [5]							
Município	Abacaxi (frutos/ha)	Arroz (em casca) (kg/ha)	Cana-de-açúcar (kg/ha)	Feijão (em grão) (kg/ha)	Mandioca (kg/ha)	Melancia (kg/ha)	Milho (em grão) (kg/ha)
Castanhal	900	0	0	253	81500	0	304
Curuçá	300	0	0	12	14000	550	9
Igarapé-Açu	125	0	900	67	16500	1760	132
Magalhães Barata	0	3	0	12	12000	0	27
Maracanã	60	16	0	112	10000	550	120
Marapanim	200	12	0	27	6902	1320	31
Santo Antônio do Tauá	500	0	0	40	4500	0	42
São Caetano de Odivelas	50	30	0	9	8400	0	18
São Francisco do Pará	225	0	3000	210	60000	440	180
São João da Ponta	1200	3	0	12	1300	0	9
Terra Alta	125	0	0	3	1120	0	4
Vigia	250	0	0	0	6000	0	0

⁵ FAPESPA – Anuário estatístico do Pará 2021.

...Continua...

Eixo Alimento										
Município	Produção pecuária (2019) [5]						Degradação de pastagens (2020) [6]			
	Rebanho: galináceos (cabeça)	Rebanho: bovino (cabeça)	Rebanho: suíno (cabeça)	Rebanho: bubalino (cabeça)	Rebanho: caprino (cabeça)	Produção animal: leite (x1000 L)	Produção animal: ovos de galinha (x1000 dúzias)	Produção animal: mel de abelha (kg)	Pastagem sem degradação proporcional à área do município (%)	Pastagem com algum grau de degradação proporcional à área do município (%)
Castanhal	3866507	35398	1713	56	356	2694	178	10000	39.69	19.87
Curuçá	451515	2115	126	0	26	17	562	6500	13.53	9.04
Igarapé-Açu	1818124	20643	2356	14	730	306	164	10000	47.08	14.60
Magalhães Barata	2300	1291	130	0	11	12	4	140	13.86	5.04
Maracanã	500000	4045	910	0	44	23	330	5500	18.15	5.99
Marapanim	30000	4614	454	472	11	17	12	1400	21.52	6.22
Santo Antônio do Tauá	1390490	56466	254	23	56	67	9236	2700	30.78	7.18
São Caetano de Odivelas	155000	1896	310	167	69	21	82	23890	21.92	5.21
São Francisco do Pará	1293592	17433	706	0	356	350	685	5000	48.50	17.80
São João da Ponta	7500	957	300	11	75	4	23	2000	27.27	6.44
Terra Alta	58000	3212	662	11	11	50	17	2700	47.07	11.64
Vigia	1330000	4134	253	167	105	78	900	1200	22.72	10.22

Eixo Alimento									
Município	Produção aquícola (2019) [7]								
	Tambaqui (kg)	Tilápia (kg)	Alevinos (milheiros)	Pirarucu (kg)	Pirapitinga (kg)	Camarão (kg)	Ostras, vieiras e mexilhões (kg)	Tambacu e tambatinga (kg)	Sementes de moluscos (milheiros)
Castanhal	160000	16000	0	0	9000	0	0	0	0
Curuçá	0	0	0	0	0	55000	6500	5500	2700
Igarapé-Açu	18500	6500	2300	0	0	0	0	0	0
Magalhães Barata	17000	0	0	0	0	0	0	0	0
Maracanã	5500	0	0	56	0	0	40000	0	0
Marapanim	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Santo Antônio do Tauá	4000	0	0	0	0	0	0	0	0
São Caetano de Odivelas	0	0	0	0	0	0	5400	0	0
São Francisco do Pará	0	0	0	0	0	0	0	0	0
São João da Ponta	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Terra Alta	7000	0	0	0	0	0	0	0	0
Vigia	5200	0	0	0	0	0	0	0	0

⁵ FAPESPA – Anuário estatístico do Pará 2021; ⁶ MapBiomias – Qualidade da pastagem; ⁷ SEDAP – Síntese Agropecuária dos Municípios da Região de Integração do Guamá.

...Conclusão

Eixo Ecossistemas						
Município	Dados de desmatamento [8]		Dados de imóveis rurais [9]		Dados de UCs [10]	
	Área de desmatamento acumulado proporcional à área do município (%) (1988-2007)	Área de incremento de desmatamento proporcional à área do município (%) (2008-2021)	Propriedades cadastráveis com registros de CAR (%) (2022)	APP hídrica proporcional à área do município (%) (2022)	Área de RL proporcional à área do município (%) (2022)	Área de UCs proporcional à área do município (%) (2022)
Castanhal	86.65	1.50	69.74	4.49	18.29	0
Curuçá	39.83	1.97	23.91	0.97	6.49	36.32
Igarapé-Açu	86.17	1.04	60.08	5.03	18.35	0
Magalhães Barata	50.23	1.85	39.22	3.10	5.18	33.52
Maracanã	39.45	1.69	32.39	1.74	7.86	32.24
Marapanim	48.73	1.87	35.12	1.29	8.07	23.79
Santo Antônio do Tauá	60.77	0.86	48.45	1.91	12.97	0
São Caetano de Odivelas	48.64	1.99	48.57	2.68	13.75	34.14
São Francisco do Pará	86.88	1.18	62.21	4.50	18.35	0
São João da Ponta	51.46	6.11	40.86	1.85	15.88	17.40
Terra Alta	81.94	2.01	69.85	5.78	22.67	0
Vigia	55.33	1.59	43.49	3.79	18.92	0

Aspectos socioeconômicos e territoriais						
Município	População estimada (2000) [3]	População estimada (2022) [3]	Variação populacional (%) (2000-2022) [3]	PIB per capita (R\$) (2019) [3]	IDHM (2010) [11]	Área da unidade territorial (ha) [3]
Castanhal	134442	200003	0.49	20123.38	0.673	102930
Curuçá	26220	44493	0.70	7261.11	0.582	67632.2
Igarapé-Açu	32361	35788	0.11	8944.66	0.595	78598.3
Magalhães Barata	7588	8090	0.07	8692.56	0.597	32398.4
Maracanã	27628	25929	-0.06	7774.15	0.570	80762.8
Marapanim	24645	30867	0.25	7532.32	0.609	80462.5
Santo Antônio do Tauá	19810	28282	0.43	12258.39	0.632	53761.8
São Caetano de Odivelas	15616	15226	-0.02	8075.40	0.585	46416.6
São Francisco do Pará	14200	14912	0.05	15166.40	0.608	47944.1
São João da Ponta	4033	4264	0.06	7595.37	0.583	19591.8
Terra Alta	8214	10404	0.27	6109.71	0.605	20497
Vigia	41256	49096	0.19	7235.93	0.617	40158.9

³ IBGE; ⁸ INPE – PRODES Amazônia; ⁹ SICAR/SEMAS; ¹⁰ IDEFLOR-BIO e ICMBIO; ¹¹ PNUD.