

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

Instituto de Geociências

Programa de Pós-Graduação em Geografia

Alexander Webber Perlandim Ramos

ANÁLISES E PROJEÇÕES DA DINÂMICA DE COBERTURA VEGETAL, USO DA TERRA
E ÁGUAS SUPERFICIAIS NA BACIA DO ALTO PARAGUAI-MT, BRASIL: subsídios para
o planejamento ambiental e territorial

Belo Horizonte

2024

Alexander Webber Perlandim Ramos

**ANÁLISES E PROJEÇÕES DA DINÂMICA DE COBERTURA VEGETAL, USO DA TERRA
E ÁGUAS SUPERFICIAIS NA BACIA DO ALTO PARAGUAI-MT, BRASIL: subsídios para
o planejamento ambiental e territorial**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Geografia.

Área de concentração: Análise Ambiental

Linha de Pesquisa: Geografia Aplicada e Geotecnologias

Orientadora: Profa. Dra. Úrsula Ruchkys de Azevedo

Coorientadora: Profa. Dra. Sandra Mara Alves da Silva Neves

Belo Horizonte

2024

R175a
2024

Ramos, Alexander Webber Perlandim.

Análises e projeções da dinâmica de cobertura vegetal, uso da terra e águas superficiais na Bacia do Alto Paraguai-MT, Brasil [manuscrito] : subsídios para o planejamento ambiental e territorial / Alexander Webber Perlandim Ramos. – 2024.

117 f., enc. il. (principalmente color.)

Orientadora: Úrsula Ruchkys de Azevedo.

Co-orientadora: Sandra Mara Alves da Silva Neves.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Geociências, 2024.

Área de concentração: Análise Ambiental.

Linha de pesquisa: Geografia Aplicada e Geotecnologias.

Inclui bibliografia.

Inclui apêndices.

1. Modelagem de dados – Aspectos ambientais – Teses. 2. Bacias hidrográficas – Administração – Teses. 3. Recursos naturais – Conservação – Teses. 4. Geotecnologia ambiental – Teses. 5. Alto Paraguai (MT) – Teses. I. Ruchkys, Úrsula de Azevedo. II. Neves, Sandra Mara Alves da Silva. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Geociências. IV. Título.

CDU: 911.2:519.6(817.2)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

COLEGIADO DO CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

FOLHA DE APROVAÇÃO

**"ANÁLISES E PROJEÇÕES DA DINÂMICA DE COBERTURA VEGETAL, USO DA TERRA E ÁGUAS
SUPERFICIAIS NA BACIA DO ALTO PARAGUAI-MT, BRASIL: Subsídios para o Planejamento Ambiental
e Territorial"**

ALEXANDER WEBBER PERLANDIM RAMOS

Tese de Doutorado defendida e aprovada, no dia **19 de agosto de 2024**, pela Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de Minas Gerais constituída pelos seguintes professores:

Elisa Hardt Alves Vieira

UNIFESP

Carla Bernadete Madureira Cruz

UFRJ

Rogério Ribeiro Marinho

UFAM

Antônio Pereira Magalhães Júnior

IGC/UFMG

Úrsula Ruchkys de Azevedo - Orientadora

IGC/UFMG

Belo Horizonte, 19 de agosto de 2024.



Documento assinado eletronicamente por **Antonio Pereira Magalhaes Junior, Professor do Magistério Superior**, em 21/08/2024, às 16:12, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Rogério Ribeiro Marinho, Usuário Externo**, em 21/08/2024, às 17:49, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Ursula Ruchkys de Azevedo, Professor(a)**, em 22/08/2024, às 09:06, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Elisa Hardt Alves Vieira, Usuário Externo**, em 22/08/2024, às 10:18, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Carla Bernadete Madureira Cruz, Usuário Externo**, em 25/08/2024, às 18:27, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **3460969** e o código CRC **44B38282**.

Aos meus queridos pais, Gilberto Xavier Ramos e Cleuza Perlandim Ramos, palavras não são suficientes para expressar a minha gratidão por tudo que vocês fizeram e continuam a fazer por mim. Desde o início da minha jornada acadêmica, vocês foram a base que me sustentou, oferecendo apoio incondicional. Obrigado por estarem ao meu lado em todos os momentos, tanto nos desafios quanto nas vitórias.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de expressar meus agradecimentos à minha orientadora, Profa. Dra. Úrsula Ruchkys de Azevedo, pelo exemplo de profissionalismo, e pela confiança creditada a mim no desafio de orientar-me a distância, especialmente em tempos difíceis de pandemia e isolamento social. Seu apoio constante foi fundamental não apenas na construção deste trabalho, mas também no meu crescimento profissional e pessoal.

À minha coorientadora, Profa. Dra. Sandra Mara Alves da Silva Neves, por seu inestimável apoio e contribuição ao longo de toda minha jornada acadêmica. Sua confiança em meu potencial e seu compromisso com meu desenvolvimento foram essenciais para que eu pudesse chegar até aqui. Você foi uma verdadeira mentora e inspiração, me ajudando a construir o caminho que culminou nesta tese de doutorado.

À Profa. Dra. Edinéia Aparecida dos Santos Galvanin, pelas valiosas contribuições metodológicas que enriqueceram este trabalho, fundamentais para o desenvolvimento e a qualidade desta pesquisa.

Aos membros da banca examinadora composta pelos professores Dr. Antônio Pereira Magalhães Junior, Dra. Elisa Hardt Alves Vieira, Dra. Carla Bernadete Madureira Cruz e Dr. Rogério Ribeiro Marinho, pelas valiosas contribuições oferecidas durante a avaliação desta tese. Suas considerações foram essenciais para refinar e aprimorar esta pesquisa.

À Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), por proporcionar as condições necessárias para que eu pudesse alcançar meus objetivos acadêmicos e realizar este trabalho em um ambiente de excelência.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo auxílio financeiro concedido na forma de bolsa, o que foi essencial para a realização desta pesquisa e para a minha formação acadêmica.

A todos cujo nome, por um lapso, não mencionei, mas que, de alguma forma, contribuíram para que eu alcançasse este objetivo.

RESUMO

Nas últimas décadas, a intensificação da agropecuária no Brasil, impulsionada pela demanda global por commodities, tem causado mudanças significativas nas paisagens da Bacia do Alto Paraguai, em Mato Grosso. Esta região, fundamental para a gestão dos recursos hídricos brasileiros, abriga o Pantanal, um bioma de importância ecológica internacional, além de incluir áreas dos biomas Amazônia e Cerrado. Diante desse contexto, esta tese tem como objetivo analisar, por meio de ferramentas geotecnológicas, a dinâmica de mudança na cobertura vegetal e usos da terra na bacia, identificando os fatores que impulsionam esse processo e projetando cenários ambientais futuros. Assim, busca-se fornecer dados e informações que subsidiem o planejamento ambiental e territorial da região, contribuindo para uma gestão sustentável dos recursos naturais. A tese está estruturada em três capítulos, cada um abordando diferentes aspectos das mudanças ambientais na Bacia do Alto Paraguai. O primeiro capítulo analisa a dinâmica do desflorestamento, destacando padrões e tendências na paisagem ao longo do tempo. O segundo capítulo foca nos agentes históricos do desflorestamento e projeta cenários futuros por meio de modelagem preditiva, auxiliando políticas de conservação. Já o terceiro capítulo investiga a dinâmica das águas superficiais, observando como as alterações na cobertura vegetal e usos da terra influenciam a hidrologia local. Para as análises, foram utilizados dados do projeto MapBiomas (1985-2020), processados com técnicas de geoprocessamento. A variação temporal na cobertura vegetal, uso da terra e águas superficiais foi analisada por diagramas de transição, enquanto as projeções de desflorestamento foram feitas com modelagem espacial. Já para a cobertura de águas superficiais, utilizou-se uma abordagem de séries temporais. Entre 1985 e 2020, as áreas de vegetação natural na bacia diminuíram em 19,82%, enquanto as áreas agrícolas aumentaram 76,74%. O desflorestamento foi mais intenso nas áreas de planalto, onde as áreas antrópicas já superaram as áreas naturais. Projeções para 2050 indicam uma perda adicional de 21,20% das áreas de vegetação natural e um aumento de 29,81% nas áreas agrícolas, com o predomínio dessas últimas a partir de 2040. Três variáveis se destacaram como impulsionadoras do desflorestamento: proximidade a áreas já desmatadas, estradas e cidades, enquanto a proximidade a áreas protegidas mostrou-se um fator de proteção. No mesmo período, as águas superficiais da bacia diminuíram

68,61%, sendo que no bioma Amazônia a redução foi de 19,37%, no Cerrado houve um aumento de 134,28% e no Pantanal uma redução de 74,27%. Projeções para 2050 sugerem uma estabilização da cobertura de águas superficiais, com possível aumento de 8,9%. Os resultados desta tese fornecem informações valiosas para a formulação de políticas públicas, destacando a importância das áreas protegidas, práticas agrícolas sustentáveis e estratégias de gestão adaptativa. A pesquisa reforça a necessidade de uma abordagem integrada e multidisciplinar para enfrentar os desafios ambientais, contribuindo para o desenvolvimento sustentável da região.

Palavras-Chave: geotecnologias; conservação de bacias hidrográficas; modelagem de sistemas ambientais.

ABSTRACT

Over the past few decades, the intensification of agriculture in Brazil, driven by global demand for commodities, has caused significant changes in the landscapes of the Upper Paraguay River Basin in Mato Grosso. This region, crucial for Brazil's water resource management, is home to the Pantanal, a biome of international ecological importance, as well as areas of the Amazon and Cerrado biomes. Against this backdrop, this thesis aims to analyze, through geotechnological tools, the dynamics of land cover and land use changes in the basin, identifying the driving factors and projecting future environmental scenarios. Thus, it seeks to provide data and information to support environmental and territorial planning in the region, contributing to sustainable natural resource management. The thesis is structured into three chapters, each addressing different aspects of environmental changes in the Upper Paraguay River Basin. The first chapter analyzes deforestation dynamics, highlighting patterns and trends in the landscape over time. The second chapter focuses on historical deforestation agents and projects future scenarios through predictive modeling, supporting conservation policies. The third chapter investigates surface water dynamics, observing how changes in land cover and land use affect local hydrology. For the analyses, data from the MapBiomass project (1985-2020) were used, processed with geoprocessing techniques. Temporal variation in land cover, land use, and surface water was analyzed through transition diagrams, while deforestation projections were made using spatial modeling. For surface water cover, a time-series approach was employed. Between 1985 and 2020, natural vegetation areas in the basin decreased by 19.82%, while agricultural areas increased by 76.74%. Deforestation was more intense in plateau areas, where anthropic areas have surpassed natural areas. Projections for 2050 indicate an additional loss of 21.20% of natural vegetation areas and a 29.81% increase in agricultural areas, with the latter dominating from 2040 onwards. Three variables stood out as drivers of deforestation: proximity to already deforested areas, roads, and cities, while proximity to protected areas proved to be a protective factor. During the same period, surface waters in the basin decreased by 68.61%, with a 19.37% reduction in the Amazon biome, a 134.28% increase in the Cerrado, and a 74.27% reduction in the Pantanal. Projections for 2050 suggest stabilization of surface water cover, with a possible 8.9% increase. The results of this

thesis provide valuable information for policy-making, highlighting the importance of protected areas, sustainable agricultural practices, and adaptive management strategies. The research reinforces the need for an integrated and multidisciplinary approach to address environmental challenges, contributing to sustainable development in the region.

Keywords: geotechnologies; watershed conservation; environmental systems modeling.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Bacia do Alto Paraguai no contexto sul-americano.	17
Figura 2. Localização da Bacia do Alto Paraguai mato-grossense, com a espacialização de seus biomas, no contexto brasileiro e sul-americano.	26
Figura 3. Chave de reclassificação e agrupamento dos dados de cobertura vegetal e uso da terra do Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (MapBiomas) para o Sistema Básico de Classificação da Cobertura e do Uso da Terra (SCUT).....	28
Figura 4. Estado atual (2020) e panorama espaço-temporal (1985-2020) das mudanças na cobertura vegetal e uso da terra na BAP-MT e seus biomas.	33
Figura 5. Cobertura vegetal e usos da terra no bioma Amazônia e sua dinâmica de transição.	34
Figura 6. Cobertura vegetal e uso da terra no bioma Cerrado e sua dinâmica de transição.	36
Figura 7. Cobertura vegetal e uso da terra no bioma Pantanal e sua dinâmica de transição.	38
Figura 8. Comportamento anual da taxa de desflorestamento (%) na BAP-MT e de sua extensão nos biomas.	40
Figura 9. Localização da Bacia do Alto Paraguai mato-grossense, com a espacialização de seus biomas, no contexto brasileiro e sul-americano.	55
Figura 10. Chave de reclassificação e agrupamento, baseada em árvore de decisão, dos dados de cobertura vegetal e uso da terra do Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (MapBiomas) para o Sistema Básico de Classificação da Cobertura e do Uso da Terra (SCUT).....	56
Figura 11. Variáveis espaciais utilizadas no modelo de desflorestamento.....	59
Figura 12. Etapas metodológicas para modelagem preditiva de desflorestamento.	61
Figura 13. Comparativo de performance entre o modelo construído e o modelo neutro.	63
Figura 14. Estado atual (2020) e panorama espaço-temporal (1985-2020) das mudanças na cobertura vegetal e uso da terra na BAP-MT e seus biomas.	65
Figura 15. Probabilidade de desflorestamento das Áreas de Vegetação Natural na BAP-MT e em seus biomas.....	66
Figura 16. Influência das variáveis espaciais no desflorestamento da BAP-MT.....	67
Figura 17. Projeção de conversão de Áreas de Vegetação Natural para Áreas Antrópicas Agrícolas para a BAP-MT.	73
Figura 18. Bacia do Alto Paraguai no Mato Grosso e seus distintos biomas no contexto sul-americano.....	83
Figura 19. Chave de reclassificação dos dados de cobertura vegetal e uso da terra, realizada com base em árvore de decisão, dos dados de cobertura vegetal e uso da terra do Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (MapBiomas) para o Sistema Básico de Classificação da Cobertura e do Uso da Terra (SCUT).....	84
Figura 20. Estado atual (2020) e panorama espaço-temporal (1985-2020) das mudanças na cobertura vegetal e uso da terra na BAP-MT e nos seus biomas.....	89
Figura 21. Dinâmica da cobertura de águas superficiais da BAP-MT e seus biomas. ...	91
Figura 22. Frequência (anual) e cobertura espaço-temporal das águas superficiais na BAP-MT e de sua extensão nos biomas.	93

Figura 23. Projeções anuais (2021-2050) da cobertura superficial de água na BAP-MT e de sua extensão nos biomas.....	95
--	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Descrição das classes do Sistema básico de classificação da cobertura e do uso da terra (SCUT).	29
Tabela 2. Valores de coeficientes de Cramer para as variáveis utilizadas no modelo....	60

LISTA DE APÊNDICES

APÊNDICE A – Dinâmica temporal das classes de cobertura vegetal e usos da terra na BAP-MT e de sua extensão nos biomas	106
Apêndice B – Taxa de desflorestamento na BAP-MT e de sua extensão nos biomas .	112
Apêndice C – Projeção do desflorestamento das áreas de vegetação natural para implantação de áreas antrópicas agrícolas na BAP-MT	114
Apêndice D – Projeção da cobertura superficial de água na BAP-MT e de sua extensão nos biomas.....	116

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	16
REFERÊNCIAS	19
CAPÍTULO 1: PADRÕES DE DESFLORESTAMENTO NOS BIOMAS AMAZÔNIA, CERRADO E PANTANAL NA BACIA DO ALTO PARAGUAI, MATO GROSSO, BRASIL	22
RESUMO	23
1. INTRODUÇÃO	23
2. MATERIAL E MÉTODOS	25
2.1. ÁREA DE ESTUDO	25
2.2. BASE DE DADOS	26
2.3. MÉTODOS	31
2.3.1. CÁLCULO DAS TAXAS DE DESFLORESTAMENTO	31
2.3.2. DINÂMICA DA MUDANÇA DE USO DA TERRA	31
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	32
5. CONSIDERAÇÕES	42
REFERÊNCIAS	43
CAPÍTULO 2: MODELAGEM PREDITIVA DE DESFLORESTAMENTO NA BACIA DO ALTO PARAGUAI NO ESTADO DE MATO GROSSO, BRASIL	51
RESUMO	52
1. INTRODUÇÃO	52
2. MATERIAL E MÉTODOS	55
2.1. ÁREA DE ESTUDO	55
2.2. BASE DE DADOS	56
2.2.1. COBERTURA VEGETAL E USO DA TERRA	56
2.2.2. VARIÁVEIS ESPACIAIS	58
2.3. MÉTODOS	60
2.3.1. MODELAGEM DE DESFLORESTAMENTO	60
2.3.2. VALIDAÇÃO DO MODELO	62
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	63
3.1. DESEMPENHO DO MODELO	63
3.2. HISTÓRICO DO DESFLORESTAMENTO	64
3.3. VETORES DE DESFLORESTAMENTO	66
3.3.1. ÁREAS PREVIAMENTE DESMATADAS	67
3.3.2. HIPSOMETRIA	68
3.3.3. APTIDÃO AGRÍCOLA	68
3.3.4. ÁREAS PROTEGIDAS	69
3.3.5. ESTRADAS	71
3.3.6. INFRAESTRUTURA URBANA	72
3.4. PROJEÇÃO DE DESFLORESTAMENTO	73
4. CONSIDERAÇÕES	74
REFERÊNCIAS	75
CAPÍTULO 3: DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS NA BACIA DO ALTO PARAGUAI, MATO GROSSO, BRASIL	80
RESUMO	81

1. INTRODUÇÃO	81
2. MATERIAIS E MÉTODOS	82
2.1. ÁREA DE ESTUDO	82
2.2. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	84
2.2.1. BASE DE DADOS.....	84
2.3.3. DINÂMICA DA MUDANÇA DE USO DA TERRA.....	86
2.3.4. PROJEÇÃO DA COBERTURA DE ÁGUAS SUPERFICIAIS	86
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	88
3.1. MUDANÇA ESPAÇO-TEMPORAL DE USO DA TERRA.....	88
3.2. DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DA COBERTURA DE ÁGUAS SUPERFICIAIS ..	91
3.3. PROJEÇÃO DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS	94
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	103
APÊNDICES	105

APRESENTAÇÃO

As paisagens globais têm sido alvo de intensas e frequentes intervenções humanas, resultando em alterações em seus elementos e, por consequência, impactado diretamente a estabilidade dos ecossistemas (LUZ; RAMOS; SILVA, 2019). De acordo com Bertrand (1968) a paisagem é uma entidade dinâmica, moldada pelas interações entre os elementos abióticos, bióticos e antrópicos, o que a mantém em constante evolução e, portanto, a torna instável.

As intensas perturbações antropogênicas nas paisagens, frequentemente desconsiderando suas capacidades e níveis de sensibilidade, têm causado degradação ambiental significativa, prejudicando processos ecológicos em diversas escalas (RAMOS et al., 2018; DASSOLLER; MIRANDA; NEVES, 2018). A ausência de planejamento adequado e a conversão de áreas naturais para outros usos da terra alteram drasticamente os ecossistemas, comprometendo sua resiliência e gerando sérias repercussões socioeconômicas (TREVISAN; MOSCHINI, 2015; REDDY; PRASAD P., 2024).

Nesse contexto está inserida a Bacia do Alto Paraguai (BAP), localizada no extremo norte da Bacia Platina, que cobre uma área de 595.230 km², abrangendo partes do Brasil, Paraguai e Bolívia (ANA, 2017). No Brasil, a bacia ocupa 362.259 km², dos quais 174.309,98 km² estão situados no estado de Mato Grosso (MMA, 2022), conforme Figura 1.

A BAP é reconhecida por sua singular biodiversidade, abrangendo os biomas Amazônia, Cerrado e Pantanal, esse último sendo uma das maiores extensões úmidas contínuas do planeta e declarado Patrimônio Nacional pela Constituição Federal Brasileira (BRASIL, 1988), área de relevância global pela Convenção Ramsar (MMA, 2020) e Reserva da Biosfera pela UNESCO (MMA, 2020).

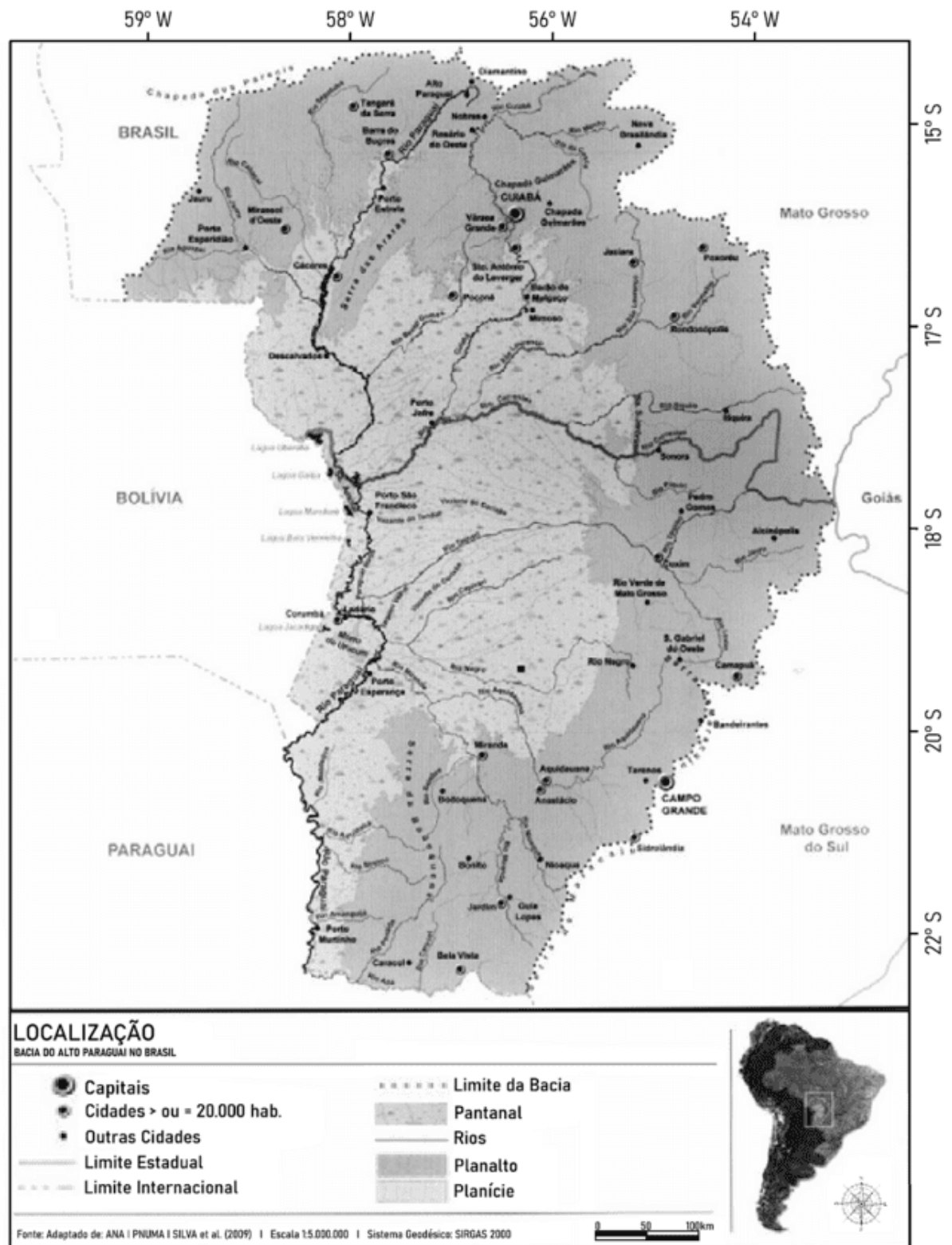


Figura 1. Bacia do Alto Paraguai no contexto sul-americano.

Fonte: elaboração própria.

Nos últimos anos a BAP em Mato Grosso tem sido impactada por intensas mudanças no uso da terra, principalmente devido atividades humanas, como o desflorestamento para a implantação de pastagens e cultivos agrícolas, que são apontadas como as principais causas dessas transformações (BORDAS et al., 1996; HARRIS et al., 2006; GUERRA et al., 2020). As mudanças têm acarretado diversos problemas ambientais, como erosão, assoreamento dos rios, contaminação de solos e águas, queda na qualidade dos habitats e perda de biodiversidade (SOS-PANTANAL et al., 2017; GUERRA et al., 2020; BORDAS et al., 1996; HARRIS et al., 2006; KREITLOW et al., 2016). Para mitigar esses impactos, é essencial a realização de estudos que analisem as mudanças ocorridas nas paisagens para servir como suporte ao planejamento ambiental.

Diante disso, a adoção da bacia hidrográfica como recorte espacial de análise está alinhada com a Lei nº 9.433 de 1997, que estabelece a bacia como a unidade territorial para a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e para as ações do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Essa abordagem reflete o reconhecimento da relevância das bacias hidrográficas como divisões naturais ideais para a gestão eficiente dos recursos naturais, especialmente da água (BRASIL, 1997).

Para tanto, o uso de ferramentas geotecnológicas no levantamento de dados e na condução de análises tem se mostrado um recurso valioso para o avanço das pesquisas ambientais. Entre os benefícios das geotecnologias estão a capacidade de coletar e processar grandes volumes de dados espaciais com precisão e agilidade. Essas ferramentas também facilitam o monitoramento contínuo de áreas extensas e de difícil acesso, permitindo uma compreensão mais detalhada e abrangente das dinâmicas ambientais (ROSA, 2005). Com isso, é possível identificar áreas críticas de maneira mais eficiente, favorecendo decisões mais assertivas no planejamento e gestão ambiental e territorial, além de contribuir para a minimização de problemas ambientais e a preservação dos recursos naturais (DASSOLLER et al., 2018).

Ante o exposto, esta tese tem como objetivo analisar através de ferramentas geotecnológicas a dinâmica espaço-temporal de mudança na cobertura vegetal e usos da terra, identificando os fatores que contribuem para tal processo, e conjecturar cenário ambiental pósteros para a Bacia do Alto Paraguai, no estado brasileiro de Mato Grosso.

Os resultados obtidos nessa tese foram estruturados três capítulos, em formato de artigos, além das considerações finais. É importante destacar que, há uma repetição de informações, em especial nos tópicos de área de estudo e procedimentos metodológicos, devido a estruturação da tese nesse formato.

O primeiro capítulo tem como escopo examinar a dinâmica espaço-temporal do desflorestamento na bacia, revelando padrões e tendências das alterações na paisagem ao longo do tempo. O segundo concentra-se na identificação dos agentes associados ao processo histórico do desflorestamento na bacia, projetando cenários futuros por meio de modelagem preditiva para orientar políticas de conservação. Por fim, o terceiro capítulo investiga a dinâmica espaço-temporal das águas superficiais, analisando como as mudanças na cobertura vegetal e nos usos da terra afetam a hidrologia local.

Espera-se que esta tese contribua para o entendimento das complexas interações ambientais na Bacia do Alto Paraguai, em Mato Grosso. Ao oferecer uma análise detalhada das dinâmicas espaciais e temporais relacionadas às mudanças no uso da terra, esta pesquisa poderá fornecer dados com alto potencial para embasar a criação de políticas públicas e estratégias de gestão territorial mais eficazes voltadas à conservação ambiental. Em última instância, acredita-se que o conhecimento gerado pode auxiliar na conservação ambiental, garantindo o funcionamento ecossistêmicos e o desenvolvimento sustentável da bacia, beneficiando tanto o ambiente quanto as comunidades locais.

Referências

- ANA. Agência Nacional de Águas. **Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica Paraguai – PRH Paraguai**: Resumo Executivo. Brasília: ANA, 2017. 180 p.
- BERTRAND, Georges. Paysage et géographie physique globale: esquisse méthodologique. *Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, v. 39, n. 3, p. 249-272, 1968.
- BORDAS, Marc Patry. The Pantanal: An ecosystem in need of protection. *International Journal of Sediment Research*, v. 11, n. 3, p. 34-39, 1996.
- BRASIL. Diário Oficial da União. 1997. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm>.

BRASIL. Presidência da República. 1988. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Disponível em:

<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm>.

DASSOLLER, Tiago Ferrarezi; MIRANDA, Miriam Raquel da Silva; NEVES, Sandra Mara Alves da Silva. Dinâmica espaço-temporal da paisagem de Mirassol D'oeste/Mato Grosso, Brasil. **Geosul**, v. 33, n. 67, 162-180, 2018.

GUERRA, Angélica et al. Drivers and projections of vegetation loss in the Pantanal and surrounding ecosystems. **Land Use Policy**, v. 91, p. 104388, 2020.

HARRIS, Mônica Barcellos et al. Estimativa da perda de cobertura vegetal original na Bacia do Alto Paraguai e Pantanal brasileiro: ameaças e perspectivas. **Natureza & Conservação**, v. 4, n. 2, p. 50-66, 2006.

KREITLOW, Jesã Pereira et al. Vulnerabilidade ambiental e conflito no uso da terra no município de Mirassol D'Oeste, Brasil. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 68, n. 10, p. 1917-1936, 2016.

LUZ, Camila Calazans da Silva; RAMOS, Alexander Webber Perlandim, SILVA, Gessica de Jesus Oliveira. Natural and environmental vulnerability of the Jauru-Mato Grosso river hydrographic basin, Brazil. **Raega – O Espaço Geográfico em Análise**, v. 46 n. 3, p. 176-187, 2019.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. 2020. **Reserva da Biosfera**. Disponível em: <<https://antigo.mma.gov.br/areas-protegidas/instrumentos-de-gestao/reserva-da-biosfera.html>>.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. 2022. **Amazônia**. Disponível em: <<https://antigo.mma.gov.br/biomas/amaz%C3%B4nia.html>>.

REDDY, P. Shashank; PRASAD P., Rama Chandra. Evaluating the effects of natural disasters, human influence, and government development policies on the landscape dynamics of Little Andaman, India. **Journal of Coastal Conservation**, v. 28, n. 22, p. 1-13, 2024.

ROSA, Roberto. Geotecnologias na Geografia Aplicada. Revista do Departamento de Geografia, v. 16, n. 1, p. 81-90, 2005.

SOS-PANTANAL et al. **Monitoramento das alterações da cobertura vegetal e uso do solo na Bacia do Alto Paraguai Porção Brasileira – Período de Análise: 2014 a 2016**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2017. 4 p.

TREVISAN, Diego Peruchi; MOSCHINI, Luiz Eduardo. Dinâmica de Uso e Cobertura da Terra em Paisagem no Interior do Estado de São Paulo: Subsídios para o planejamento. *Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science*, v. 4, n. 3, p. 16-30, 2015.

CAPÍTULO 1: PADRÕES DE DESFLORESTAMENTO NOS BIOMAS AMAZÔNIA,
CERRADO E PANTANAL NA BACIA DO ALTO PARAGUAI, MATO GROSSO, BRASIL

Resumo – Nas últimas décadas ocorreram no Brasil modificações nas paisagens impulsionadas pela intensificação da produção agropecuária estimulada pela crescente demanda global por commodities. Nesse contexto, destaca-se a Bacia do Alto Paraguai (BAP-MT) no estado de Mato Grosso. Este é o principal polo produtivo do país ao mesmo tempo que possui uma importância fundamental no contexto estratégico brasileiro de gestão dos recursos hídricos. Isso se deve ao fato de que a BAP-MT abriga o bioma Pantanal, uma das maiores áreas úmidas do planeta, reconhecida como área de relevância global Ramsar e Reserva da Biosfera pela UNESCO. Além disso, a BAP-MT também compreende os biomas Amazônia e Cerrado, que fazem parte das áreas de planaltos da bacia. Diante disso, o escopo deste estudo foi compreender a dinâmica espaço-temporal do desflorestamento na Bacia do Alto Paraguai no estado brasileiro de Mato Grosso, através dos dados do Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil. Os resultados mostram que, no período de 1985 a 2020, na unidade hidrográfica analisada as Áreas de Vegetação Natural sofreram redução acumulada de 19,82%, ao passo que as Áreas Antrópicas Agrícolas aumentaram 76,74%. Na bacia a taxa média de desflorestamento foi de 1,57%/ano, enquanto que nos biomas Amazônia, Cerrado e Pantanal na bacia foi de 4,09%/ano, 1,58%/ano e 0,75%/ano, respectivamente. No Pantanal a taxa média de desflorestamento foi de 0,77%/ano para 0,88%/ano do quinquênio inicial (1986-1990) para o final (2016-2020), enquanto no mesmo período houve redução na Amazônia (5,12%/ano para 2,22%/ano) e no Cerrado (1,68%/ano para 1,21%/ano). Constatou-se que na bacia o desflorestamento ocorre de forma heterogênea, com maior intensidade nos biomas localizados na região de planalto (Amazônia e Cerrado), onde as áreas antrópicas superaram as de vegetação natural. Embora a taxa média de desflorestamento seja baixa no Pantanal, comparado aos demais biomas, foi observada uma tendência de aumento recente (2016-2020) na área.

Palavras-chave: Desflorestamento; Pecuária; Commodities; Agricultura; Paisagem.

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, o Brasil passou por intensas mudanças em suas paisagens naturais, impulsionadas principalmente pelo aumento da produção agropecuária para atender à crescente demanda global por commodities do setor (PICOLI et al., 2020;

FERRAZ-ALMEIDA; MOTA, 2021; BEZERRA et al., 2022). Atualmente, o Brasil se destaca como um dos maiores exportadores mundiais de commodities agropecuárias (PICOLI et al., 2020), com o estado de Mato Grosso se posicionando como o principal polo produtivo do país (PICOLI et al., 2018; STEPANOV; CÂMARA; VERSTEGEN, 2020). No entanto, é importante destacar que esse status alcançado foi obtido à custa de altos níveis de desflorestamento. Entre 1990 e 2020, Mato Grosso perdeu cerca de 20 milhões de hectares (Mha), o que equivale a aproximadamente 30% das áreas de vegetação natural (MAPBIOMAS, 2022). De acordo com a FAO (2017), a pressão sobre os recursos naturais, impulsionada pela necessidade de aumentar a produção de commodities para atender às demandas decorrentes do crescimento da população mundial, tende a se intensificar ainda mais até 2050. Isso coloca o estado em uma posição central no debate sobre o conflito entre o aumento da produtividade e a necessidade de conservação ambiental, bem como no seu papel na promoção da agenda ambiental brasileira.

Uma das áreas em Mato Grosso que enquadra nesse contexto é a Bacia do Alto Paraguai. A Bacia do Alto Paraguai desempenha um papel de importância estratégica na gestão dos recursos hídricos do Brasil, não apenas por suas vastas dimensões territoriais, mas também por abrigar uma das maiores extensões úmidas contínuas do planeta, o Pantanal. O Pantanal foi declarado Patrimônio Nacional pela Constituição Federal Brasileira de 1988 (BRASIL, 1988) e recebeu o reconhecimento internacional como área de relevância global pela Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional em 1971 (Convenção Ramsar). Em 1996, essa designação foi plenamente incorporada à legislação brasileira pelo Decreto no 1.905/96 (MMA, 2020). Além disso, o Pantanal foi nomeado Reserva da Biosfera em 2000 pelo Programa das Nações Unidas para a Ciência e a Cultura (MMA, 2020).

Além do Pantanal, a Bacia do Alto Paraguai em Mato Grosso abrange áreas dos biomas Amazônia e Cerrado, que se encontram nas regiões de planalto. Essas áreas são as fontes dos rios que abastecem a planície pantaneira e desempenham um papel fundamental nos pulsos de inundação que ocorrem no bioma (SILVA, 2010). Para apoiar o processo de planejamento e gestão territorial e assegurar a conservação e o funcionamento ecológico dos diversos ecossistemas que compõem a bacia, é de extrema importância a geração de informações sobre a dinâmica de mudança de uso e cobertura da terra (PICOLI et al., 2018; SILVA; GALVANIN; MENEZES, 2022). Essas informações

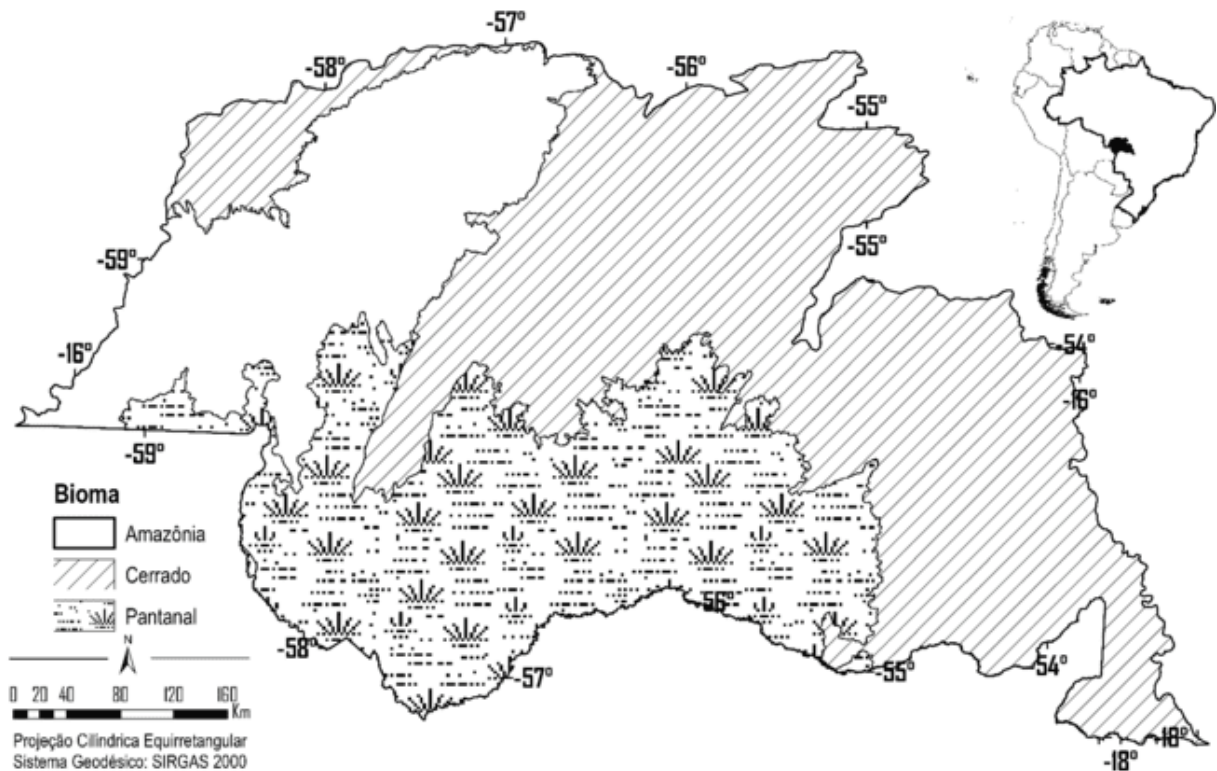
fornece dados que podem servir de base para o desenvolvimento de planos de manejo e conservação, bem como para a tomada de decisões políticas e técnicas de caráter socioambiental, tanto por parte das autoridades públicas quanto da sociedade civil. Nesse sentido, a utilização de dados provenientes do Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (MapBiomas) tem se mostrado uma ferramenta valiosa para investigações desse tipo. A Plataforma MapBiomas é uma iniciativa composta por diversos setores, incluindo instituições públicas, organizações não governamentais e empresas de tecnologia, com o objetivo de contribuir para a compreensão da dinâmica do uso da terra no Brasil. Isso é alcançado por meio da geração e disponibilização gratuita de dados anuais sobre a cobertura vegetal e o uso da terra em todo o território nacional. Esses dados são produzidos utilizando metodologias de processamento de larga escala e baixo custo financeiro (MAPBIOMAS, 2021; SOUZA JUNIOR et al., 2020; CRUZ; CRUZ, 2021).

Nesse contexto, o objetivo deste estudo é analisar a dinâmica espaço-temporal do desflorestamento na Bacia do Alto Paraguai, localizada no estado brasileiro de Mato Grosso, utilizando dados do MapBiomas. O propósito é gerar informações que possam contribuir para o desenvolvimento de estratégias de planejamento territorial voltadas para a conservação ambiental.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de Estudo

A Bacia do Alto Paraguai está situada no extremo norte da Bacia Platina, na região central da América do Sul. Ela abrange uma área territorial de 595.230 km², englobando partes dos territórios do Brasil, Paraguai e Bolívia (ANA, 2017). No Brasil, a bacia ocupa 362.259 km², dos quais 174.309,98 km² estão no estado de Mato Grosso (MMA, 2022) (Figura 2). Na parte mato-grossense da Bacia do Alto Paraguai (BAP-MT), estão localizados 58 municípios, total ou parcialmente, com uma população de aproximadamente 1.8 milhões de habitantes (IBGE, 2022).



Bases Cartográficas: Agência Nacional de Águas (ANA) | Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) | Ministério de Meio Ambiente (MMA)

Figura 2. Localização da Bacia do Alto Paraguai mato-grossense, com a espacialização de seus biomas, no contexto brasileiro e sul-americano.

Fonte: elaboração própria.

A BAP-MT apresenta uma macrocompartimentação física que engloba duas grandes unidades de relevo: o planalto e a planície. O compartimento do planalto é caracterizado pela presença dos biomas Amazônia (34.337,66 km²) e Cerrado (86.507,16 km²). Nessa região, as terras têm cotas topográficas iguais ou superiores a 200 metros de altitude, podendo chegar a mais de 1.100 metros (ANA, 2017). Por outro lado, o compartimento da planície abrange o Pantanal mato-grossense, com uma área de 53.465,16 km². Nessa região, o terreno é caracterizado por terras baixas, com altitudes de até 200 metros, que estão sujeitas a inundações sazonais devido ao declive reduzido do terreno.

2.2. Base de Dados

Neste estudo, foram utilizados os dados anuais de cobertura vegetal e uso da terra do Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (MapBiomas)

(MAPBIOMAS, 2022), da coleção 7, abrangendo o período de 1985 a 2020¹. Os dados originais foram reclassificados utilizando a nomenclatura correspondente ao nível hierárquico Nível I (Classe) do Sistema Básico de Classificação da Cobertura e do Uso da Terra (SCUT), conforme descrito no Manual Técnico de Uso da Terra (IBGE, 2013). A Figura 3 ilustra essa reclassificação, enquanto a Tabela 1 apresenta a nomenclatura utilizada.

¹ Para obter mais informações detalhadas sobre a metodologia de geração desses dados, é possível acessar o seguinte link: <https://mapbiomas.org/visao-geral-da-metodologia>. Último acesso em 26 out 23.

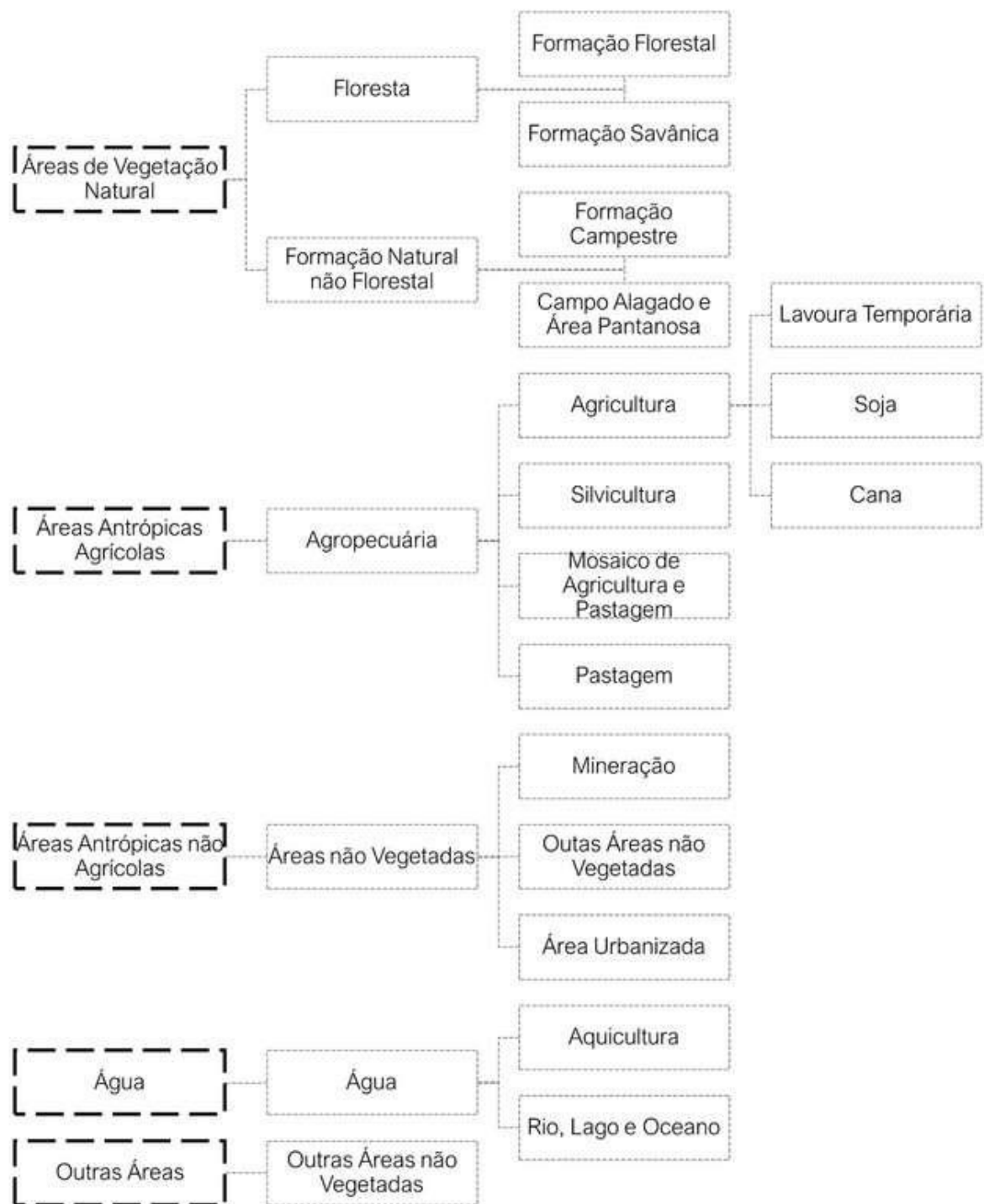


Figura 3. Chave de reclassificação e agrupamento dos dados de cobertura vegetal e uso da terra do Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (MapBiomass) para o Sistema Básico de Classificação da Cobertura e do Uso da Terra (SCUT).

Fonte: elaboração própria.

Tabela 1. Descrição das classes do Sistema básico de classificação da cobertura e do uso da terra (SCUT).

Classe	Descrição	
Áreas de Vegetação Natural (AV)	Áreas que compreendem estruturas florestais e campestres, abrangendo de florestas e campos originais (primários) e alterados até formações florestais espontâneas secundárias, arbustivas, herbáceas e/ou gramíneo-lenhosas, em diversos estágios sucessionais de desenvolvimento.	
Áreas Antrópicas Agrícolas (AA)	Áreas utilizadas para a produção de alimentos, fibras e commodities do agronegócio. Inclui todas as terras cultivadas, caracterizadas pelo delineamento de áreas cultivadas ou em descanso, podendo também compreender áreas alagadas.	
Áreas Antrópica não Agrícolas (AN)	Áreas urbanizadas, industriais, comerciais, redes de comunicação e áreas de extração mineral.	
Águas (AG)	Áreas que abrangem todas as classes de águas, como cursos de água e canais (rios, riachos, canais e outros corpos de água lineares), corpos d'água naturalmente fechados, sem movimento (lagos naturais regulados) e reservatórios artificiais (represamentos artificiais d'água	

	construídos para irrigação, fornecimento de água e geração de energia elétrica).	
Outras Áreas (OA)	Áreas que se referem tanto a ambientes naturais, como rochas desnudas ou praias, quanto a ambientes antrópicos, decorrentes da degradação provocada pelas atividades humanas, como extração de minerais.	

Fonte: IBGE (2013)

Fonte: elaboração própria.

Após o processo de reclassificação, os dados de cobertura vegetal e uso da terra, obtidos a partir de imagens dos satélites da série Landsat (Landsat 5, Thematic Mapper (TM); Landsat 7, Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+); e Landsat 8, Operational Land Imager (OLI)), originalmente com uma resolução espacial de 30 metros, foram redimensionados para uma resolução espacial de 100 metros. A definição da resolução espacial foi baseada no objetivo da pesquisa de atender a uma escala cartográfica de 1:500.000. Essa escolha de escala considera os parâmetros descritos no Manual Técnico de Uso da Terra, que destaca que escalas entre 1:50.000 e 1:750.000 são adequadas para fins de "mapeamentos de reconhecimento". Essas escalas são versáteis, atendendo a uma ampla gama de objetivos, desde o planejamento regional, estadual e nacional até o planejamento de bacias hidrográficas, conforme sugerido pelo IBGE (2013). Isso se aplica ao contexto do presente estudo.

Markham et al. (2010) e Guo et al. (2019) destacam que o redimensionamento matricial para resoluções espaciais maiores, como a adotada neste estudo, não só otimiza o processamento de dados e a análise espacial, como também proporciona uma visão mais generalizada e apropriada para o mapeamento de grandes áreas. Li et al. (2005) reforçam que o ajuste da resolução espacial de acordo com a escala de análise é fundamental para reduzir o ruído e as variações excessivas que tendem a ocorrer em

resoluções muito finas, o que pode comprometer a interpretação precisa dos padrões espaciais em escalas maiores.

2.3. Métodos

2.3.1. Cálculo das Taxas de Desflorestamento

As taxas de desflorestamento, isto é, a conversão da classe Áreas de Vegetação Natural para Áreas Antrópicas Agrícolas, foram calculadas anualmente a partir da matriz de cobertura vegetal e uso da terra pela Equação 1 (PUYRAVAUD, 2003).

$$DT = \left(\frac{1}{t_2 - t_1} \right) \times \ln \left(\frac{A_2}{A_1} \right) * (-1) \quad (1)$$

onde DT representa a taxa de desflorestamento em porcentagem (%) de área (km²) perdida/ano entre os dois períodos de tempo (t_1 e t_2); A_1 e A_2 são as Áreas de Vegetação Natural entre os dois períodos de tempo.

2.3.2. Dinâmica da Mudança de Uso da Terra

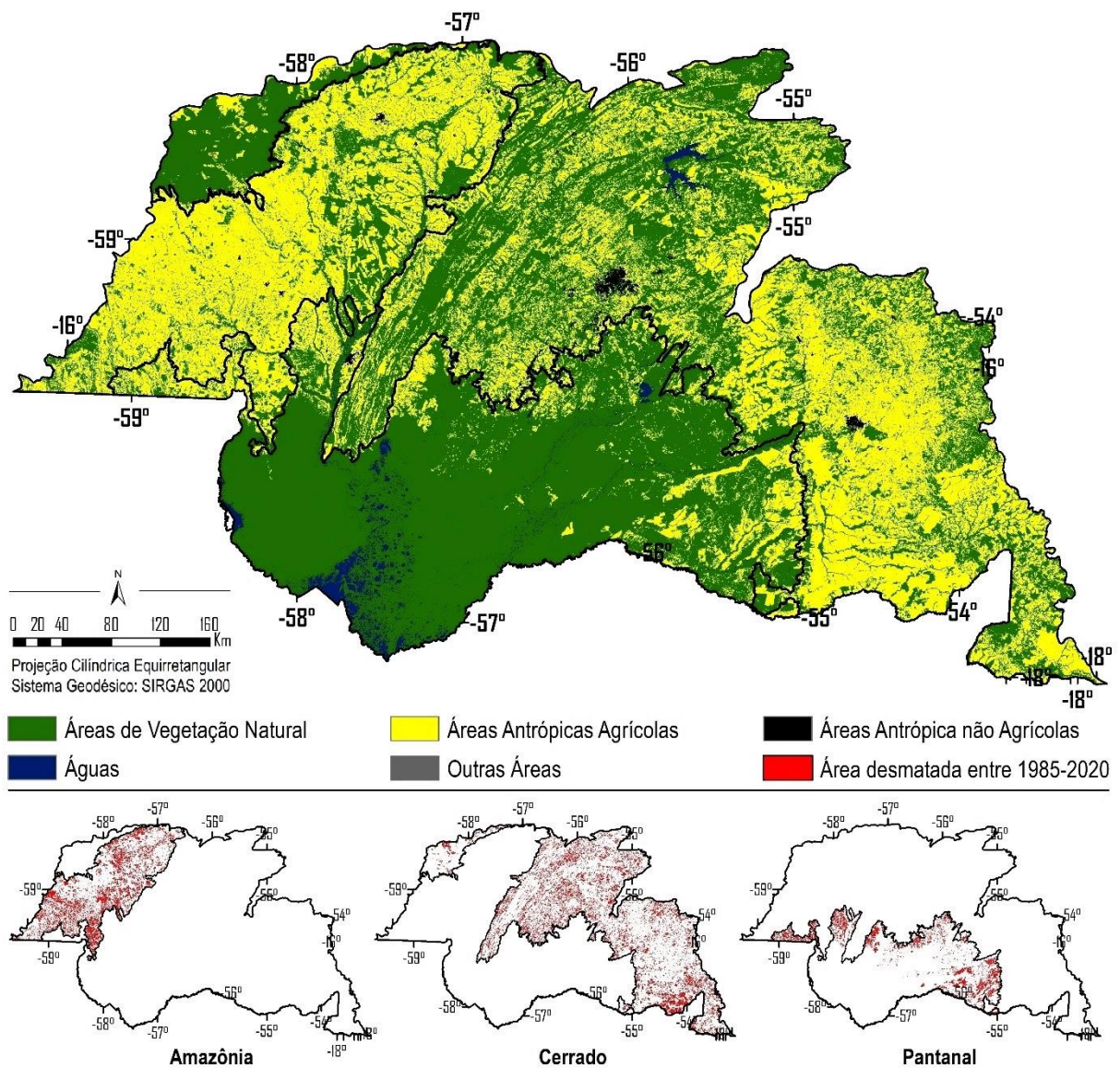
A análise da dinâmica temporal dos padrões de cobertura vegetal e uso da terra foi expressa pelo Diagrama de Sankey, construído a partir da matriz de transferência de cobertura vegetal e uso da terra (SCHIMIDT, 2003; CUBA, 2008). A matriz de transferência descreve as interações (transição ou imutabilidade) entre as classes de cobertura vegetal e uso da terra do estado inicial para o estado final, refletindo as transformações do momento T para o momento T + 1, e o volume dessas interações (LOURENÇONI et al., 2021; ZHANG et al, 2022). A matriz de transferência de cobertura vegetal e uso da terra é descrita da seguinte forma:

$$S_{ij} = \begin{bmatrix} s_{11} & s_{12} & \cdots & s_{1n} \\ s_{21} & s_{22} & \cdots & s_{2n} \\ \cdots & \cdots & \cdots & \cdots \\ s_{n1} & s_{n2} & \cdots & s_{nn} \end{bmatrix} \quad (2)$$

onde S_{ij} representa a transição da cobertura vegetal e uso da terra da classe i para classe j , e S_{nn} descreve a classe de cobertura vegetal e uso da terra antes e depois da transferência.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

De 1985 a 2020, a BAP-MT sofreu mudanças expressivas na cobertura vegetal e do uso da terra (Figura 4). Neste período as Áreas de Vegetação Natural apresentaram redução de 19,82% (24.643,78 km²) enquanto as Áreas Antrópicas Agrícolas foram expandidas em 76,74% (30.782,42 km²) (Apêndice A).



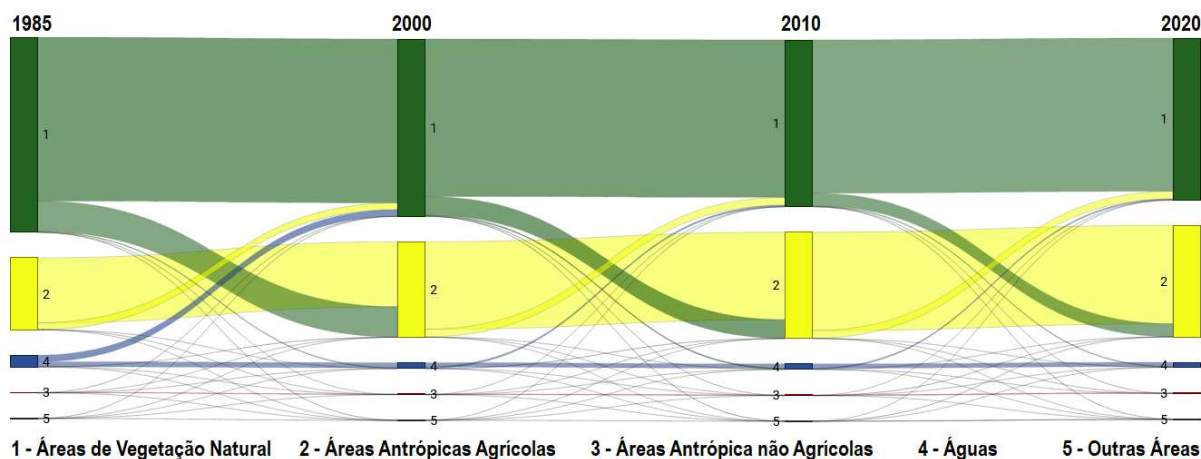


Figura 4.² Estado atual (2020) e panorama espaço-temporal (1985-2020) das mudanças na cobertura vegetal e uso da terra na BAP-MT e seus biomas.

Fonte: elaboração própria.

A análise por bioma revela que a distribuição espacial e a taxa de desflorestamento na bacia não são uniformes. Na parte do bioma Amazônia, ao longo de trinta e cinco anos, uma área de 8.534,41 km² de vegetação natural foi removida, o que corresponde a 44,23% desse bioma (conforme apresentado no Apêndice A). Em contrapartida, as áreas antrópicas agrícolas aumentaram quase na mesma proporção, com um acréscimo de 8.512,99 km², equivalente a 57,19% do bioma (Apêndice A).

O Diagrama de Sankey (Figura 5) ilustra que o desflorestamento da vegetação nativa para a conversão em áreas agropecuárias na região amazônica foi mais intenso entre os anos de 1985 e 2000. A partir das décadas de 2000 a 2010 e de 2010 a 2020, houve uma desaceleração gradual desse processo. É importante ressaltar que, desde 1990, as áreas agrícolas de origem humana já ultrapassaram as áreas de vegetação natural, evidenciando a influência humana sobre o bioma. Esse cenário reflete a pressão contínua sobre a Amazônia devido ao desflorestamento e à expansão das áreas agrícolas, com implicações para o ecossistema e a biodiversidade da região.

Os intervalos de análise (1985, 2000, 2010 e 2020), embora irregulares, não comprometem a interpretação das mudanças no uso e cobertura da terra, pois as tendências e fluxos de conversão entre as diferentes categorias são claramente evidenciados.

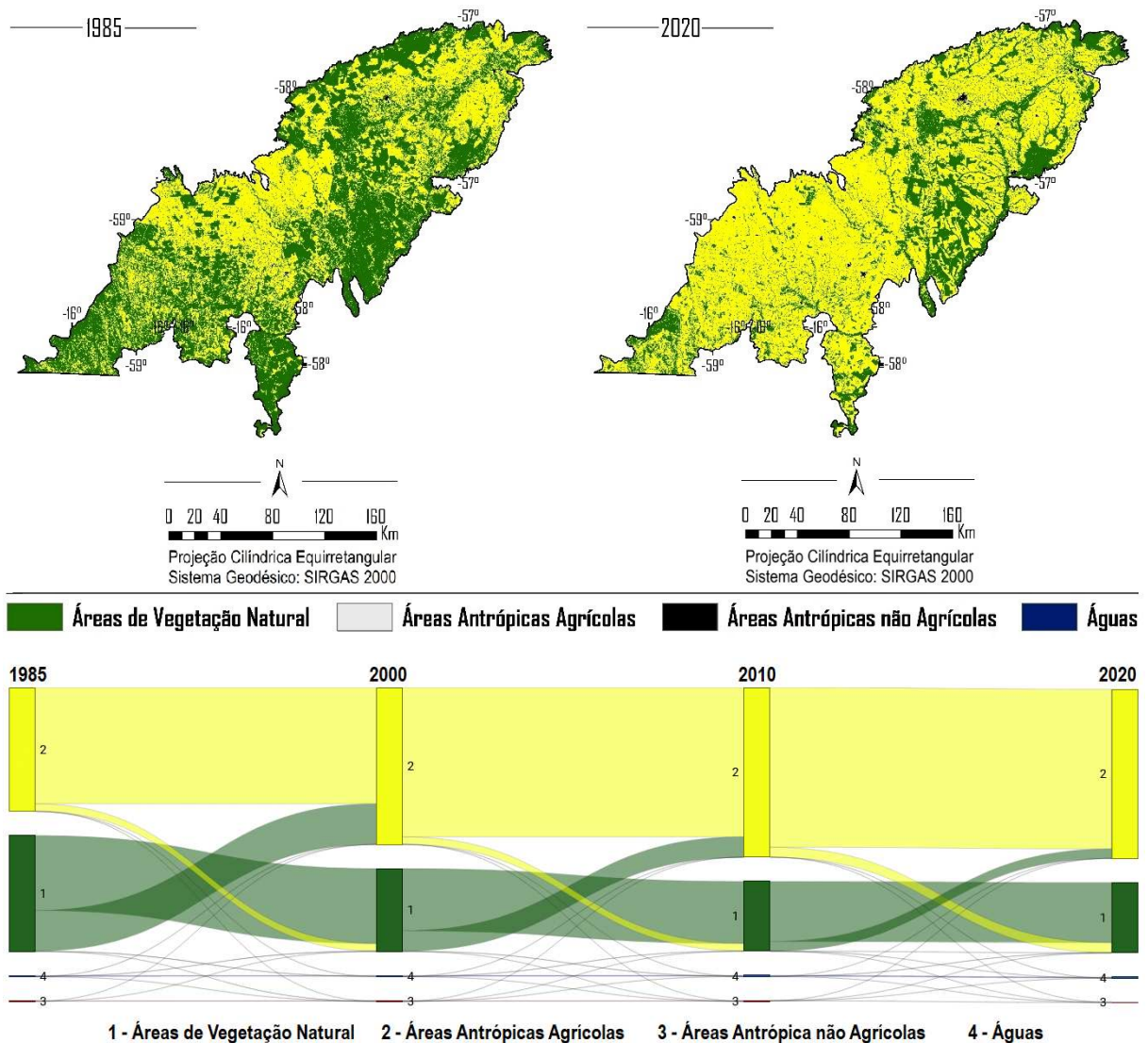


Figura 5. Cobertura vegetal e usos da terra no bioma Amazônia e sua dinâmica de transição.

Fonte: elaboração própria.

A Amazônia é o maior bioma brasileiro (MMA, 2022), sendo considerada uma das áreas florestais-chave para mitigar a crise climática global (HOUGHTON et al., 2000; AVISSAR et al., 2002; SOARES-FILHO et al., 2005). Em Mato Grosso, o bioma está localizado no chamado "arco do desflorestamento", que é uma das frentes de desflorestamento mais ativas do mundo nas últimas décadas (FEARNSIDE, 2003; DOMINGUES; BERMAN, 2012).

Esse processo de desflorestamento foi desencadeado pela implantação de programas de desenvolvimento regional, como o Plano de Desenvolvimento Econômico

e Social do Centro-Oeste (PLADESCO - 1972), o Programa de Desenvolvimento do Centro-Oeste (PRODOESTE - 1971), o Programa de Polos Agropecuários e Agrominerais da Amazônia (POLAMAZÔNIA - 1975), o Programa de Desenvolvimento dos Cerrados (POLOCENTRO - 1975) e o Programa de Desenvolvimento do Pantanal (PRODEPAN - 1974), implantados pelo Governo Federal por meio da Superintendência do Desenvolvimento do Centro-Oeste (SUDECO), com o intuito de estimular a ocupação territorial dos chamados "vazios demográficos" por meio do fomento da produção agrícola e pecuária com incentivos fiscais e facilitação do acesso ao crédito (BRASIL, 1997; OLIVEIRA, 2002; MACHADO et al., 2018; CAMPOLINA, 2019). Além dos incentivos diretos concedidos às companhias colonizadoras e aos produtores individuais atraídos pelos benefícios desses programas, estava previsto o investimento em infraestrutura rodoviária, criação de uma rede energética, melhoramento genético do rebanho bovino, assistência técnica aos criadores, industrialização da carne e seus derivados, bem como a abertura de frigoríficos para facilitar o escoamento da produção (ABREU, 2001; HARGRAVE; KIS-KATOS, 2013; ARTAXO, 2019). Muitas dessas propostas, no entanto, não foram efetivamente implementadas. Todavia, foram suficientes para iniciar um processo de ocupação territorial marcado por um intenso fluxo migratório, impulsionado pelas perspectivas de especulação fundiária que resultou na supressão de extensas áreas da Amazônia e do Cerrado mato-grossense para a expansão da agricultura e da pecuária (MACEDO et al., 2012; CAMPOLINA, 2019).

O processo de desaceleração gradual no desflorestamento, a partir das décadas de 2000 a 2010 e de 2010 a 2020, pode ser explicado por uma combinação de fatores, incluindo a implementação de políticas públicas mais rigorosas, como o Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm) em 2004 (ASSUNÇÃO; GANDOUR; ROCHA, 2015). Esse plano envolveu ações de monitoramento por satélite, a criação de áreas protegidas e uma maior aplicação de leis ambientais. Além disso, o fortalecimento da fiscalização ambiental e a moratória da soja, que limitava a compra desta commodities produzida em áreas desmatadas ilegalmente, contribuíram para essa desaceleração no desflorestamento (NESPAD; STICKLER; ALMEIDA, 2006; ASSUNÇÃO; ARIMA et al., 2011; GANDOUR; ROCHA, 2015).

No Cerrado, as Áreas de Vegetação Natural diminuíram em 16.629,21 km² (26,82%) no período de 1985 a 2020. Enquanto isso, as Áreas Antrópicas Agrícolas

registraram um crescimento de 16.221,60 km² (68,76%), passando de 23.589,53 km² em 1985 para 39.811,13 km² em 2020 (Apêndice A). Apesar da Área de Vegetação Natural ser a classe majoritária no Cerrado da BAP-MT, as Áreas Antrópicas Agrícolas têm se aproximado em área de ocupação do território do bioma (Figura 6).

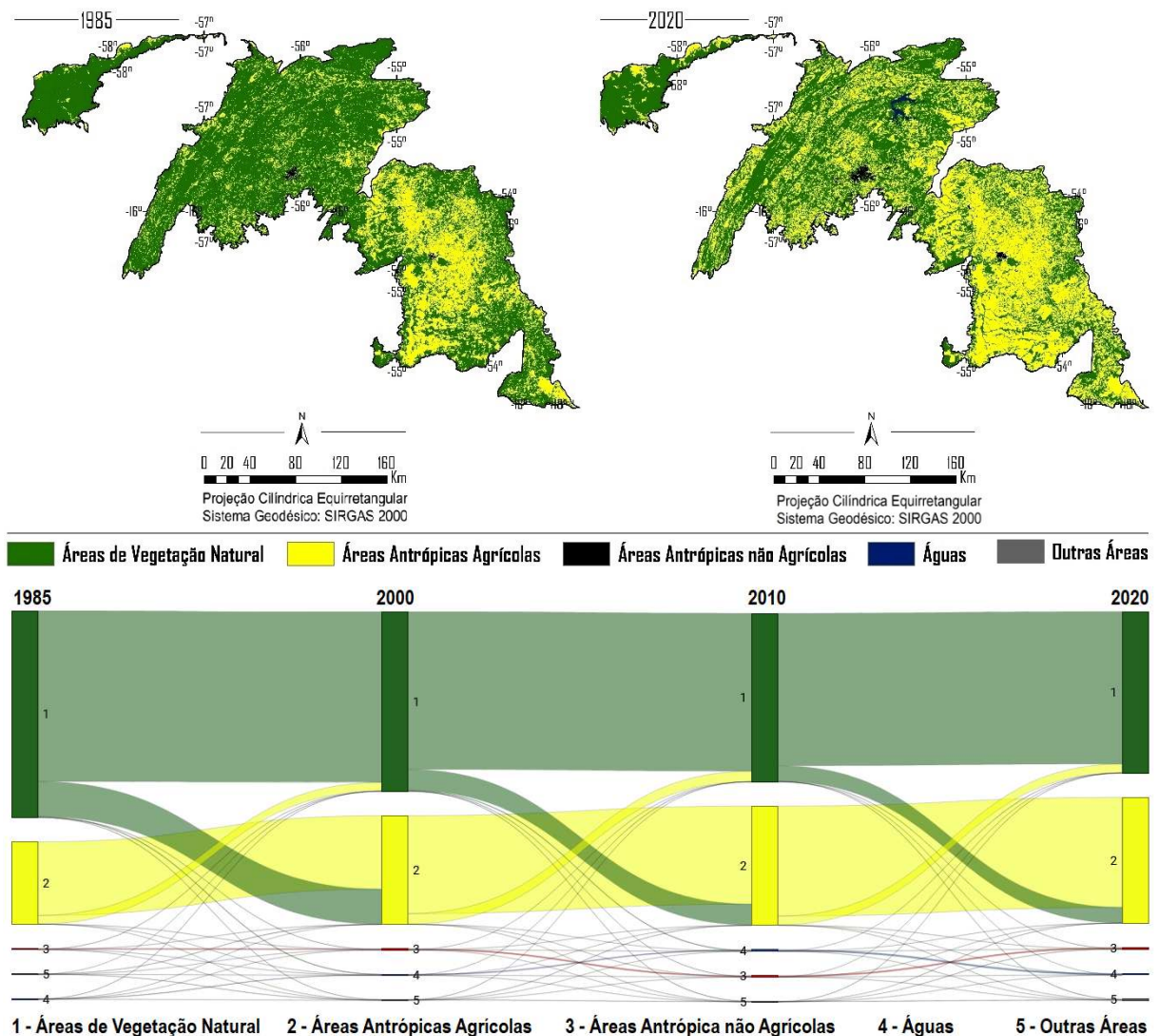


Figura 6. Cobertura vegetal e uso da terra no bioma Cerrado e sua dinâmica de transição.
Fonte: elaboração própria.

O bioma Cerrado, reconhecido como um dos *hotspots* de biodiversidade globais (MYERS et al., 2000; MITTERMEIER et al., 2011), consiste em um conjunto de ecossistemas de Savana que se divide em quatro subgrupos de formação, a saber: Savana Florestada, Savana Arborizada, Savana Parque e Savana Gramíneo-Lenhosa. Esses ecossistemas estão localizados na região central do Brasil e são considerados a

savana tropical mais rica em diversidade biológica do mundo (EITEN, 1972; IBGE, 2012; COLLI; VIEIRA; DIANESE, 2020).

O Cerrado apresenta particularidades em termos de características físicas, bióticas, sociais e econômicas, o que o torna de importância estratégica para o Brasil no contexto da segurança alimentar (BOLFE; SANO; CAMPOS, 2020). De acordo com dados da Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB, 2018) e do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2018), esse bioma responde por aproximadamente 45% da área destinada à agropecuária no país, sendo responsável pela produção de cerca de 35% do rebanho bovino, 52% da soja, 52% da cana-de-açúcar, 54% do milho e 96% do algodão. A alta produção agropecuária resultou em expressivas mudanças na paisagem do Cerrado brasileiro. Estimativas apontam que aproximadamente metade da cobertura vegetal original desse bioma foi suprimida para uso humano (ROCHA et al., 2018), um cenário que também pode ser observado na área de ocorrência do bioma na BAP-MT (Figura 6).

No Pantanal, a expansão das Áreas Antrópicas Agrícolas tem ocorrido de maneira densa nas bordas, avançando para o interior do bioma (Figura 7). O Pantanal apresentou um padrão de mudança na cobertura e uso da terra singular em comparação com os outros biomas analisados. O crescimento de 6.040,22 km² (371%) das Áreas Antrópicas Agrícolas não resultou totalmente da conversão de Áreas de Vegetação Natural, que aumentaram apenas 521,57 km² (1,21%) durante o período de 1985 a 2020. Esse comportamento é atípico em relação aos demais biomas e indica uma relação mais complexa na mudança de uso da terra no Pantanal.

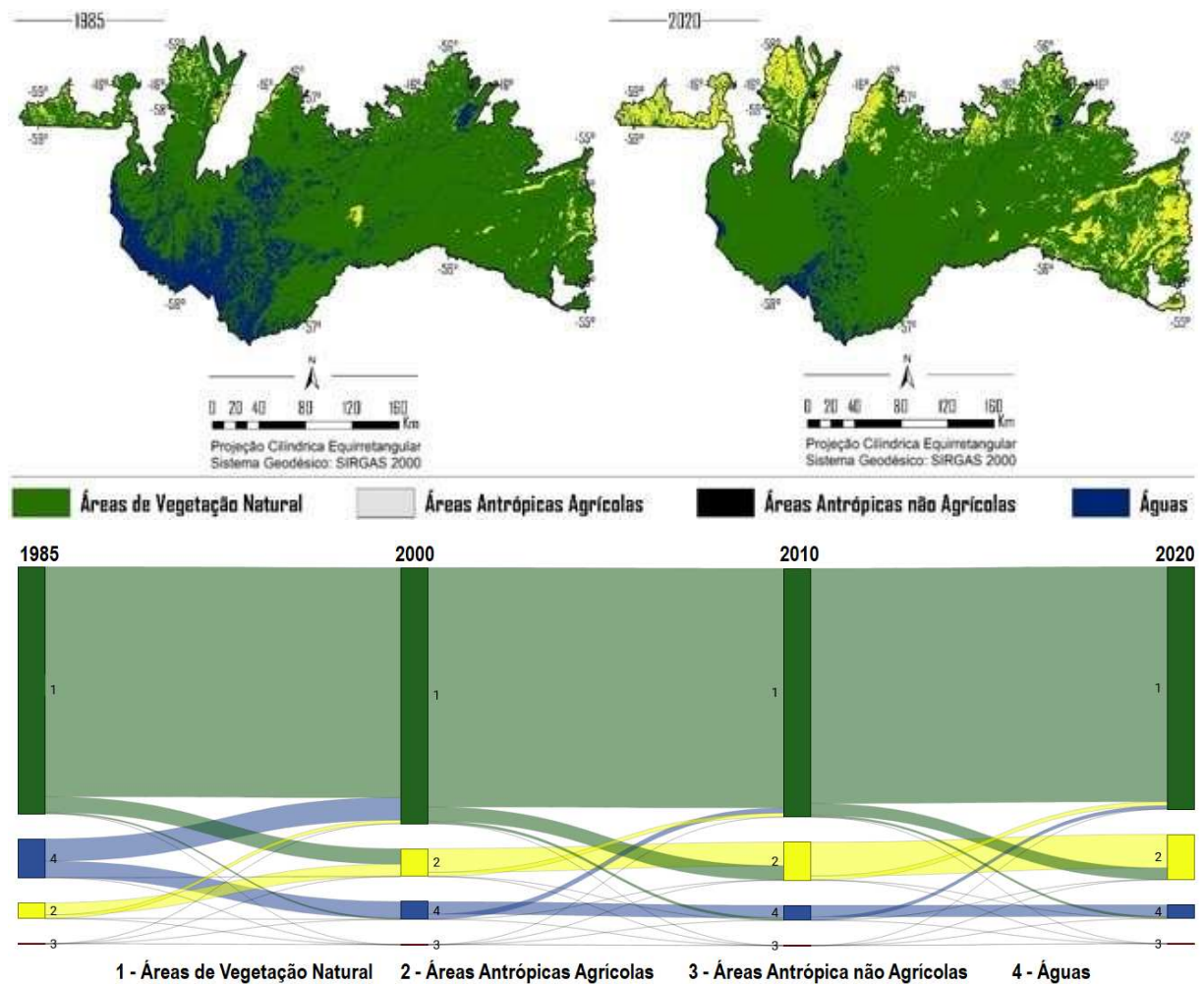


Figura 7. Cobertura vegetal e uso da terra no bioma Pantanal e sua dinâmica de transição.
Fonte: elaboração própria.

Por meio da análise do diagrama de Sankey (Figura 7), pode-se observar que o Pantanal não segue a dinâmica de transição clássica das Áreas de Vegetação Natural para Áreas Antrópicas Agrícolas, como observado na Amazônia e no Cerrado. Isso se deve à presença da classe "Águas", o que é compreensível em um ambiente úmido como o Pantanal. A Figura 7 ilustra que, nesse processo de transição, houve perdas de áreas inundadas que, posteriormente, se tornaram áreas de vegetação natural e, em seguida, foram convertidas em áreas antrópicas agrícolas. Esse ciclo evitou uma redução imediata na cobertura de vegetação nativa. No entanto, é importante destacar que a antropização do Pantanal requer atenção especial devido à alta fragilidade desse ecossistema.

As áreas úmidas do Pantanal desempenham um papel fundamental na prestação de importantes serviços ambientais, como o armazenamento periódico de água e sua

liberação gradual para igarapés, córregos e rios conectados, o que ajuda a reduzir as flutuações extremas no nível da água, o risco de enchentes e secas catastróficas (ALHO; SILVA, 2012; GOYETTE et al., 2023). Essas áreas contribuem para a recarga de aquíferos, a retenção de sedimentos, a purificação da água, o fornecimento de água limpa, a dessedentação de animais (tanto silvestres quanto domésticos), a regulação do microclima, o ecoturismo, a manutenção da biodiversidade e o sequestro de carbono orgânico (JUNK; CUNHA, 2016). Além disso, elas fornecem moradia para populações tradicionais e apoiam a produção de produtos madeireiros e não madeireiros (como fibras, plantas medicinais, frutas, pescados e produtos agropecuários) (MATO GROSSO, 2021).

A principal atividade responsável pelas modificações no Pantanal é a pecuária de corte em sistema extensivo, uma vez que, a agricultura é pouco praticada na região da planície devido às condições naturais desfavoráveis, como as inundações periódicas e os solos de baixa fertilidade (HARRIS et al., 2006). No Pantanal, as comunidades tradicionais têm desempenhado a atividade pecuária de maneira conservacionista por séculos, adotando estratégias que levam em consideração as características dos habitats (CUNHA; JUNK, 2014). No entanto, novos pecuaristas têm exercido pressão por uma intensificação e, em alguns casos, uma mudança completa no sistema de manejo da terra. Um exemplo disso é o aumento das solicitações de autorização à Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Mato Grosso (SEMA-MT) para desmatar áreas que não são inundadas e substituir as gramíneas nativas por espécies exóticas para pastagens (CUNHA; JUNK, 2014).

A introdução de espécies exóticas de gramíneas, como a *Brachiaria decumbens*, *Brachiaria humidicola* e *Brachiaria brizantha*, em ambientes frágeis, como o Pantanal, cria pressões de predação e competição com espécies nativas, como a *Axonopus purpusii*, *Hemarthria altissima*, *Hymenachne amplexicaulis*, *Leersia hexandra*, *Panicum dichotomiflorum*, *Steinchisma laxum*, *Paspalum plicatulum*, *Paspalum wrightii*, entre outras (MATO GROSSO, 2021). Isso resulta na disseminação de parasitas e patógenos que têm os organismos exóticos como vetores, afetando a integridade dos ecossistemas do Pantanal (SANTOS et al., 2005; MARQUES et al., 2018).

Para compreender o ritmo de desflorestamento, foram analisadas as taxas anuais de desflorestamento (Figura 8 e Apêndice B). Na BAP-MT, a taxa média de

desflorestamento de 1985 a 2020 foi de 1,57% ao ano, enquanto nos biomas Amazônia, Cerrado e Pantanal, foi de 4,09% ao ano, 1,58% ao ano e 0,75% ao ano, respectivamente.

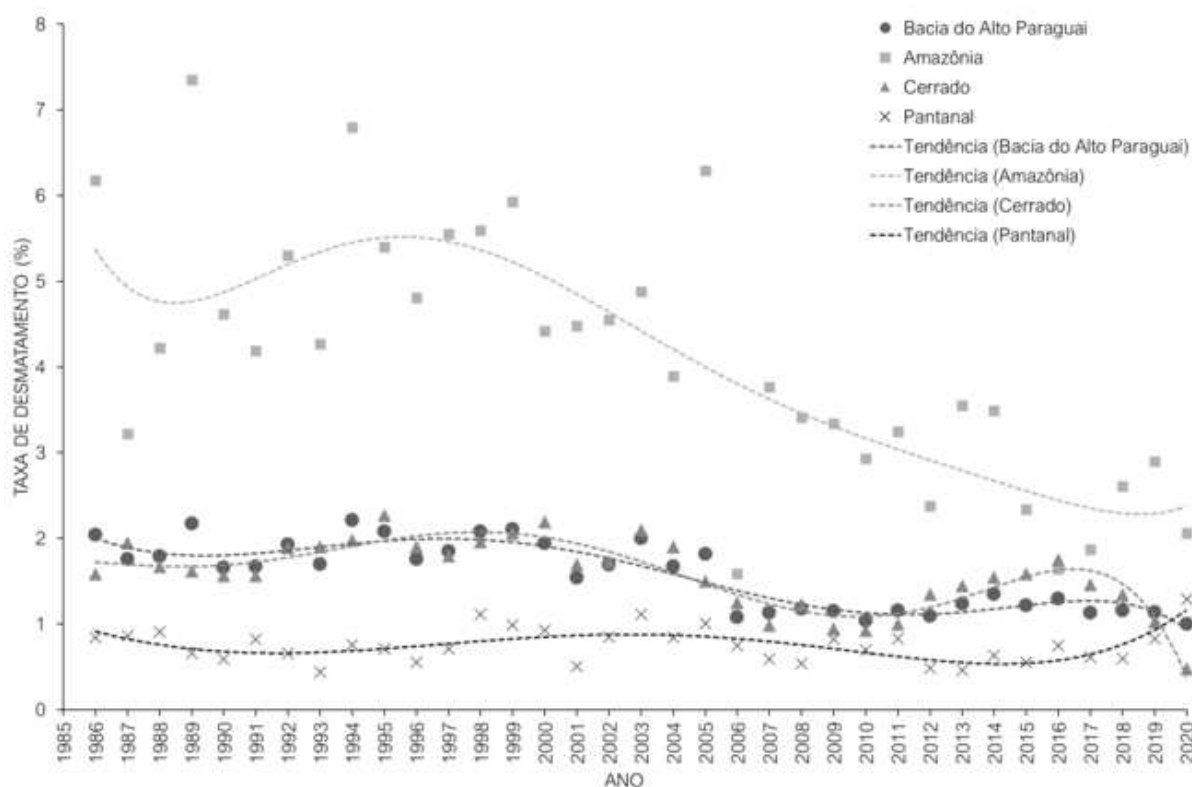


Figura 8. Comportamento anual da taxa de desflorestamento (%) na BAP-MT e de sua extensão nos biomas.

Fonte: elaboração própria.

Ao examinar os dados por quinquênio, nota-se que o comportamento das taxas de desflorestamento na Bacia do Alto Paraguai em seus biomas, com exceção do Pantanal, foi semelhante, apresentando uma redução média do desflorestamento. No primeiro quinquênio (1986-1990), a BAP-MT apresentou uma taxa média de desflorestamento de 1,88% ao ano, que caiu para 1,15% ao ano no último quinquênio (2016-2020).

Nos biomas, no primeiro quinquênio (1986-1990), a Amazônia teve uma taxa média de desflorestamento de 5,12% ao ano, que diminuiu para 2,22% ao ano no último quinquênio (2016-2020). Seguindo a tendência de redução do desflorestamento, a taxa média no Cerrado caiu de 1,68% ao ano para 1,21% ao ano no último quinquênio (2016-2020).

No Pantanal, foram registradas as menores taxas de desflorestamento em comparação com a BAP-MT e os outros biomas. A taxa média de desflorestamento no Pantanal foi de 0,77% ao ano no primeiro quinquênio (1986-1990) e aumentou ligeiramente para 0,88% ao ano no último quinquênio (2016-2020). Os decréscimos nas taxas anuais de desflorestamento registrados nas áreas de planalto da Bacia do Alto Paraguai em Mato Grosso (Amazônia e Cerrado) estão associados a uma série de fatores, incluindo a queda nos preços das commodities, taxas de câmbio desfavoráveis, intervenções políticas e acordos de mercado. Esses fatores são reflexos da crise econômica mundial vivenciada no período (NESPAD et al., 2014; ASSUNÇÃO; GANDOUR; ROCHA, 2015; FEARNside, 2017; WIGGINS; METRICK, 2019; WEST; BÖRNER; FEARNside, 2019; CARREIRO et al., 2020). Além disso, outras causas incluem os Termos de Ajustamento de Conduta para frigoríficos (TAC da Carne) (GIBBS et al., 2015; BARRETO et al., 2017), a Moratória da Soja (GIBBS et al., 2015; RAUSCH; GIBBS, 2016), e a implementação de regulamentações para coibir a comercialização de madeira ilegal (BRASIL, 2008; CARVALHO et al., 2019).

Por outro lado, os aumentos recentes nas taxas de desflorestamento estão relacionados a diversos fatores, incluindo os interesses dos exportadores brasileiros e dos produtores rurais, principalmente na pecuária extensiva. Além disso, a pandemia de COVID-19 (SARS-CoV-2), que teve início em 2020, contribuiu para o aumento dos preços das commodities devido à alta demanda global associada à valorização do dólar em comparação com a moeda brasileira, criando um cenário favorável à exportação (SIMOES et al., 2020). No cenário recente de governança no Brasil, compreendido entre 2016 e 2022, as políticas públicas de cunho conservacionista não têm sido a abordagem adotada pelo Governo Federal. Isso fica evidente pelos posicionamentos e declarações amplamente divulgados na mídia mundial por parte dos mandatários do poder executivo brasileiro e pelos Ministros do Meio Ambiente escolhidos para liderar a pasta no governo. Esses fatores tiveram um papel fundamental na deterioração das políticas de controle e fiscalização do desflorestamento no país, em especial na Amazônia (BARBOSA; ALVES; GRELE, 2021). Eles se mostraram alinhados com as agendas dos "ruralistas" da Frente Parlamentar do Agronegócio (FPA), que têm uma forte presença na Câmara dos Deputados e no Senado Federal brasileiro (FERRANTE; FEARNside, 2021).

Essa situação colocou o Brasil, que historicamente foi signatário de acordos ambientais, em uma posição complicada perante a União Europeia e, mais recentemente, os Estados Unidos. Isso se deve à crescente preocupação global com as questões climáticas e sua relação com a conservação ambiental no Brasil (RAJÃO et al., 2020).

Com o aumento recente do desflorestamento no Brasil nos últimos anos (INPE, 2020), vários países estão considerando a imposição de sanções econômicas sobre as commodities agropecuárias como resposta ao descontrole no desflorestamento (THE NEW YORK TIMES, 2020). Isso teria um impacto significativo na economia do país, uma vez que o setor agropecuário representa uma parte substancial do Produto Interno Bruto (PIB) e das exportações brasileiras.

Diante desse cenário, o Brasil enfrenta um grande desafio para o cumprimento da meta “30x30”, estabelecida no acordo global durante a 15ª Conferência das Partes (COP15) da Convenção das Nações Unidas sobre Diversidade Biológica (CBD) em 2022, que prevê a conservação de 30% dos ecossistemas mundiais até 2030 (ROBINSON et al., 2024). Para alcançar esse objetivo, será necessário que o governo adote estratégias mais eficazes de controle do desmatamento e de incentivo à conservação, com a implementação de políticas que equilibrem o desenvolvimento econômico com a preservação ambiental. Isso inclui a necessidade de fortalecer a fiscalização, promover o desenvolvimento sustentável e incentivar práticas agropecuárias que reduzam a pressão sobre as áreas florestais.

5. CONSIDERAÇÕES

Os resultados deste estudo evidenciam a heterogeneidade do desflorestamento na Bacia do Alto Paraguai em Mato Grosso, com maior intensidade nos biomas localizados na região de planalto (Amazônia e Cerrado). Nesta área, a situação é alarmante, pois as áreas antrópicas agrícolas já superam as áreas de vegetação natural.

Na planície pantaneira, embora as taxas médias de desflorestamento permaneçam baixas em comparação com os biomas Amazônia e Cerrado, observa-se uma tendência de aumento recente (2016-2020) na média. Esta tendência é particularmente preocupante devido à alta fragilidade ecológica do Pantanal. O desflorestamento crescente pode comprometer os serviços ecossistêmicos cruciais fornecidos por este bioma, incluindo a regulação hídrica, a biodiversidade e a capacidade

de sustentar atividades econômicas dependentes do ambiente natural. A Bacia do Alto Paraguai, especialmente no estado de Mato Grosso, enfrenta o desafio crítico de equilibrar a expansão agropecuária com a conservação ambiental. As áreas de planalto, onde se localizam as nascentes que abastecem o Pantanal, desempenham um papel vital na manutenção dos pulsos de inundação que caracterizam este bioma. Qualquer impacto negativo nessas nascentes pode ter repercussões diretas e adversas na planície pantaneira, exacerbando a vulnerabilidade do Pantanal às mudanças ambientais.

Neste contexto, a disponibilidade de dados detalhados sobre cobertura vegetal e uso da terra é indispensável para o planejamento e gestão territorial. Esses dados, provenientes de iniciativas como o Projeto MapBiomas, oferecem uma base sólida para o desenvolvimento de estratégias de conservação e manejo sustentável. A aplicação desses dados permite a elaboração de políticas públicas eficazes, que visem tanto a proteção ambiental quanto o desenvolvimento socioeconômico sustentável da bacia.

A integração de informações sobre a dinâmica de uso da terra com políticas de conservação pode proporcionar uma abordagem mais holística para a gestão da Bacia do Alto Paraguai. A promoção de práticas agropecuárias sustentáveis, aliada à proteção das áreas naturais remanescentes, é essencial para mitigar os impactos do desflorestamento e assegurar a continuidade dos serviços ecossistêmicos.

Portanto, a conservação da Bacia do Alto Paraguai exige uma abordagem integrada e multissetorial, envolvendo a colaboração entre governos, setor privado, comunidades locais e organizações não governamentais. Somente através de um esforço coordenado será possível alcançar um equilíbrio entre a necessidade de desenvolvimento e a imperativa conservação dos recursos naturais e ecossistemas da bacia, garantindo a sustentabilidade para as futuras gerações.

Referências

- ABREU, Silvana de. **Planejamento governamental: a SUDECO no "Espaço Mato-Grossense"**. Contexto, propósitos e contradições. 2001. 351 f. Tese (Doutorado em Geografia Humana), Universidade de São Paulo.
- ALHO, Cleber José Rodrigues; SILVA, João dos Santos Vila. Effects of Severe Floods and Droughts on Wildlife of the Pantanal Wetland (Brazil) - **A Review. Animals**, v. 2, n. 4, p. 591-610, 2012.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica Paraguai – PRH Paraguai**: Resumo Executivo. Brasília: ANA, 2017. 180 p.

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

ARTAXO, Paulo. Working together for Amazonia. **Science**, v. 363, n. 6425, p. 323-323, 2019.

ASSUNÇÃO, Juliano; GANDOUR, Clarissa; ROCHA, Rudi. Deforestation slowdown in the Brazilian Amazon: prices or policies? **Environment and Development Economics**, v. 20, n. 6, p. 697-722, 2015.

ASSUNÇÃO, Juliano; GANDOUR, Clarissa; ROCHA, Rudi. Deforestation slowdown in the Brazilian Amazon: prices or policies? **Environment and Development Economics**, v. 20, n. 6, p. 697-722, 2015.

AVISSAR, Roni et al. The large-scale biosphere-atmosphere experiment in Amazonia (LBA): Insights and future research needs. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 107, n. D20, p. 1-6, 2002.

BARBOSA, Luciana Gomes; ALVES, Maria Alice Santos; GRELLER, Carlos Eduardo Viveiros. Actions against sustainability: Dismantling of the environmental policies in Brazil. **Land Use Policy**, v. 104, p. 105384, 2021.

BARRETO, Paulo et al. Os frigoríficos vão ajudar a zerar o desmatamento da Amazônia? Belém: Imazon, 2017. p.

BEZERRA, Francisco Gilney Silva et al. Spatio-temporal analysis of dynamics and future scenarios of anthropic pressure on biomes in Brazil. **Ecological Indicators**, v. 137, p. 108749, 2022.

BOLFE, Édson Luís, SANO, Edson Eyji, CAMPOS, Sílvia Kanadani. **Dinâmica agrícola no Cerrado: análises e projeções**. Brasília: Embrapa, 2020. 312 p.

BRASIL. Ministério do Planejamento e Orçamento. **Bases para um programa de desenvolvimento integrado da Região Centro-Oeste (Ações do Governo Federal no Centro-Oeste)**. Brasília: Unversita/Universidade Católica de Brasília, 1997. 107 p.

BRASIL. Presidência da República. 1988. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Disponível em:

<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm>.

BRASIL. Presidência da República. 2008. **Decreto n. 6.514, de 22 de julho de 2008**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2008/Decreto/D6514.htm>.

CAMPOLINA, Bernardo. Population Growth and Urbanization in the Brazilian Cerrado. In: HOSONO, Akio; HAMAGUCHI, Nobuaki; BOJANIC, Alan (Org.). **Innovation with Spatial Impact: Sustainable Development of the Brazilian Cerrado**. Berlin: Springer, 2019. p. 163-188.

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

CARVALHO, William D. et al. Deforestation control in the Brazilian Amazon: A conservation struggle being lost as agreements and regulations are subverted and bypassed. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 122-130, 2019.

COLLI, Guarino Rinaldi; VIEIRA, Cecília R.; DIANESE, José Carmine. Biodiversity and conservation of the Cerrado: recent advances and old challenges. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 5, p. 1465-1475, 2020.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. 2018. **Safras Grãos: série histórica**, 2018. Disponível em: <<https://portaldeinformacoes.conab.gov.br/produtos-360.html>>.

CRUZ, Camila Lauria Zenke da, CRUZ, Carla Bernadete Madureira. Validação da exatidão temática da cobertura e uso da terra representada através do MapBiomias no Rio de Janeiro. **GEOgraphia**, v. 23, n. 50, p. 1-13. 2021.

CUBA, Nicholas. Research note: Sankey diagrams for visualizing land cover dynamics. **Landscape and Urban Planning**, v. 139, p. 163-167, 2015.

CUNHA, Cátia Nunes da; JUNK, Wolfgang Johannes. Classificação dos Macrohabitats do Pantanal Mato Grossense. In: CUNHA, Cátia Nunes da; PIEDEDE, Maria Teresa Fernandez; JUNK, Wolfgang Johannes (Org.). **Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileira e de seus macrohabitats**. Cuiabá: EdUFMT, 2014. p 77-122.

DOMINGUES, Mariana Soares; BERMANN, Célio. O arco de desflorestamento na Amazônia: da pecuária à soja. **Ambiente & sociedade**, v. 15, p. 1-22, 2012.

EITEN, George. The cerrado vegetation of Brazil. **The Botanical Review**, v. 38, n. 2, p. 201-341, 1972.

FAO. Food and Agriculture Organization. **The future of food and agriculture: Trends and challenges**. Rome: FAO, 2017. 160 p.

FEARNSIDE, Philip Martin. Conservation policy in Brazilian Amazonia: understanding the dilemmas. **World development**, v. 31, n. 5, p. 757-779, 2003.

FEARNSIDE, Philip. 2017. **Business as Usual: A Resurgence of Deforestation in the Brazilian Amazon**. Disponível em: <<https://e360.yale.edu/features/business-as-usual-a-resurgence-of-deforestation-in-the-brazilian-amazon>>.

FERRANTE, Lucas; FEARNSIDE, Philip Martin. Brazil's political upset threatens Amazonia. **Science**, v. 371, n. 6532, p. 898-898, 2021.

FERRAZ-ALMEIDA, Risely; DA MOTA, Raquel Pinheiro. Routes of Soil Uses and Conversions with the Main Crops in Brazilian Cerrado: A Scenario from 2000 to 2020. **Land**, v. 10, n. 11, p. 1135, 2021.

GIBBS, Holly K. et al. Brazil's soy moratorium. **Science**, v. 347, n. 6220, p. 377-378, 2015.

GIBBS, Holly K. et al. Did ranchers and slaughterhouses respond to zero-deforestation agreements in the Brazilian Amazon? **Conservation Letters**, v. 9, n. 1, p. 32-42, 2015.

GOYETTE, Jean-Oliver et al. Setting Targets for Wetland Restoration to Mitigate Climate Change Effects on Watershed Hydrology. **Environmental Management**, v. 71, p. 365-378, 2023.

GUO, Long et al. Exploring the influence of spatial resolution on the digital mapping of soil organic carbon by airborne hyperspectral VNIR imaging. **Remote Sensing**, v. 11, n. 9, p. 1032, 2019.

HARGRAVE, Jorge; KIS-KATOS, Krisztina. Economic causes of deforestation in the Brazilian Amazon: a panel data analysis for the 2000s. **Environmental and Resource Economics**, v. 54, n. 4, p. 471-494, 2013.

HARRIS, Mônica Barcellos et al. Estimativa da perda de cobertura vegetal original na Bacia do Alto Paraguai e Pantanal brasileiro: ameaças e perspectivas. **Natureza & Conservação**, v. 4, n. 2, p. 50-66, 2006.

HOUGHTON, Richard A. et al. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. **Nature**, v. 403, n. 6767, p. 301-304, 2000.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2010. **Censo Demográfico – 2010**. Disponível em: <<https://censo2010.ibge.gov.br/>>

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2018. **Produção agrícola e pecuária municipal**: censo agropecuário, produção e extração vegetal da silvicultura, 2018. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/home/pms/brasil>>

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 271 p.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Uso da Terra**. Rio de Janeiro: IBGE, 2013. 170 p.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2020. **PRODES**: Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>>.

JUNK, Wolfgang Johannes; NUNES DA CUNHA, Cátia. The Pantanal: A Brief Review of its Ecology, Biodiversity, and Protection Status. In: FINLAYSON, Max; MILTON, Giles R.; PRENTICE, Richard C.; DAVIDSON, Nick C. (org.). **The Wetland Book**. Dordrecht: Springer, 2016. p. 1-17.

LI, Zhilin; ZHU, Qing; GOLD, Christopher. **Digital Terrain Modeling: Principles and Methodology**. Boca Raton: CRC Press, 2005. 318 p.

LOURENÇONI, Thais et al. Advance of soy commodity in the southern Amazonia with deforestation via PRODES and ImazonGeo: a moratorium-based approach. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 1-20, 2021.

MACEDO, Marcia N. et al. Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, n. 4, p. 1341-1346, 2012.

MACHADO, Tamires da Silva et al. Geotecnologias e análise multivariada para investigação da tipologia do uso agropecuário do estado de Mato Grosso. **Geo UERJ**, n. 33, p. 34195, 2018.

MAPBIOMAS. Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil. 2022. **Estatísticas – 2022**. Disponível em: <<https://mapbiomas.org/estatisticas>>.

MAPBIOMAS. Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil. 2021. **Projeto MapBiomas – Coleção 6 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. Disponível em: <<https://plataforma.mapbiomas.org/>>.

MARKHAM, Brian L. et al. The Landsat data continuity mission operational land imager (OLI) radiometric calibration. **IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium**. IEEE, p. 2283-2286, 2010.

MARQUES, Débora Karla Silvestre et al. (2018) Espécies exóticas: uso econômico, controle e redução de impactos. In: VILELA, Giseli Freitas et al. (Org.). **Vida terrestre:**

MATO GROSSO. 2021. **Diário Oficial do Estado de Mato Grosso – Decreto n. 785, de 18 de janeiro de 2021**. Disponível em: <<https://www.iomat.mt.gov.br/portal/visualizacoes/html/16172/#e:16172/#m:1217271>>.

MITTERMEIER, Russell Alan et al. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: ZACHOS, Frank E.; HABEL, Jan Christian (Org.). **Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas**. Berlin: Springer, 2011. p. 3-22.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. 2020. **Reserva da Biosfera**. Disponível em: <<https://antigo.mma.gov.br/areas-protegidas/instrumentos-de-gestao/reserva-da-biosfera.html>>.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. 2022. **Amazônia**. Disponível em: <<https://antigo.mma.gov.br/biomas/amaz%C3%B4nia.html>>.

MYERS, Norman et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

NEPSTAD, Daniel C.; STICKLER, Claudia M.; ALMEIDA, Oriana T. Globalization of the Amazon soy and beef industries: opportunities for conservation. **Conservation Biology**, v. 20, n. 6, p. 1595-1603, 2006.

NEPSTAD, Daniel et al. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. **Science**, v. 344, n. 6188, p. 1118-1123, 2014.

OLIVEIRA, Aparecida Antônia. Análise dos impactos das políticas de desenvolvimento regional na Bacia do Alto Paraguai. **Ensaio e Ciência: Ciências Biológicas, Agrárias e da Saúde**, v. 6, n. 3, p. 13-37, 2002.

PICOLI, Michelle Cristina Araújo et al. Big earth observation time series analysis for monitoring Brazilian agriculture. **ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing**, v. 145, p. 328-339, 2018.

- PICOLI, Michelle Cristina Araújo et al. Impacts of public and private sector policies on soybean and pasture expansion in Mato Grosso—Brazil from 2001 to 2017. **Land**, v. 9, n. 1, p. 20, 2020.
- PUYRAVAUD, Jean-Philippe. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. **Forest ecology and management**, v. 177, p. 593-596, 2003.
- RAJÃO, Raoni et al. The rotten apples of Brazil's agribusiness. **Science**, v. 369, n. 6501, p. 246-248, 2020.
- RAUSCH, Lisa L.; GIBBS, Holly K. Property arrangements and soy governance in the Brazilian state of Mato Grosso: Implications for deforestation-free production. **Land**, v. 5, n. 2, p. 7, 2016.
- ROBINSON, John G. et al. Scaling up area-based conservation to implement the Global Biodiversity Framework's 30x30 target: The role of Nature's Strongholds. **Plos Biology**, v. 22, n. 5, p. e3002613, 2024.
- ROCHA, Ednaldo Cândido et al. Effects of habitat fragmentation on the persistence of medium and large mammal species in the Brazilian Savanna of Goiás State. **Biota Neotropica**, v. 18, p. 1-9, 2018.
- SANTOS, Sandra Aparecida et al. **Substituição de Pastagens Nativa de Baixo Valor Nutritivo por Forrageiras de Melhor Qualidade no Pantanal**. Corumbá: Embrapa, 2005. 5 p.
- SCHMIDT, Mario. The Sankey diagram in energy and material flow management: part II: methodology and current applications. **Journal of industrial ecology**, v. 12, n. 2, p. 173-185, 2008.
- SILVA, Agnaldo. **Geomorfologia do megaleque do Rio Paraguai, quaternário do pantanal mato-grossense, centro-oeste do Brasil**. 2010. 127 f. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente), Universidade Estadual Paulista.
- SILVA, Daniela; GALVANIN, Edinéia Aparecida dos Santos; MENEZES, Raquel. Spatio-temporal analysis of land use/land cover change dynamics in Paraguai/Jauquara Basin, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 194, n. 6, p. 1-20, 2022.
- SIMÕES, Rolf et al. Land use and cover maps for Mato Grosso State in Brazil from 2001 to 2017. **Scientific Data**, v. 7, n. 1, p. 1-10, 2020.
- SOARES-FILHO, Britaldo Silveira et al. Cenários de desmatamentodesmatamento para a Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 19, p. 137-152, 2005.

SOUZA JÚNIOR, Carlos Moreira 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.

STEPANOV, Oleg; CÂMARA, Gilberto; VERSTEGEN, Judith A. Quantifying the effect of land use change model coupling. **Land**, v. 9, n. 2, p. 52, 2020.

THE NEW YORK TIMES. 2020. **A Amazônia queimará novamente**. Disponível em: <<https://www.nytimes.com/pt/2020/05/27/opinion/international-world/amazonia-bolsonaro-quemas.html>>.

WEST, Thales A. P.; BÖRNER, Jan; FEARNSIDE, Philip Martin. Climatic benefits from the 2006–2017 avoided deforestation in Amazonian Brazil. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 2, p. 52, 2019.

WIGGINS, Rosalind; METRICK, Andrew. The Lehman Brothers Bankruptcy H: The global contagion. **Yale Program on Financial Stability Case Study**, v. 1, p. 172-1999, 2014.

ZHANG, Bowen et al. Degradation or Restoration? The Temporal-Spatial Evolution of Ecosystem Services and Its Determinants in the Yellow River Basin, China. **Land**, v. 11, n. 6, p. 863, 2022.

CAPÍTULO 2: MODELAGEM PREDITIVA DE DESFLORESTAMENTO NA BACIA DO
ALTO PARAGUAI NO ESTADO DE MATO GROSSO, BRASIL

Resumo – O objetivo deste estudo foi realizar simulação preditiva de desmatamento na bacia do Alto Paraguai no estado brasileiro de Mato Grosso, com o propósito de gerar informações para subsidiar estratégias de planejamento territorial voltadas à conservação ambiental. A modelagem foi operacionalizada no programa Dinamica EGO, a partir de dados de cobertura vegetal e de usos da terra, referentes ao período de 1985 a 2020, associado a variáveis explicativas do desmatamento na área investigada. Cinco etapas foram realizadas na metodologia: cálculo das matrizes de transição, determinação dos pesos de evidência, ajuste, validação e projeção do modelo no cenário tendencial para o ano de 2050. O modelo de simulação construído apresentou grau de acurácia de 75,60%. Três variáveis motrizes foram consistentemente associadas ao estímulo de desmatamento (proximidade às áreas previamente desmatadas, às estradas e às cidades). Em contrapartida, a proximidade às áreas protegidas apresentou um desestímulo ao desflorestamento. Para o ano de 2050 foi projetado para a bacia a perda de 21,20% (21.129,05 km²) de áreas de vegetação natural e aumento de 29,81% (21.135,47 km²) das áreas antrópicas agrícolas. Nesse cenário as áreas antrópicas agrícolas terão 92.029,92 km², superado as áreas de vegetação natural com 78.507,56 km² em 2040.

Palavras-chave: Amazônia; Pantanal; Cerrado; commodities; modelos preditivos

1. INTRODUÇÃO

O Brasil é um dos líderes mundiais na produção de commodities agropecuárias (STEPANOV; CÂMARA; VERSTEGEN, 2020), sendo o estado de Mato Grosso o principal polo produtivo do país (CERRI et al., 2016; PICOLI et al., 2020). Entretanto, a alta e crescente produção de commodities agropecuárias exercida pelo Estado está associada ao processo de intensa mudança de uso da terra pelo desflorestamento.

Esse processo é um resultado sinérgico das interações antrópica com o ambiente natural (LIN-LIN; MEI; JIA-QI, 2020) e constitui a maior ameaça à biodiversidade global, sendo reconhecida como um fator-chave das mudanças climáticas e, portanto, tem um importante papel no debate de políticas em nível nacional e internacional (DEFRIES et al., 2010; BEHERA et al., 2018).

As mudanças no uso da terra têm-se acelerado nas últimas três décadas, especialmente em países em desenvolvimento do hemisfério sul, como o Brasil, devido à alta dependência da extração de recursos naturais e da expansão das áreas destinadas a agricultura e pecuária, contexto que deve se agravar com o crescimento da população mundial previsto para 9,6 bilhões de pessoas em 2050 e, conseqüentemente, o aumento da demanda por alimentos, ração animal, combustível e fibra, intensificando ainda mais a pressão sobre as áreas produtivas (UPADHYAY; SOLBERG; SANKHAYAN, 2003; CERRI et al., 2016; KUSIIMA et al., 2022; BEZERRA et al., 2022). No estado do Mato Grosso, uma das áreas que se enquadra nesse contexto é a bacia hidrográfica do Alto Paraguai.

Frente a esse cenário, é urgente e necessário compreender as trajetórias de mudança de uso da terra e avaliar os impactos nos ecossistemas para orientar os esforços de conservação e gestão dos recursos naturais, em especial no Brasil onde a demanda por terras para produção agrícola e pecuária é um fator essencial para o desflorestamento (MACIEL et al., 2020; VELOSO et al., 2022).

A bacia do Alto Paraguai é uma área de singular biodiversidade pelas suas características ambientais. A bacia compreende os biomas Amazônia e Cerrado, que ocorre na região de planaltos, e o Pantanal, que ocorre em sua planície, sendo este uma das maiores extensões úmidas contínuas do planeta declarado Patrimônio Nacional pela Constituição Federal Brasileira (BRASIL, 1988) e designado como área de relevância global pela Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional (Convenção Ramsar) (MMA, 2020), e Reserva da Biosfera pelo Programa das Nações Unidas para a Ciência e a Cultura (MMA, 2020).

A bacia do Alto Paraguai tem experimentado intenso processo de mudança no uso da terra causada pela ação humana, estando entre as regiões do Brasil que mais sofreram mudanças na paisagem nos últimos anos, sendo a principal causa desse processo a substituição da vegetação natural para a implantação de pastagens e cultivos agrícolas (SOS-PANTANAL et al., 2017; GUERRA et al., 2020). Essa acentuada antropização nas paisagens naturais da bacia tem atingido, muitas vezes, áreas de grande sensibilidade ambiental, resultando em severos processos de degradação ambiental como a erosão e assoreamento dos rios, alterando os fluxos e regimes hidrológicos, a contaminação dos solos e água por agrotóxicos, a queda da qualidade

dos habitats e a perda de biodiversidade (BORDAS et al., 1996; HARRIS et al., 2006; KREITLOW et al., 2016).

Diante desse panorama, torna-se imperativo e urgente compreender as trajetórias de mudança de uso da terra e avaliar os impactos nos ecossistemas para orientar os esforços de conservação e gestão dos recursos naturais, em especial no Brasil onde a demanda por terras para produção agrícola e pecuária figura como fator crucial para o desmatamento (MACIEL et al., 2020; VELOSO et al., 2022).

Nesse contexto, a utilização de modelagem preditiva de mudanças no uso da terra destaca-se como uma ferramenta eficaz que possibilita o entendimento da dinâmica de ocupação das paisagens, fornecendo suporte para o processo de planejamento territorial e a tomada de decisões, otimizando a distribuição dos recursos e tornando mais assertivo (LIN-LIN; MEI; JIA-QI, 2020; COLMAN et al., 2022). Assim, a utilização de modelos preditivos não apenas permite antecipar tendências, mas também contribui substancialmente para a implementação de estratégias de conservação e gestão dos recursos naturais, promovendo práticas mais sustentáveis e alinhadas com a conservação ambiental em longo prazo.

Essa abordagem proativa e embasada em dados é fundamental para enfrentar os desafios decorrentes das mudanças no uso da terra e garantir uma gestão mais eficaz e equilibrada dos recursos naturais. A aplicação de modelos de predição de mudança de uso da terra oportuniza o entendimento das modificações ecológicas que podem ocorrer nas paisagens, abrindo possibilidade para os formuladores de políticas, planejadores e gestores avaliar e mitigar impactos que alterações no uso da terra podem desencadear a partir de diferentes estratégias de conservação ou manejo (DEFRIES et al., 2010; KUSIIMA et al., 2022).

Ante o exposto, o escopo deste estudo é realizar simulação preditiva de desflorestamento na Bacia do Alto Paraguai no estado brasileiro de Mato Grosso, para o ano de 2050. O propósito é gerar informações que possam subsidiar estratégias de planejamento territorial voltadas para a conservação ambiental da bacia.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de Estudo

A Bacia do Alto Paraguai (BAP) possui uma área territorial de 595.230 km² compreendendo parte do território do Brasil, Paraguai e da Bolívia (ANA, 2017). No Brasil, a bacia ocupa 362.259 km² de área, sendo 174.309,98 km² no estado de Mato Grosso (MMA, 2022) (Figura 9).

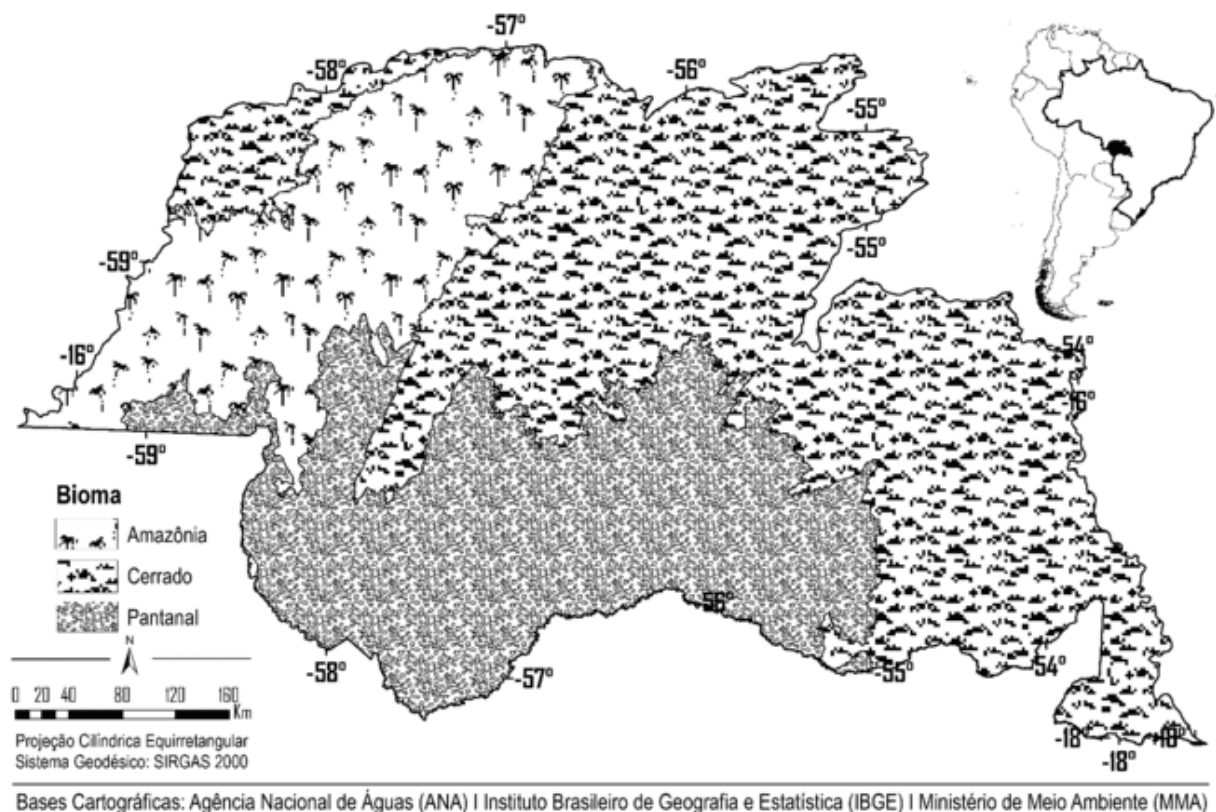


Figura 9. Localização da Bacia do Alto Paraguai mato-grossense, com a espacialização de seus biomas, no contexto brasileiro e sul-americano.

Fonte: elaboração própria.

A BAP é composta por duas grandes unidades de relevo: o planalto e a planície. O compartimento planalto é caracterizado pela ocorrência dos biomas Amazônia (34.337,66 km²) e Cerrado (86.507,16 km²), possui terras cujas cotas topográficas são iguais ou superiores à 200 metros de altitude, podendo atingir mais de 1.100 metros (ANA, 2017). No compartimento planície, está inserido o Pantanal mato-grossense, o maior complexo de áreas húmidas do mundo (ALHO et al., 1988; SILVA; ABDON, 1998),

com uma área de 53.465,16 km², sendo caracterizado pelas terras baixas, de até 200 metros, que são sazonalmente sujeitas a inundações, devido ao baixo declive apresentado pelo terreno.

O clima da bacia é predominante Tropical, com temperaturas médias anuais que variam entre 22,5°C e 26,5°C, com diferenças entre as estações seca e chuvosa (MATOS et al., 2015; SCHEUER; NEVES; NEVES, 2017).

2.2. Base de Dados

2.2.1. Cobertura Vegetal e Uso da Terra

Neste estudo foram utilizados os dados anuais de cobertura vegetal e de uso da terra do Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (MapBiomias) (MAPBIOMAS, 2021), coleção 7, referentes aos períodos de 1985 a 2020³. Os dados originais de cobertura vegetal e de uso da terra foram reclassificados, conforme ilustrado na Figura 10, adotando-se a nomenclatura correspondente ao nível hierárquico Nível I (Classe) do Sistema básico de classificação da cobertura e do uso da terra (SCUT) descrito no Manual Técnico de Uso da Terra (IBGE, 2013).



Figura 10. Chave de reclassificação e agrupamento, baseada em árvore de decisão, dos dados de cobertura vegetal e uso da terra do Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (MapBiomias) para o Sistema Básico de Classificação da Cobertura e do Uso da Terra (SCUT).

Fonte: elaboração própria.

³ Para obter mais informações detalhadas sobre a metodologia de geração desses dados, é possível acessar o seguinte link: <https://mapbiomas.org/visao-geral-da-metodologia>. Último acesso em 26 out 23.

A seguir, são apresentadas as definições das classes de cobertura vegetal e uso da terra, conforme o Sistema de Classificação de Cobertura e Uso da Terra (SCUT), descrito no Manual Técnico de Uso da Terra do IBGE (2013).

Áreas de Vegetação Natural – Áreas que compreendem estruturas florestais e campestres, abrangendo de florestas e campos originais (primários) e alterados até formações florestais espontâneas secundárias, arbustivas, herbáceas e/ou gramíneo-lenhosas, em diversos estágios sucessionais de desenvolvimento;

- Áreas Antrópicas Agrícolas – Áreas utilizadas para a produção de alimentos, fibras e commodities do agronegócio. Inclui todas as terras cultivadas, caracterizadas pelo delineamento de áreas cultivadas ou em descanso, podendo também compreender áreas alagadas;
- Áreas Antrópica não Agrícolas – Áreas urbanizadas, industriais, comerciais, redes de comunicação e áreas de extração mineral.
- Águas – Áreas que abrangem todas as classes de águas, como cursos de água e canais (rios, riachos, canais e outros corpos de água lineares), corpos d'água naturalmente fechados, sem movimento (lagos naturais regulados) e reservatórios artificiais (represamentos artificiais d'água construídos para irrigação, fornecimento de água e geração de energia elétrica);
- Outras Áreas – Áreas que se referem tanto a ambientes naturais, como rochas desnudas ou praias, quanto a ambientes antrópicos, decorrentes da degradação provocada pelas atividades humanas, como extração de minerais.

Após o processo de reclassificação, os dados de cobertura vegetal e uso da terra, gerados a partir de imagens dos satélites da série Landsat (Landsat 5, Thematic Mapper (TM); Landsat 7, Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+); e Landsat 8, Operational Land Imager (OLI)), com resolução espacial de 30m, foram redimensionados para a resolução espacial de 100m.

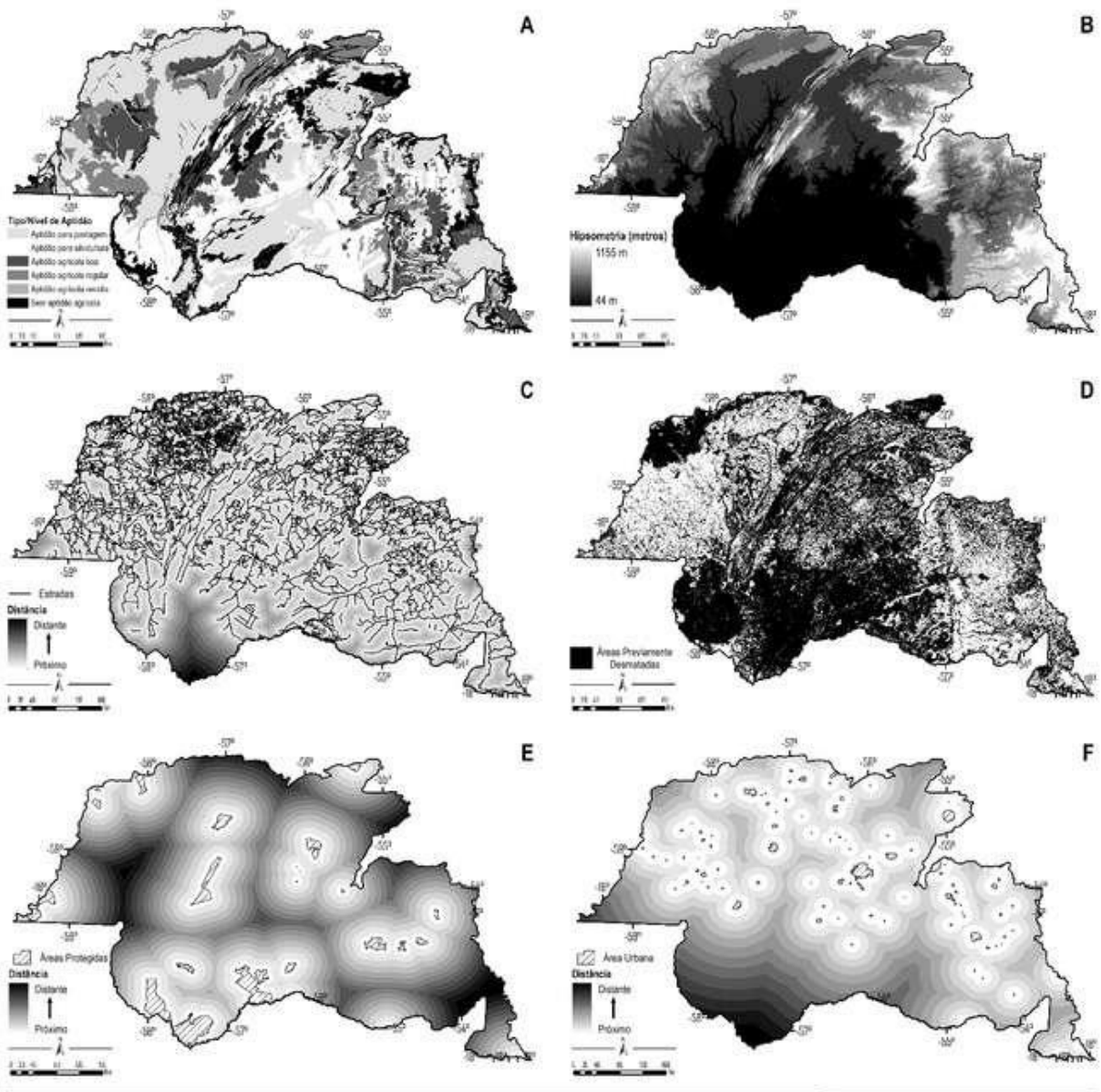
A definição do valor de resolução espacial se dá pela proposição da pesquisa de atender a escala cartográfica de 1:500.000. A escolha desse valor de escala considera os parâmetros descritos no Manual Técnico de Uso da Terra que adverte que escalas entre 1:50.000 até 1:750.000 se enquadram em nível de “mapeamentos de reconhecimento”, sendo polivalentes na sua essência, atendendo ampla faixa de

objetivos, perpassando pelo planejamento regional, estadual, nacional e de bacias hidrográficas (IBGE, 2013), como é o caso do presente estudo.

Markham et al. (2010) e Guo et al. (2019) enfatizam que o redimensionamento de matrizes para resoluções espaciais mais amplas, como a adotada neste estudo, não apenas aprimora o processamento de dados e a análise espacial, mas também fornece uma representação mais generalizada e adequada para o mapeamento de grandes áreas. De maneira complementar, Li et al. (2005) destacam a importância de ajustar a resolução espacial à escala de análise proposta, uma vez que resoluções excessivamente detalhadas podem introduzir ruído e variação desnecessários, comprometendo a interpretação precisa dos padrões espaciais em escalas mais amplas.

2.2.2. Variáveis Espaciais

As variáveis espaciais (Figura 11) utilizadas na modelagem do desflorestamento, detalhadas no tópico seguinte, foram obtidas no banco de dados das seguintes bases governamentais: Aptidão agrícola – Secretaria de Estado de Planejamento e Gestão de Mato Grosso (SEPLAG/MT); Áreas protegidas (Unidades de Conservação de Uso Sustentável e Proteção Integral, Áreas Militares e Terras Indígenas) – Ministério do Meio Ambiente (MMA), Serviço Florestal Brasileiro (SFB) e Fundação Nacional do Índio (FUNAI); Cidades – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE); Hipsometria – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE); e Estradas – Agência Nacional de Transportes Terrestres (ANTT).



A – Aptidão Agrícola; B – Hipsometria; C – Proximidade às Estradas; D – Proximidade às Áreas Previamente Desmatadas; E – Proximidade às Áreas Protegidas; e F – Proximidade à Infraestrutura Urbana.

Figura 11. Variáveis espaciais utilizadas no modelo de desflorestamento.

Fonte: elaboração própria.

Todos os dados obtidos passaram por tratamento, sendo realizada a conversão do formato vetorial para o matricial, a compatibilização de resolução espacial, para 100 metros, e reprojeção para o sistema de coordenadas South America Albers Equal Area Conic.

Para verificar a independência espacial das variáveis foi utilizado a análise de correlação entre pares utilizando-se do coeficiente de Cramer (V) (BONHAM-CARTER,

1994). Considerando como independentes valores iguais ou inferiores a $V = 0,50$ (BONHAM-CARTER, 1994; PICOLI et al., 2020; DE OLIVEIRA et al., 2022) e, portanto, podendo ser utilizadas no modelo (Tabela 2).

Tabela 2. Valores de coeficientes de Cramer para as variáveis utilizadas no modelo.

Variável 1	Variável 2	V Cramer's
Aptidão agrícola	Distância as áreas protegidas	0,12
Aptidão agrícola	Distância as cidades	0,18
Aptidão agrícola	Distância as estradas	0,12
Aptidão agrícola	Áreas previamente desmatadas	0,19
Distância as áreas protegidas	Distância as cidades	0,14
Distância as áreas protegidas	Distância as estradas	0,08
Distância as áreas protegidas	Áreas previamente desmatadas	0,11
Distância as cidades	Distância as estradas	0,23
Distância as cidades	Áreas previamente desmatadas	0,27
Distância as estradas	Áreas previamente desmatadas	0,19
Hipsometria	Aptidão agrícola	0,16
Hipsometria	Distância as áreas protegidas	0,14
Hipsometria	Distância as cidades	0,22
Hipsometria	Distância as estradas	0,11
Hipsometria	Áreas previamente desmatadas	0,23

Fonte: elaboração própria.

2.3. Métodos

2.3.1. Modelagem de Desflorestamento

A construção do modelo de simulação de desflorestamento foi realizada na plataforma de modelagem ambiental Dinamica EGO (SOARES-FILHO; RODRIGUES; COSTA, 2009), versão 7.1.1, disponibilizada no sítio do Centro de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Minas Gerais (CSR/UFMG).

Na figura 12 é apresentada a síntese das etapas metodológicas realizadas para execução da modelagem preditiva de desflorestamento da bacia.

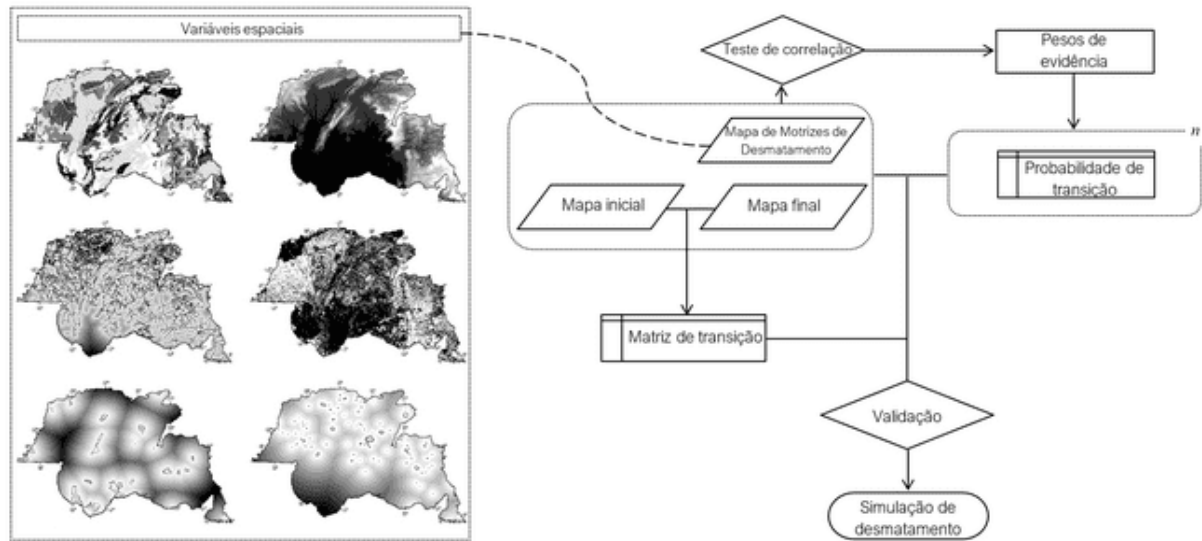


Figura 12. Etapas metodológicas para modelagem preditiva de desflorestamento.

Adaptado Lin-Lin, Mei e Jia-Qi (2020).

Inicialmente foi calculada matriz de transição, ou seja, a quantidade de conversão de Áreas de Vegetação Natural para Áreas Antrópicas Agrícolas, que é expressa através de uma matriz que descreve as transições de cada estado em um sistema em determinado período de tempo (n) por meio da diferença entre os mapas (t_0 e t_1) de cobertura vegetal e usos da terra. Obtém-se, então, as taxas de transição global/matriz de passo único (P) (período total) e as taxas de transição parciais/matriz de múltiplos passos (P_i) (período anual), pode ser expressa por através da Equação 2 (LIN-LIN; MEI; JIA-QI, 2020).

$$P = (P_t)^n \quad (2)$$

Na sequência foi realizado o cômputo das probabilidades de transição (P), utilizando o método bayesiano de pesos de evidência (WoE) (B), que identifica a probabilidade a posteriori de uma transição considerando o efeito de cada variável/força motriz em uma dada transição. Dessa forma, a probabilidade condicional a posteriori de desflorestamento (D) dada a presença de um padrão espacial binário (B) em termos de chances iguais pode ser expresso na Equação 3 (SOARES-FILHO et al., 2010; OSIS; LAURENT; POCCARD-CHAPUIS, 2019).

$$O\{D|B\} = O\{D\} * \frac{P\{B|D\}}{P\{B|\bar{D}\}} \quad (3)$$

O termo $P\{B|D\}/\{B|\bar{D}\}$, conhecido como 'razão suficiente', foi usado para avaliar a relação entre um padrão espacial e a probabilidade de ocorrência do desflorestamento (D). O logaritmo natural desse termo é W^+ (SOARES-FILHO et al., 2010). Assim, a probabilidade condicional de desflorestamento (D) dado a co-ocorrência de um conjunto de padrões espaciais é denotado pela Equação 4 (SOARES-FILHO et al., 2010; LAURENT; POCCARD-CHAPUIS, 2019).

$$P\{D|B_1 \cap B_2 \cap B_3 \cap \dots \cap B_i\} = \frac{e^{(w_d^+ + \sum w_i^+)}}{1 + e^{(w_d^+ + \sum w_i^+)}} \quad (4)$$

Onde W_d^+ é o logaritmo natural das chances a priori de D (Equação 5) (SOARES-FILHO et al., 2010).

$$O\{D\} = \frac{(D \cap B + D \cap \bar{B})}{(\bar{D} \cap B + \bar{D} \cap \bar{B})} \quad (5)$$

W_i^+ é o peso da evidência da transição para o padrão espacial B_i . Valores positivos de W^+ significam que ocorrem mais eventos nessa classe do que ocorreriam ao acaso, e valores negativos significam que ocorrem menos eventos que o esperado (LAURENT; POCCARD-CHAPUIS, 2019). Isso é útil para identificar a relevância de padrões espaciais específicos em transições do uso e cobertura da terra.

Utilizando o cenário tendencial (TDA), que assume que a tendência do padrão das taxas líquida de desflorestamento para o período 2010-2020 (0,76%/ano), foi realizada a simulação de desflorestamento para o ano de 2050.

2.3.2. Validação do Modelo

O desempenho do modelo foi mensurado a partir do método de Comparação de Similaridade Recíproca que avalia a correspondência espacial dos mapas de cobertura vegetal e uso da terra observado e simulado através da utilização de múltiplas funções

de decaimento exponencial baseado em medidas de similaridade Fuzzy com análise em múltiplas janelas (SOARES-FILHO; RODRIGUES; COSTA, 2009; LAPOLA et al., 2011; RODRIGUES; SOARES-FILHO, 2017). Esses valores são comparados aos do modelo neutro, que apresenta a probabilidade de transição de matrizes neutralizada estatisticamente, servindo de referência para testes de desempenho com o modelo sob investigação (HAGEN-ZANKER; LAJOIE, 2008; SOARES-FILHO; RODRIGUES; FOLLADOR, 2013).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Desempenho do Modelo

O modelo construído se mostrou superior em todas as janelas analisadas em relação ao modelo neutro, apresentando um grau de desempenho de 75,60% na janela 11X11, o que corresponde a 30,48% de superioridade ao modelo neutro na mesma janela, que apresentou 45,12% (Figura 13). Cabe ressaltar que não há na literatura um parâmetro que estabeleça valor mínimo de superioridade que um modelo construído deve apresentar em relação ao modelo neutro para justificar sua utilização.

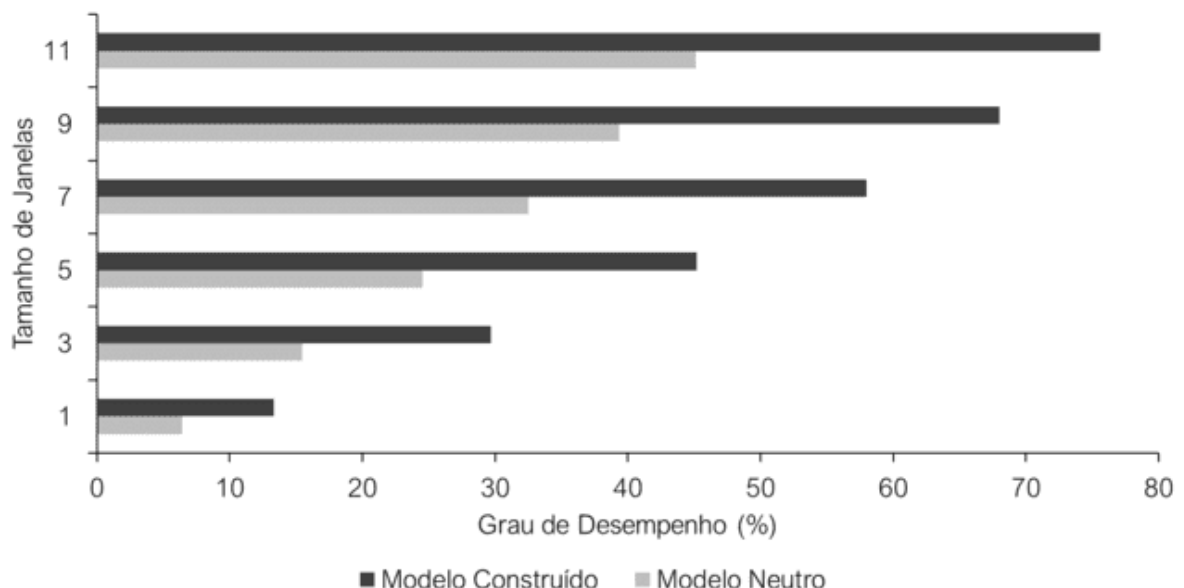
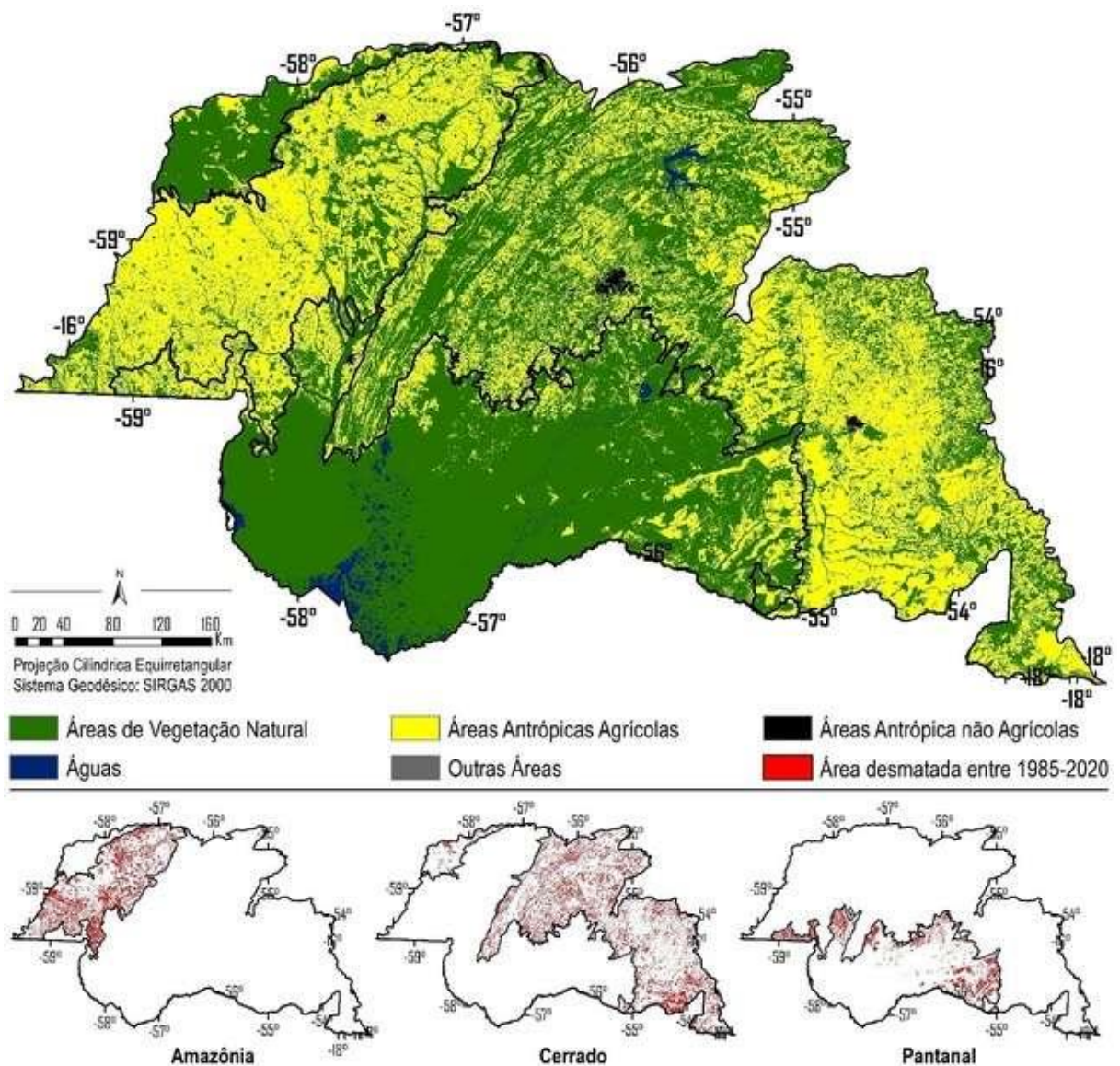


Figura 13. Comparativo de performance entre o modelo construído e o modelo neutro.

Fonte: elaboração própria.

3.2. Histórico do Desflorestamento

Houve um claro declínio na extensão das áreas cobertas por vegetação natural entre 1985 e 2020 na BAP-MT (Figura 14). No período a taxa média de conversão de áreas de vegetação natural da bacia foi de 1,57%/ano resultando em uma perda de 19,82% (24.643,78 km²) de áreas de vegetação (Apêndice A). Entrementes, as áreas destinadas a produção agropecuária foram expandidas em 76,74% (30.782,42 km²) sobre áreas de vegetação natural (Apêndice A).



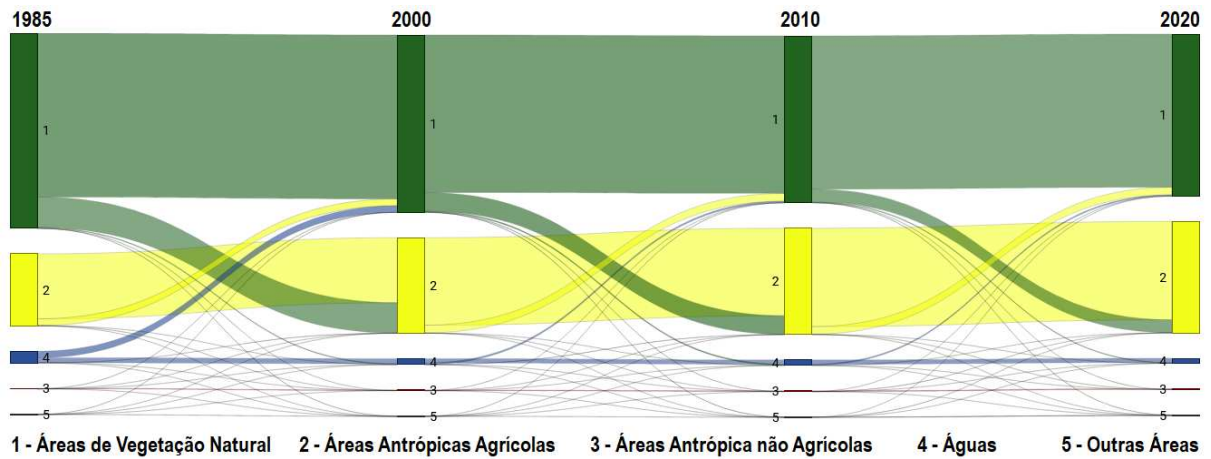


Figura 14. Estado atual (2020) e panorama espaço-temporal (1985-2020) das mudanças na cobertura vegetal e uso da terra na BAP-MT e seus biomas.

Fonte: elaboração própria.

A BAP-MT apresentou as maiores probabilidades de transição de áreas de vegetação natural para áreas antrópicas agrícolas nas áreas de planalto, que é composto pelos biomas Amazônia e Cerrado (Figura 15).

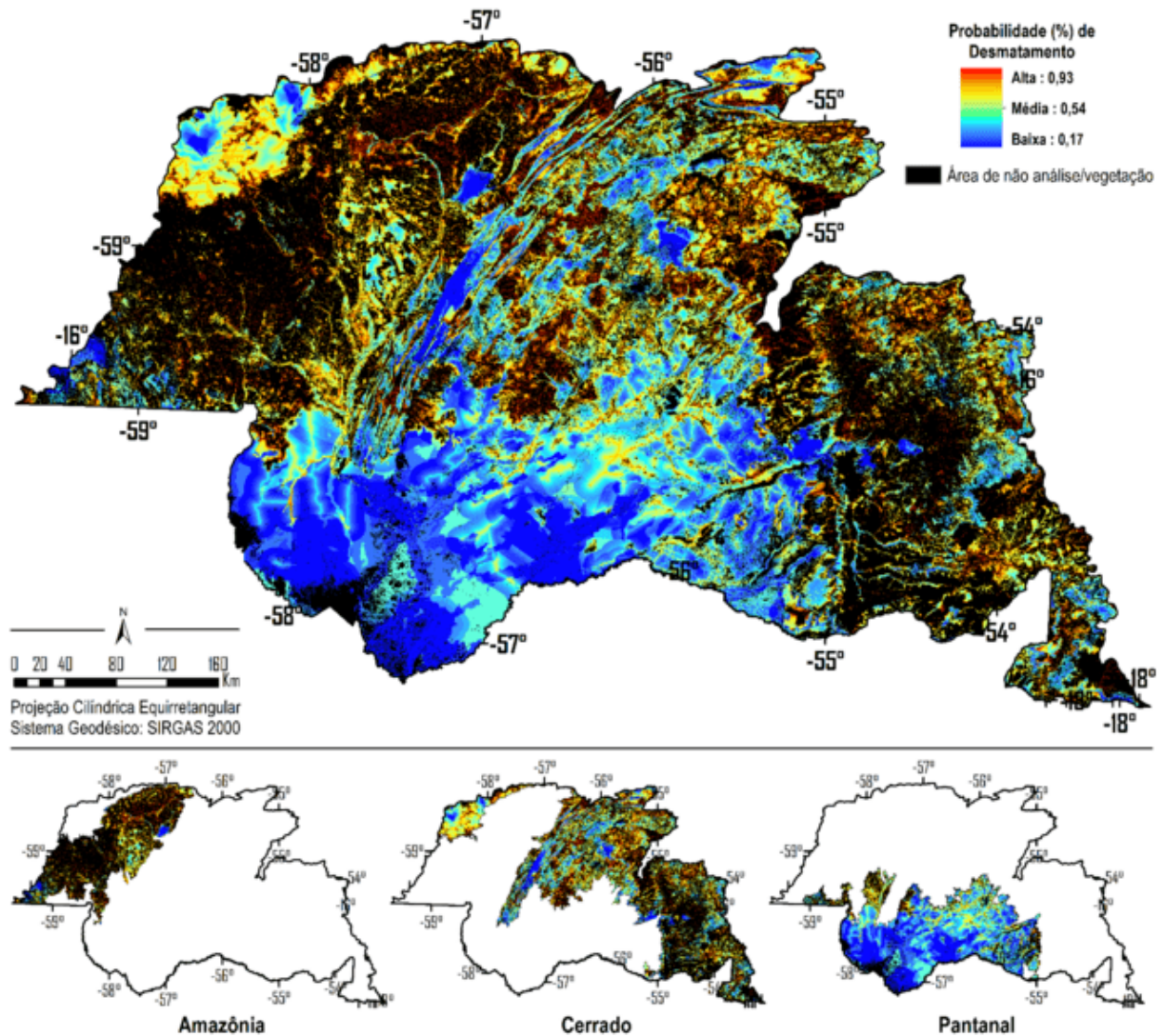


Figura 15. Probabilidade de desflorestamento das Áreas de Vegetação Natural na BAP-MT e em seus biomas.

Fonte: elaboração própria.

3.3. Vetores de Desflorestamento

Os resultados mostram três variáveis motrizes consistentemente associados a estímulo de desflorestamento (proximidade às áreas previamente desmatadas, às estradas e às cidades). Em contrapartida, a proximidade às áreas protegidas apresenta um desestímulo ao desflorestamento. As variáveis aptidão agrícola e hipsometria apresentam estímulos alternantes (positivo e negativo) para o desflorestamento a depender de características específicas (Figura 16).

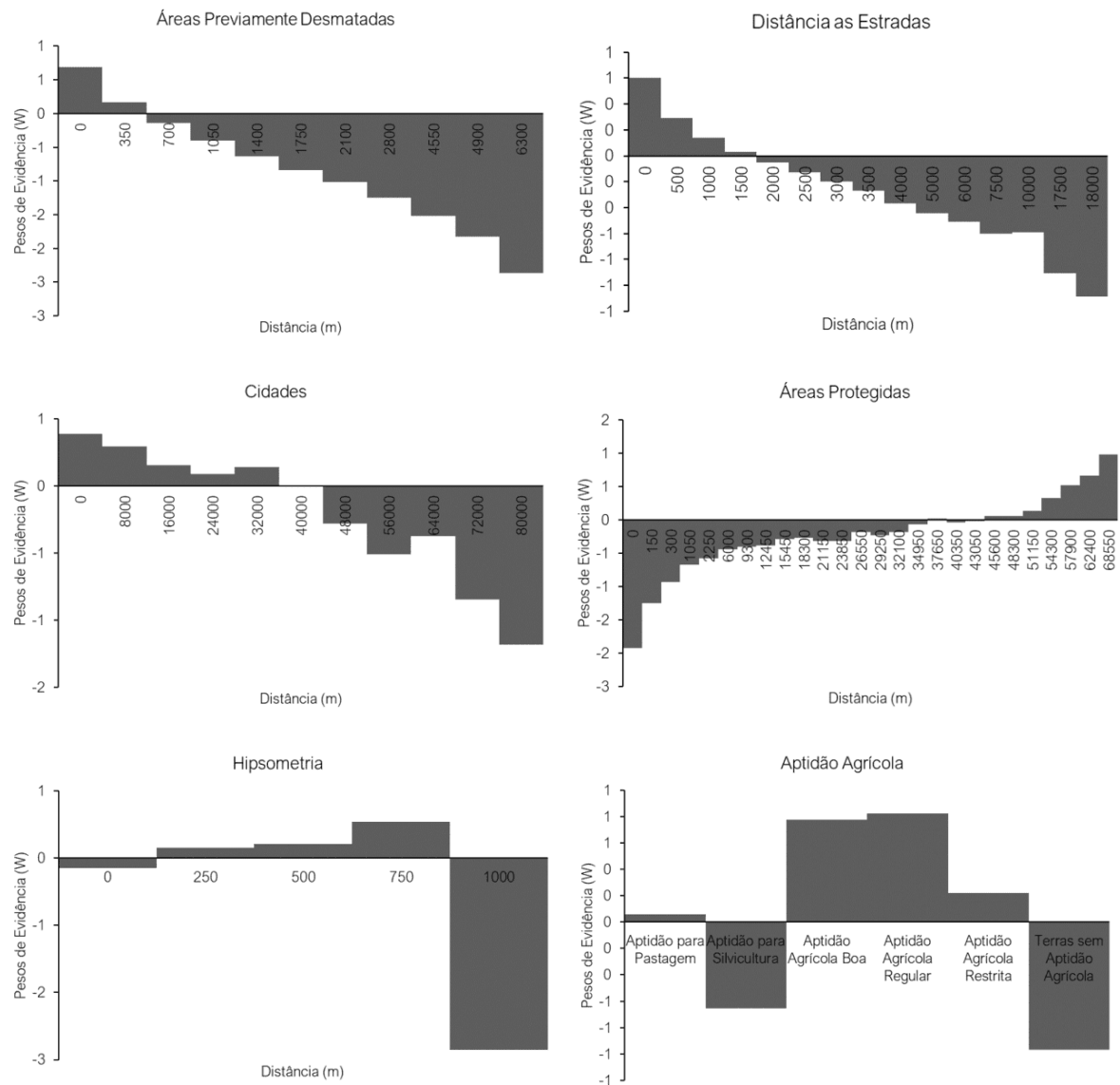


Figura 16. Influência das variáveis espaciais no desflorestamento da BAP-MT.

Fonte: elaboração própria.

3.3.1. Áreas Previamente Desmatadas

Os limiares de distância apresentados na Figura 16 corroboram com o padrão de desmatamento próximo a áreas previamente desmatadas, como observado por Ramos et al. (2020) e Busch e Ferretti-Gallon (2020). O gráfico mostra que até cerca de 700 m, os pesos de evidência são positivos, indicando maior probabilidade de novos desflorestamentos próximos a áreas já desmatadas, favorecendo a expansão contínua devido à menor dificuldade de acesso e custos mais baixos. Após 1400 m, os pesos tornam-se negativos, sugerindo uma redução na probabilidade de desmatamento

conforme a distância aumenta, resultado de fatores econômicos e logísticos, como indicado por Soares-Filho et al. (2004).

3.3.2. Hipsometria

Os valores dos pesos de evidência mostram que de 0-250 metros de altitude há um desestímulo ao desflorestamento. Nessa faixa hipsométrica está localizada a zona de planície do Pantanal mato-grossense, que é caracterizada pelas terras baixas associado a declive predominantemente plano (0-3%), características que garantem a dinâmica sazonal de inundações do bioma e dificultam a produção agrícola.

Na faixa de 250-1000 metros de altitude, onde os declives variam, em geral, de suave ondulado a fortemente ondulado, há um favorecimento do desflorestamento. Nestas áreas estão as terras possuem características mais propícias, como a mecanização, para o desenvolvimento das atividades agrícola e pecuária.

A partir de 1000 metros de altitude já há, novamente, um forte desestímulo ao desflorestamento. Nessas áreas encontram-se as zonas de declividades mais acentuadas (Montanhoso (40-75%) e escarpado (>75%)). Essas características dificultam a implementação da pecuária e a mecanização agrícola, gerando desestímulo ao desflorestamento.

Um estudo de metanálise realizado por Busch e Ferretti-Gallon (2020) mostrou que variáveis relacionadas às características biofísicas, como é o caso da hipsometria, têm associações consistentes com o processo de desflorestamento. As características hipsométricas do terreno influenciam a decisão de ocupação de uma região através da favorabilidade de mecanização agrícola, acessibilidade e custos financeiro de desflorestamento.

3.3.3. Aptidão Agrícola

A variável aptidão agrícola é a mais complexa utilizada no modelo devido a conjugação de vários atributos ambientais para sua elaboração. A variável é produto do Sistema de Avaliação da Aptidão Agrícola das Terras (SAAAT) que trata, em súmula, da análise das limitações das terras para uso agrícola, considerado diferentes níveis de manejo tecnológico (RAMALHO FILHO; BEEK, 1995; MATO GROSSO, 2000).

A BAP-MT apresenta heterogênea aptidão agrícola em seu território. Na bacia, as áreas de Aptidão Agrícola Boa e Aptidão Agrícola Regular foram as que apresentaram maior estímulo ao desflorestamento. As áreas de Aptidão Agrícola Restrita e com Aptidão para Pastagem também mostraram influência positiva ao desflorestamento, porém em menor grau. Em contrapartida, as áreas com Aptidão para Silvicultura assim como as Sem Aptidão Agrícola apresentaram desestímulo ao desflorestamento.

As áreas de Aptidão Agrícola Boa e Regular são caracterizadas pelas baixas limitações (deficiência de fertilidade; deficiência de água; excesso de água ou deficiência de oxigênio; suscetibilidade à erosão; e impedimentos à mecanização) necessitando de baixa demanda de insumos para a produção agrícola (MATO GROSSO, 2000).

As áreas de Aptidão Agrícola Restrita apresentam limitações severas do ponto de vista (deficiência de fertilidade; deficiência de água; excesso de água ou deficiência de oxigênio; suscetibilidade à erosão; e impedimentos à mecanização) para a produção agrícola (MATO GROSSO, 2000). Essas limitações reduzem a produtividade, demandando forte manejo e insumos para viabilização produtiva, tornando os custos marginalmente justificados.

As Áreas Inaptas à Produção Agrícola apresentam condições que desfavorecem a ocupação para a produção agrícola. Devido às severas limitações (deficiência de fertilidade; deficiência de água; excesso de água ou deficiência de oxigênio; suscetibilidade à erosão; e impedimentos à mecanização), essas terras são consideradas inaptas para lavouras, tendo a possibilidade de utilização para usos menos intensivos como pastagem plantada, silvicultura ou pastagem natural (MATO GROSSO, 2000). Entretanto, há indicação para conservação da flora e da fauna, recreação ou algum outro tipo de uso não agrícola.

3.3.4. Áreas Protegidas

A BAP-MT possui 6.548,17 km² do seu território ocupado por áreas protegidas, compostas por Unidades de Conservação (Uso Sustentável e Proteção Integral), Áreas Militares e Terras Indígenas, categorias definidas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) implantado pela Lei Federal nº 9.985/00 (IBAMA, 2004), que apresentaram efeito inibidor sobre o desflorestamento. Os limites de distância apresentados na Figura 16 indicam que áreas próximas às zonas protegidas

tendem a sofrer menor pressão de desmatamento, evidenciado pelos pesos de evidência negativos nas primeiras distâncias (até cerca de 12.000 metros). Tal comportamento é considerado padrão no Brasil como demonstrado em estudos como os realizados por Nespád et al. (2006), Cabral et al. (2018), Koskimäki et al. (2021) e Jocelyne et al. (2022).

Uma área protegida é definida como “uma superfície de terra ou mar consagrada à proteção e manutenção da diversidade biológica, assim como dos recursos naturais e dos recursos culturais associados, e manejada por meios jurídicos e outros instrumentos eficazes” (IUCN, 1994: 7). O estabelecimento de áreas protegidas é uma abordagem de conservação da biodiversidade amplamente aceita no mundo, desempenhando um papel central na conservação de áreas com altos valores ecológicos, naturais e/ou culturais (RAHMAN; ISLAM, 2021).

Algumas das grandes preocupações com a exploração das áreas protegidas que mantém o barramento do desflorestamento em áreas de alta diversidade, como é o caso da BAP-MT, uma área de ecótono entre os biomas Amazônia, Cerrado e Pantanal são: o acarretamento da perda de patrimônio genético, ainda pouco conhecido; e as mudanças nos padrões climáticos em escala regional e global, uma vez que o desflorestamento representa a maior parcela das emissões de CO² brasileiras (HOUGHTON et al., 2000; AVISSAR; WERTH, 2002, SOARES-FILHO et al., 2005), que já demonstram impactar a produção agrícola nacional como constatado por Leite-Filho et al. (2021).

No Brasil, as áreas protegidas demonstraram ser salvaguardas para conciliação de mudanças de uso da terra com a conservação ambiental, sendo um importante instrumento para implementação de políticas públicas ligadas à proteção e conservação do meio ambiente (PAOLINO AMARAL; CRUZ, 2021; GONÇALVES-SOUZA et al. 2021; CAMPOS-SILVA et al., 2021; MAGRIS et al., 2021; FERREIRA et al., 2022). Entretanto, os posicionamentos recentes adotados por parte do poder executivo e legislativo brasileiro vêm tentando aprovar medidas mais flexíveis para o relaxamento de leis que versam sobre a conservação ambiental, como a abertura e exploração de atividades econômicas em Terras Indígenas (Projeto de Lei n. 191/2020), incluindo mineração, garimpo, extração de petróleo e gás, geração de energia elétrica e agropecuária; extinções de áreas de Reservas Legais (Projeto de Lei n. 2362/2019); e redução de área de Unidades de Conservação (Projeto de Lei n. 8671/2017) entre outras (ESCOBAR, 2019; ABESSA; BURUAEM, 2019).

3.3.5. Estradas

A proximidade a estradas mostrou favorecimento ao desflorestamento que decai exponencialmente com o afastamento destas, comportamento clássico identificado em estudos como os realizados por Laurance et al. (2004), Soares-Filho et al. (2004) e Picoli et al. (2020). Nos primeiros 500 metros, os pesos são positivos, sugerindo que áreas próximas às estradas são mais propensas ao desflorestamento. Conforme a distância das estradas aumenta, os pesos de evidência gradualmente se tornam negativos, refletindo uma queda acentuada na probabilidade de desmatamento além de 1500 metros.

Este comportamento ocorre devido à facilidade de acesso proporcionada pelas estradas, que reduzem os custos logísticos e viabilizam a exploração de terras para a produção agrícola, especialmente commodities do setor agropecuário (SOARES-FILHO et al., 2004; BUSCH; FERRETTI-GALLON, 2020). As variáveis relacionadas à infraestrutura construída como, por exemplo, proximidade de estradas estão entre as mais estudadas, sendo consistentemente associadas a um maior desflorestamento (BUSCH; FERRETTI-GALLON, 2020).

A abertura e/ou expansão de estradas provoca um espalhamento de estradas vicinais derivadas de uma estrada principal que desencadeia, inevitavelmente, o processo de ocupação/invasão de terras, especulação fundiária e desflorestamento nas áreas circunvizinhas, ampliando a exploração madeireira e o desflorestamento para distâncias substancialmente maiores (FEARNSIDE, 2004; FEARNSIDE, 2017; DOS SANTOS; DE NÓBREGA, 2022).

As estradas provêm infraestrutura que favorece o desflorestamento através da redução dos custos de transporte de mercadorias, viabilizando assim a ocupação de áreas para produção de commodities do setor agropecuário (SOARES-FILHO et al., 2004; BUSCH; FERRETTI-GALLON, 2020), que é o principal indutor de mudanças de uso da terra no Brasil (DIAS et al., 2016; BLANCO et al., 2022). Fearside (2017) aponta que, uma resposta para o controle do desflorestamento em algumas áreas deve incluir o abandono de projetos de infraestrutura de alto potencial para catalisar mais desflorestamento, como o caso da BR-163, no trecho de Cuiabá (MT) ao porto de Santarém (PA), que está sendo reconstruída para escoamento de commodities agrícolas,

principalmente a soja, do Mato Grosso aos portos com acesso ao rio Amazonas (SOARES-FILHO et al., 2004; FEARSIDE, 2007).

3.3.6. Infraestrutura Urbana

A proximidade a rede de infraestrutura urbana é um fator determinante para favorecimento do desflorestamento, os pesos de evidência. A associação positiva nas primeiras distâncias (até cerca de 24.000 metros) reflete o impacto da expansão da infraestrutura urbana, que tende a ocorrer em torno de áreas já construídas, como também observado por Behera et al. (2018).

Na porção mato-grossense da BAP estão localizados 58 municípios, de forma parcial ou total, sendo eles: Acorizal, Alto Araguaia, Alto Garças, Alto Paraguai, Alto Taquari, Araputanga, Arenápolis, Barão de Melgaço, Barra do Bugres, Cáceres, Campo Novo do Parecis, Campo Verde, Chapada dos Guimarães, Cuiabá, Curvelândia, Denise, Diamantino, Dom Aquino, Figueirópolis D'Oeste, Glória D'Oeste, Guiratinga, Indiavaí, Itiquira, Jaciara, Jangada, Jauru, Juscimeira, Lambari D'Oeste, Mirassol D'Oeste, Nobres, Nortelândia, Nossa Senhora do Livramento, Nova Brasilândia, Nova Marilândia, Nova Olímpia, Pedra Preta, Planalto da Serra, Poconé, Porto Esperidião, Porto Estrela, Poxoréu, Primavera do Leste, Reserva do Cabaçal, Rio Branco, Rondonópolis, Rosário Oeste, Salto do Céu, Santa Rita do Trivelato, Santo Afonso, Santo Antônio do Leverger, São José do Povo, São José dos Quatro Marcos, São Pedro da Cipa, Tangará da Serra, Tesouro, Vale de São Domingos, Várzea Grande e Vila Bela da Santíssima Trindade. De acordo com o Censo Demográfico do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, a população somada destes municípios é de 1.8 milhões de habitantes (IBGE, 2010).

Dados do Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID, 2011) mostram que a América Latina e o Caribe são as regiões que têm registrado a urbanização mais rápida do mundo. O crescimento populacional, concentrado nas áreas urbanas, faz com que em países emergentes como o Brasil o processo de urbanização aconteça de forma desordenada (DIAS; WALDE, 2013).

De acordo com DeFries et al. (2010), há uma associação positiva da perda florestal com o crescimento urbano em países da América Latina, o que inclui o Brasil. Segundo os autores, essa variável estimula o desflorestamento através do aumento da demanda por produtos agrícolas, visto que consumidores urbanos tendem a comer mais alimentos

processados e ultraprocessados e produtos de origem animal (DEFRIES et al., 2010), fomentando a produção de gado e de commodities agrícolas monoculturais, estimulando assim a expansão de áreas para atender essa demanda.

3.4. Projeção de Desflorestamento

Para o ano de 2050, no cenário BAU, é projetado para a BAP-MT uma perda de 21,20% (21.129,05 km²) de Áreas de Vegetação Natural. Entrementes, as Áreas Antrópicas Agrícolas apresentaram um aumento de 29,81% (21.135,47 km²). Nesse cenário, no ano de 2040 as áreas antrópicas agrícolas terão 92.029,92 km², superado as áreas de vegetação natural com 78.507,56 km² (Figura 17 e Apêndice C).

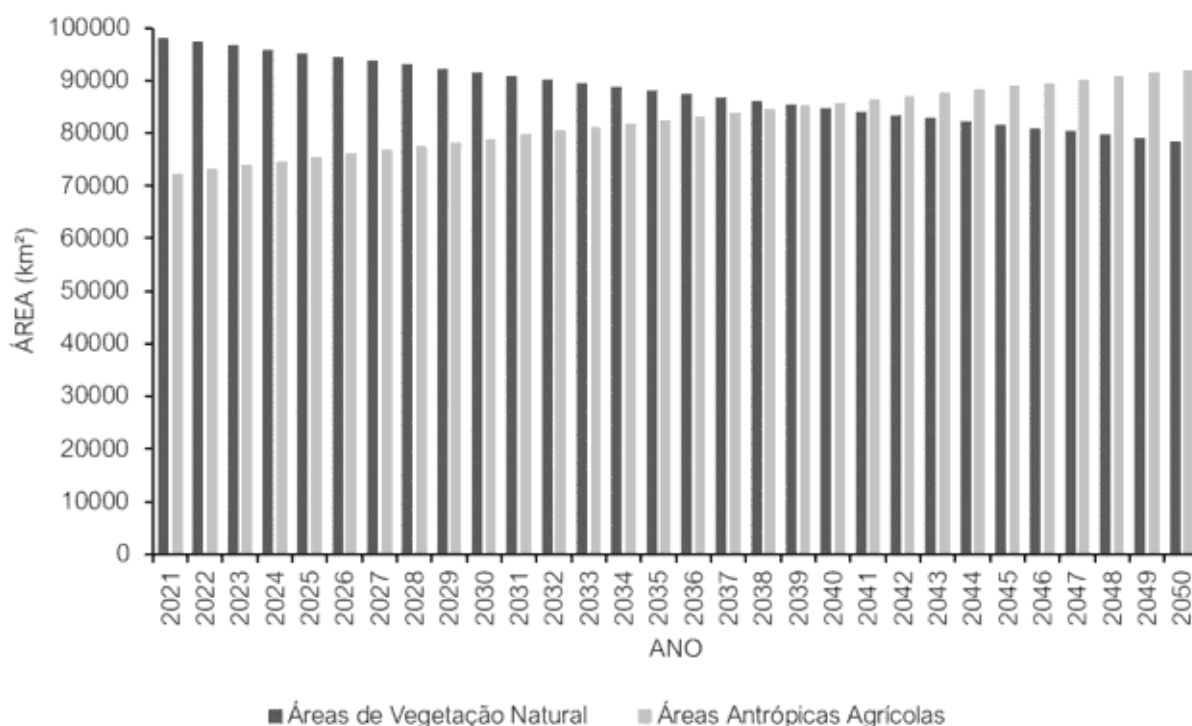


Figura 17. Projeção de conversão de Áreas de Vegetação Natural para Áreas Antrópicas Agrícolas para a BAP-MT.

Fonte: elaboração própria.

Esses resultados se alinham a perspectiva delineada pela FAO (2018), que a produção de alimentos precisará aumentar em 40 a 50% até 2050 para atender a demanda global. Nessa conjuntura, Mato Grosso que já apresenta expressivos números

relacionados a produção de commodities agropecuárias tende a assumir um papel ainda maior de protagonismo no cenário brasileiro e mundial.

Diante disso, um dos grandes desafios enfrentados pelo Estado estará no aumento da produção para manutenção da segurança alimentar alinhado a redução dos impactos ambientais nos ecossistemas causados pela produção em larga escala (FERREIRA et al., 2022).

Informações provenientes de modelos de simulação de cenários futuros de mudanças no uso da terra, como os apresentados, são fundamentais para a gestão e planejamento territorial, auxiliando nos esforços de conservação ambiental, visto que contribuem na identificação de hotspots de desflorestamento, subsidiando os tomadores de decisão das autoridades governamentais (MOSCIARO et al., 2022).

Todavia, o prognóstico de longo prazo deve ser analisado com ressalvas devido a dinamismo e volatilidade dos fatores endógenos e exógenos que influem positivo e negativamente o processo de mudanças no uso da terra, tais como políticas públicas, demanda global, economia, dentre outros. Dessa forma, os dados de curto e médio prazo são os mais relevantes para a definição de prioridades, alocação de recursos e tomada de decisão (DIAS; WALDE, 2013).

Guerra et al. (2020) explicam que mudar o atual modelo de gestão fundiária adotado na bacia, e em grande parte do Brasil, é um desafio complexo, uma vez que, é necessário abandonar as práticas altamente explorativas ao meio ambiente e introduzir modelos de manejo baseados em novas tecnologias para minimizar os impactos associados a mudança do uso da terra. Para isso o diálogo entre agentes atuantes no território da bacia (agricultores, pecuaristas, comunidade científica, comunidades locais e povos tradicionais) favorecendo processos participativos da gestão territorial.

4. CONSIDERAÇÕES

Os resultados apresentados nesse trabalho ajudam compreender os agentes que induzirem as mudanças de uso da terra na Bacia do Alto Paraguai. A construção e utilização de um modelo de mensuração endógena, cuja robustez foi testada, abre possibilidade de um ponto de partida para agregação de fatores exógenos, como flutuação do mercado por aumento de demanda de commodities agrícola e pecuária no mercado internacional, estimativa de impactos de políticas públicas entre outros.

O exercício de aplicação de modelos preditivos de mudança no uso da terra no bioma Pantanal ainda é incipiente em comparação com outros biomas brasileiros, como é o caso da Amazônia e Cerrado. Diante disso, a aplicação dessas técnicas no bioma abre possibilidade de análise para criação de modelos mais robustos que abarquem a ampla heterogeneidade ambiental apresentada na Bacia do Alto Paraguai, proporcionada pelos diferentes biomas e suas características que a compõe, propiciando a compreensão da dinâmica de ocupação dos diferentes biomas e a extrapolação para outras regiões da bacia nacional e internacional.

Referências

- ALHO, Cleber José Rodrigues; LACHER, Thomas E.; GONÇALVES, Humberto Cláudio. Environmental degradation in the Pantanal ecosystem. **Bioscience**, v. 38, n. 3, p. 164-171, 1988.
- BEHERA, Mukunda Dev et al. Remote sensing based deforestation analysis in Mahanadi and Brahmaputra river basin in India since 1985. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 1192-1203, 2018.
- BEZERRA, Francisco Gilney Silva et al. Spatio-temporal analysis of dynamics and future scenarios of anthropic pressure on biomes in Brazil. **Ecological Indicators**, v. 137, p. 108749, 2022.
- BID. Banco Interamericano de Desenvolvimento. 2011. **Sustentabilidade urbana na América Latina e Caribe**. Disponível em: <<https://publications.iadb.org/es/publicacion/16383/urban-sustainability-in-latin-america-and-the-caribbean>>.
- BLANCO, Julien et al. Early stages of crop expansion have little effect on farm-scale vegetation patterns in a Cerrado biome working landscape. **Landscape and Urban Planning**, v. 223, p. 104422, 2022.
- BUSCH, Jonah; FERRETTI-GALLON, Kalifi. What drives deforestation and what stops it? A meta-analysis. **Review of Environmental Economics and Policy**, v. 17, n. 2, p. 3-23, 2017.
- CABRAL, Ana Isabel Rosa et al. Deforestation pattern dynamics in protected areas of the Brazilian Legal Amazon using remote sensing data. **Applied Geography**, v. 100, p. 101-115, 2018.

- CAMPOS-SILVA, João Vitor et al. Sustainable-use protected areas catalyze enhanced livelihoods in rural Amazonia. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 118, n. 40, p. e2105480118, 2021.
- CERRI, Carlos Clemente et al. Assessing the carbon footprint of beef cattle in Brazil: a case study with 22 farms in the State of Mato Grosso. **Journal of Cleaner Production**, v. 112, p. 2593-2600, 2016.
- CHENG, Lin-Lin; LIU, Mei; ZHAN, Jia-qi. Land use scenario simulation of mountainous districts based on Dinamica EGO model. **Journal of mountain science**, v. 17, n. 2, p. 289-303, 2020.
- COLMAN, Carina Barbosa et al. Identifying priority regions and territorial planning strategies for conserving native vegetation in the Cerrado (Brazil) under different scenarios of land use changes. **Science of the Total Environment**, v. 807, p. 150998, 2022.
- DE OLIVEIRA, Cinthia Pereira et al. Dynamic Modeling of Land Use and Coverage Changes in the Dryland Pernambuco, Brazil. **Land**, v. 11, n. 7, p. 998, 2022.
- DEFRIES, Ruth S. et al. Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. **Nature Geoscience**, v. 3, n. 3, p. 178-181, 2010.
- DIAS, Lidiane Tomaz; WALDE, Detlef Hans-Gert. Modelagem da dinâmica espacial do uso e ocupação do solo na Bacia Hidrográfica do Lago Paranoá-DF. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 65, n. 1, p. 77-94, 2013.
- DIAS, Livia Cristina Pinto et al. Patterns of land use, extensification, and intensification of Brazilian agriculture. **Global change biology**, v. 22, n. 8, p. 2887-2903, 2016.
- DOS SANTOS, Leilson Alves; DE NÓBREGA, Rodrigo Affonso Albuquerque. Modelagem geográfica explícita na previsão de cenários de supressão de vegetação induzidas por rodovia. In: DOS SANTOS, Fabiane (Org.). **Geografia no Século XXI**. Belo Horizonte: Editora Poisson, 2022. p. 28-35.
- FAO. Food and Agriculture Organization. **The future of food and agriculture – Alternative pathways to 2050**. Rome: FAO, 2018. 60 p.
- FEARNSIDE, Philip Martin. Brazil's Cuiabá-Santarém (BR-163) Highway: The environmental cost of paving a soybean corridor through the Amazon. **Environmental management**, v. 39, n. 5, p. 601-614, 2007.

- FERREIRA, Harildon Machado et al. Drivers of ecological effectiveness of marine protected areas: A meta-analytic approach from the Southwestern Atlantic Ocean (Brazil). **Journal of Environmental Management**, v. 301, p. 113889, 2022.
- FERREIRA, José Victor Alves et al. Critical role of native forest and savannah habitats in retaining neotropical pollinator diversity in highly mechanized agricultural landscapes. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 338, p. 108084, 2022.
- GONÇALVES-SOUZA, Daniel et al. The role of protected areas in maintaining natural vegetation in Brazil. **Science Advances**, v. 7, n. 38, p. eabh2932, 2021.
- GUERRA, Angélica et al. Drivers and projections of vegetation loss in the Pantanal and surrounding ecosystems. **Land Use Policy**, v. 91, p. 104388, 2020.
- GUO, Long et al. Exploring the influence of spatial resolution on the digital mapping of soil organic carbon by airborne hyperspectral VNIR imaging. **Remote Sensing**, v. 11, n. 9, p. 1032, 2019.
- IUCN. International Union for Conservation of Nature. **Guidelines for protected area management categories**. Gland: IUNC, 1994. 261 p.
- KOSKIMÄKI, Teemu et al. Impact of individual protected areas on deforestation and carbon emissions in Acre, Brazil. **Environmental Conservation**, v. 48, n. 3, p. 217-224, 2021.
- LAPOLA, David Montenegro et al. Impacts of climate change and the end of deforestation on land use in the Brazilian Legal Amazon. **Earth Interactions**, v. 15, n. 16, p. 1-29, 2011.
- LEITE-FILHO, Argemiro Teixeira et al. Deforestation reduces rainfall and agricultural revenues in the Brazilian Amazon. **Nature Communications**, v. 12, n. 1, p. 1-7, 2021.
- LI, Zhilin; ZHU, Qing; GOLD, Christopher. **Digital Terrain Modeling: Principles and Methodology**. Boca Raton: CRC Press, 2005. 318 p.
- LIMA, Letícia Santos et al. Feedbacks between deforestation, climate, and hydrology in the Southwestern Amazon: implications for the provision of ecosystem services. **Landscape Ecology**, v. 29, n. 2, p. 261-274, 2014.
- LUIZ, Carlos Henrique Pires; STEINKE, Valdir Adilson. Recent Environmental Legislation in Brazil and the Impact on Cerrado Deforestation Rates. **Sustainability**, v. 14, n. 13, p. 8096, 2022.

- MAGRIS, Rafael Almeida et al. A blueprint for securing Brazil's marine biodiversity and supporting the achievement of global conservation goals. **Diversity and Distributions**, v. 27, n. 2, p. 198-215, 2021.
- MARKHAM, Brian L. et al. The Landsat data continuity mission operational land imager (OLI) radiometric calibration. **IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium**. IEEE, p. 2283-2286, 2010.
- MATOS, Aline de Fatima Ferreira et al. Geotechnologies applied to disease risk analysis related to the environment in the Upper Paraguai watershed, from 2007 to 2011. **Geografia**, v. 40, p. 177-193, 2015.
- MOSCIARO, María Jesús et al. Future scenarios of land use change in the Gran Chaco: how far is zero-deforestation? **Regional Environmental Change**, v. 22, n. 4, p. 1-17, 2022.
- NEPSTAD, Daniel et al. Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. **Conservation biology**, v. 20, n. 1, p. 65-73, 2006.
- OSIS, Reinis; LAURENT, François; POCCARD-CHAPUIS, René. Spatial determinants and future land use scenarios of Paragominas municipality, an old agricultural frontier in Amazonia. **Journal of Land Use Science**, v. 14, n. 3, p. 258-279, 2019.
- PAOLINO, Clara Costa; AMARAL, Felipe Gonçalves; CRUZ, Carla Bernadete Madureira. Análise espaço-temporal das áreas protegidas da Amazônia Legal e sua relação a política ambiental. **Meio Ambiente (Brasil)**, v. 3, n. 5, p. 17-30, 2021.
- PICOLI, Michelle Cristina Araújo et al. Impacts of public and private sector policies on soybean and pasture expansion in Mato Grosso - Brazil from 2001 to 2017. **Land**, v. 9, n. 1, p. 20, 2020.
- RAMALHO FILHO, Antônio; BEEK, Klaas Jan. **Sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras**. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 1995. 65 p.
- RODRIGUES, Hermann; SOARES-FILHO, Britaldo. A short presentation of Dinamica EGO. In: **Geomatic approaches for modeling land change scenarios**. Springer, Cham, 2018. p. 493-498.
- SCHEUER, Junior Miranda; NEVES, Sandra Mara Alves da Silva; NEVES, Ronaldo José. Implicações para o bioma Pantanal do cultivo da cana de açúcar na Bacia do Alto Paraguai. **Brazilian Geographical Journal: Geosciences and Humanities research médium**, v. 8, n. 2, p. 36-51, 2017.

- SILVA, João dos Santos Vila da; ABDON, Myrian de Moura. Delimitação do Pantanal Brasileiro e suas Sub-Regiões. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.33, p.1703-1711, 1998.
- SOARES-FILHO, Britaldo et al. **Modeling environmental dynamics with Dinamica EGO**. Belo Horizonte: Centro de Sensoriamento Remoto, 2009. 120 p.
- SOARES-FILHO, Britaldo et al. Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 24, p. 10821-10826, 2010.
- SOARES-FILHO, Britaldo et al. Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarém–Cuiabá corridor. **Global change biology**, v. 10, n. 5, p. 745-764, 2004.
- SOARES-FILHO, Britaldo Silveira et al. Modelling conservation in the Amazon basin. **Nature**, v. 440, n. 7083, p. 520-523, 2006.
- SOARES-FILHO, Britaldo; RODRIGUES, Hermann; FOLLADOR, Marco. A hybrid analytical-heuristic method for calibrating land-use change models. **Environmental Modelling & Software**, v. 43, p. 80-87, 2013.
- STEPANOV, Oleg; CÂMARA, Gilberto; VERSTEGEN, Judith A. Quantifying the effect of land use change model coupling. **Land**, v. 9, n. 2, p. 52, 2020.
- SZE, Jocelyne S. et al. Reduced deforestation and degradation in Indigenous Lands pan-tropically. **Nature Sustainability**, v. 5, n. 2, p. 123-130, 2022.
- UPADHYAY, Thankur P.; SOLBERG, Birger; SANKHAYAN, Prem L. Use of models to analyse land-use changes, forest/soil degradation and carbon sequestration with special reference to Himalayan region: A review and analysis. **Forest Policy and Economics**, v. 9, n. 4, p. 349-371, 2006.
- VELOSO, Maria das Dores Magalhães et al. Dinâmica Espaço-Temporal da Cobertura e Uso do Solo em Unidades de Conservação no Norte de Minas Gerais, Brasil, entre 1986 e 2015. **Biodiversidade Brasileira-BioBrasil**, v. 12, n. 2, p. 1-13, 2022.

CAPÍTULO 3: DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS NA BACIA
DO ALTO PARAGUAI, MATO GROSSO, BRASIL

Resumo – A compreensão da dinâmica espaço-temporal das águas superficiais da Bacia do Alto Paraguai, em Mato Grosso, é relevante diante do desafio de conciliar o aumento da produção agropecuária com a conservação dos recursos hídricos. O objetivo é fornecer um panorama hídrico desta bacia, vital para a conservação da biodiversidade e o desenvolvimento socioeconômico. Foram utilizados os dados anuais (1985-2020) do Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (MapBiomas), que foram tratados via geoprocessamento (recorte, reclassificação, redimensionamento e quantificação). A dinâmica temporal da cobertura vegetal e uso da terra e das águas superficiais foi analisada por meio de diagramas de transição. Para a projeção da cobertura de águas superficiais, para 2050, adotou-se o modelo ARIMA (AutoRegressive Integrated Moving Average). A cobertura de águas superficiais na BAP-MT reduziu 68,61% entre 1985 e 2020, sendo que no bioma Amazônia, a redução foi de 19,37%, no Cerrado um aumento de 134,28% e no Pantanal apresentou a maior perda, com diminuição de 74,27%. Projeções para 2050 mostram estabilização da cobertura de águas superficiais na bacia, com um aumento de 8,9%.

Palavras-chave: Amazônia; Pantanal; Cerrado; escassez hídrica.

1. INTRODUÇÃO

A gestão hídrica é um dos principais desafios enfrentados pelo Brasil no século XXI, intensificada pela crescente pressão sobre os recursos naturais, especialmente os hídricos (SINGH; SAHA; TYAGI, 2019; FARJALLA et al., 2021). Segundo a FAO (2017), a demanda por commodities para suprir as necessidades da crescente população global deve aumentar consideravelmente nas próximas três décadas, resultando em maior pressão sobre os recursos naturais, particularmente os hídricos.

A Bacia do Alto Paraguai destaca-se como um epicentro estratégico nesse contexto, não apenas por suas vastas dimensões territoriais, mas também por abrigar o Pantanal, uma das maiores extensões úmidas contínuas do mundo (ANDRADE, 2023; FERREIRA et al., 2024). Apesar do reconhecimento internacional do valor e da importância do Pantanal como Patrimônio Nacional, declarado pela Constituição Federal Brasileira de 1988 (BRASIL, 1988), e como Reserva da Biosfera, nomeado pelo Programa

das Nações Unidas para a Ciência e a Cultura (MMA, 2020), a bacia enfrenta grandes desafios para a sua conservação.

A Bacia do Alto Paraguai enfrenta desafios específicos relacionados à governança da água, incluindo a pressão da agricultura intensiva, a mineração e as mudanças no uso da terra, que podem afetar tanto a qualidade quanto a quantidade de água disponível (VALDEZ ACHUCARRO; ANDRIEU; BOUISSOU, 2023; YOSHIKAWA, 2023; CARVALHO et al., 2024; FERREIRA et al., 2024). Essa conjuntura evidencia a necessidade de fortalecer os mecanismos de governança, promovendo a participação ativa das comunidades locais e a coordenação entre os diferentes níveis de governo e setores da sociedade. A integração de conhecimentos científicos e tradicionais é vital para desenvolver estratégias de gestão adaptativas que possam responder efetivamente às variações hidrológicas e às ameaças ambientais (KIMMERER, 2012; WHYTE, 2013; AVILÉS IRAHOLA et al., 2022).

Face ao exposto esse estudo visa investigar a dinâmica espaço-temporal das águas superficiais da Bacia do Alto Paraguai (BAP-MT), situada no estado de Mato Grosso. O objetivo de fornecer um panorama da situação hídrica dessa bacia, essencial para a conservação da biodiversidade e o desenvolvimento socioeconômico regional e nacional, subsidiando o planejamento ambiental e a gestão sustentável dos recursos hídricos e territoriais. A compreensão das variações temporais e espaciais das águas superficiais é necessária para a formulação de políticas que garantam a conservação ambiental e o uso sustentável dos componentes naturais nesta bacia de importância ecológica global.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A Bacia do Alto Paraguai é uma extensa região hidrográfica no centro da América do Sul, ao norte da Bacia Platina. Com uma área total de 595.230 km², a bacia abrange territórios do Brasil, Paraguai e Bolívia (ANA, 2017). No Brasil, a bacia ocupa 362.259 km², dos quais 174.309,98 km² estão situados no estado de Mato Grosso (Figura 18) (MMA, 2022), abrangendo 58 municípios que abrigam aproximadamente 1,8 milhão de pessoas (IBGE, 2022).

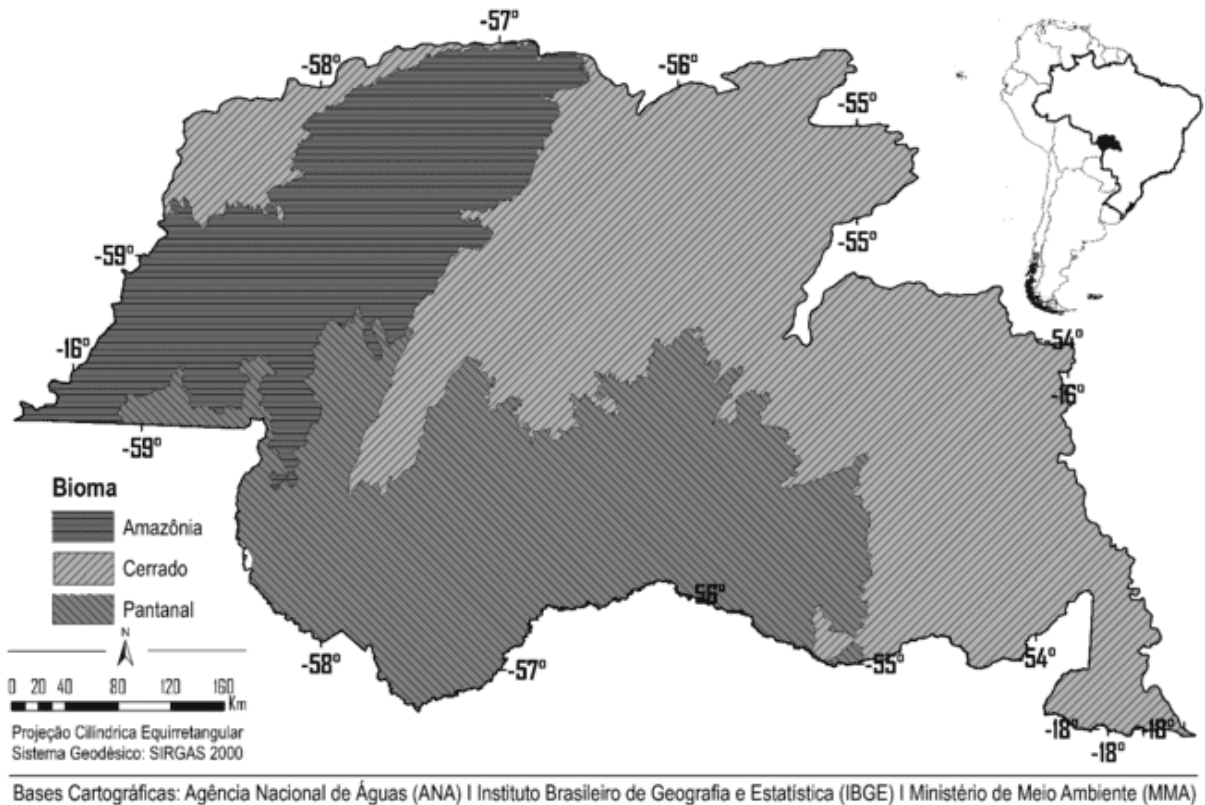


Figura 18. Bacia do Alto Paraguai no Mato Grosso e seus distintos biomas no contexto sul-americano.

Fonte: elaboração própria.

O planalto e a planície são os dois principais tipos de relevo que compõem a Bacia do Alto Paraguai (BAP-MT). O planalto, que abrange os biomas Amazônia (34.337,66 km²) e o Cerrado (86.507,16 km²), possui altitudes que variam de 200 metros a mais de 1.100 metros (ANA, 2017). Em contraste, a planície pantaneira, contida no bioma Pantanal, com uma área de 53.465,16 km², sendo a maior área úmida contínua do mundo (ALHO et al., 1988; SILVA; ABDON, 1998). Devido ao terreno pouco inclinado, esta área tem terras baixas com altitudes de até 200 metros e é suscetível a inundações sazonais, todos os anos. O Rio Paraguai é o principal curso hídrico da bacia, tendo como seus principais tributários os rios Cabaçal, Jauru e Sepotuba, situados à margem direita, e o Rio Cuiabá, à margem esquerda (CARVALHO, 1984).

O clima da bacia é predominantemente tropical, com temperaturas médias anuais variando entre 22,5°C e 26,5°C. A precipitação anual média atinge aproximadamente 1.400 mm, variando entre 800 mm e 1.600 mm, com o período chuvoso concentrando entre 70% e 80% do total anual de precipitação (SILVA; ABDON, 1998).

2.2. Procedimentos metodológicos

2.2.1. Base de dados

Para a análise das mudanças na cobertura vegetal e uso da terra e da dinâmica e projeção das águas superficiais foram utilizados dados anuais de cobertura vegetal e uso da terra do Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (MapBiomias) (MAPBIOMAS, 2022), da coleção 7, abrangendo o período de 1985 a 2020. Os dados originais de cobertura vegetal e uso da terra foram reclassificados conforme a nomenclatura do Nível I (Classe) do Sistema Básico de Classificação da Cobertura e Uso da Terra (SCUT), descrito no Manual Técnico de Uso da Terra (IBGE, 2013), de acordo com a reclassificação exposta na Figura 19 e a seguir descritas.

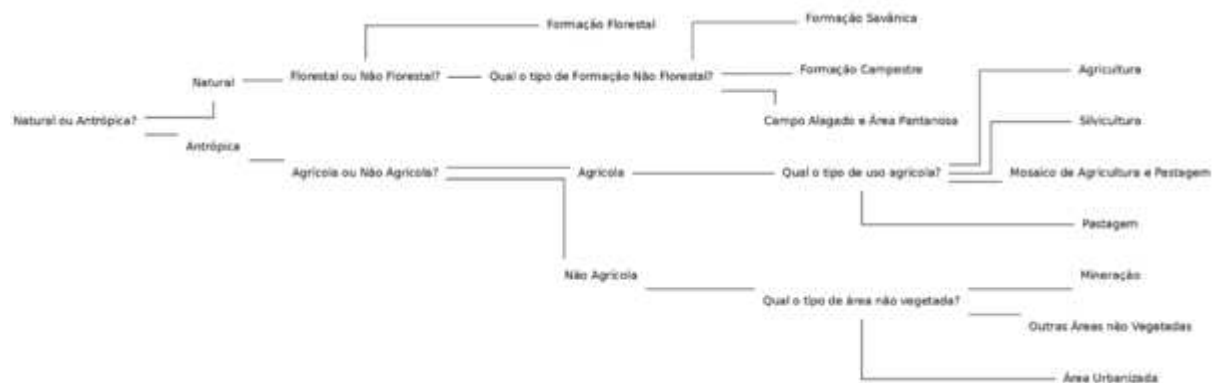


Figura 19. Chave de reclassificação dos dados de cobertura vegetal e uso da terra, realizada com base em árvore de decisão, dos dados de cobertura vegetal e uso da terra do Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (MapBiomias) para o Sistema Básico de Classificação da Cobertura e do Uso da Terra (SCUT).

Fonte: elaboração própria.

- Áreas de Vegetação Natural: Englobam estruturas florestais e campestres, incluindo florestas e campos primários e alterados, bem como formações florestais secundárias espontâneas. Podem ser arbustivas, herbáceas e/ou gramíneo-lenhosas, apresentando-se em diversos estágios sucessionais de desenvolvimento;
- Áreas Antrópicas Agrícolas: Destinadas à produção de alimentos, fibras e commodities do agronegócio. Incluem todas as terras cultivadas, abrangendo

tanto áreas ativamente cultivadas quanto aquelas em pousio, podendo também englobar áreas alagadas;

- Áreas Antrópica não Agrícolas: Destinadas ao uso urbano, industrial, comercial, incluindo redes de comunicação e zonas de extração mineral;
- Águas: Incluem todas as classes de corpos hídricos, como cursos de água e canais (rios, riachos, canais e outros corpos de água lineares); corpos d'água naturalmente fechados e estáticos (lagos naturais regulados); e reservatórios artificiais (barragens construídas para irrigação, abastecimento de água e geração de energia elétrica);
- Outras Áreas: Abrangem tanto ambientes naturais, como rochas expostas e praias, quanto ambientes antrópicos resultantes da degradação causada por atividades humanas, como a extração mineral.

Após o processo de reclassificação, os dados de cobertura vegetal e uso da terra, obtidos a partir de imagens dos satélites da série Landsat (Landsat 5 - Thematic Mapper (TM); Landsat 7 - Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+); e Landsat 8 - Operational Land Imager (OLI)), originalmente com resolução espacial de 30 metros, foram redimensionados para uma resolução espacial de 100 metros. Essa definição de resolução foi baseada no objetivo da pesquisa de atender a uma escala cartográfica de 1:500.000.

Essa escolha de escala considera os parâmetros descritos no Manual Técnico de Uso da Terra (IBGE, 2013), que destaca que escalas entre 1:50.000 e 1:750.000 são adequadas para "mapeamentos de reconhecimento". Essas escalas são versáteis, atendendo a uma ampla gama de objetivos, desde o planejamento regional, estadual e nacional até o planejamento de bacias hidrográficas, conforme sugerido pelo IBGE (2013). Tal abordagem é aplicada no contexto do presente estudo.

Markham et al. (2010) e Guo et al. (2019) salientam que a adoção de resoluções espaciais maiores, como utilizado neste estudo, não apenas facilita o processamento e a análise espacial, mas também oferece uma visão mais adequada e abrangente para o mapeamento de grandes áreas. Li et al. (2005) complementam ao destacar que o ajuste da resolução espacial à escala de análise proposta é essencial para minimizar o ruído e

as variações excessivas observadas em resoluções muito detalhadas, o que pode prejudicar a interpretação dos padrões espaciais em escalas mais amplas.

2.3.3. Dinâmica da Mudança de Uso da Terra

A dinâmica temporal dos padrões de cobertura vegetal e uso da terra foi analisada por meio de um Diagrama de Sankey, construído com base na matriz de transferência de cobertura vegetal e uso da terra (SCHIMIDT, 2003; CUBA, 2008). Esta matriz descreve as interações, sejam elas de transição ou permanência, entre as classes de cobertura vegetal e uso da terra, do estado inicial ao estado final, refletindo as transformações do momento T para o momento $T + 1$, bem como o volume dessas interações (LOURENÇONI et al., 2021; ZHANG et al., 2022). A matriz de transferência de cobertura vegetal e uso da terra é descrita da seguinte maneira:

$$S_{ij} = \begin{bmatrix} s_{11} & s_{12} & \cdots & s_{1n} \\ s_{21} & s_{22} & \cdots & s_{2n} \\ \cdots & \cdots & \cdots & \cdots \\ s_{n1} & s_{n2} & \cdots & s_{nn} \end{bmatrix} \quad (1)$$

onde S_{ij} representa a transição da cobertura vegetal e uso da terra da classe i para classe j , e s_{nn} descreve a classe de cobertura vegetal e uso da terra antes e depois da transferência.

2.3.4. Projeção da Cobertura de Águas Superficiais

Para a análise temporal da dinâmica e projeção da cobertura de águas superficiais nas porções territoriais da Bacia do Alto Paraguai e dos biomas Amazônia, Cerrado e Pantanal, foram utilizados dados anuais de cobertura vegetal e uso da terra do Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (MapBiomas) (MAPBIOMAS, 2022), da coleção 7, abrangendo o período de 1985 a 2020.

Para realizar projeções anuais das áreas de água até 2050, adotou-se uma abordagem baseada em modelos de séries temporais, utilizando o modelo ARIMA (AutoRegressive Integrated Moving Average) (BOX et al., 2015). Este modelo é amplamente reconhecido e aplicado em diversas pesquisas científicas para previsão de

séries temporais, especialmente em estudos geográficos e ambientais (BOX et al., 2015; HYNDMAN; ATHANASOPOULOS, 2018).

A escolha do ARIMA foi fundamentada na sua capacidade de capturar padrões temporais complexos, incluindo tendências e sazonalidades, proporcionando uma ferramenta robusta para a análise de séries temporais de dados ambientais (LEITE et al., 2013; DIMRI; AHMAD; SHARIF, 2020; KAUR; PARMAR; SINGH, 2023). O modelo se baseia na ideia de que uma série temporal não estacionária pode ser modelada a partir de diferenciações e da inclusão de um componente autorregressivo e um componente de média móvel.

Uma série não estacionária Y_t integrada de ordem d , isto é, $Y_t \sim I(d)$, segue um modelo autorregressivo integrado de médias móveis de ordem (p, d, q) ou modelo ARIMA (p, d, q) se:

$$(1 - \sum_{i=1}^p \varphi_i L^i)(1 - L)^d Y_t = (1 + \sum_{j=1}^q \theta_j L^j) \varepsilon_t \quad (2)$$

Em que:

- p e q são as ordens dos polinômios $\varphi(L)$ e $\theta(L)$ dos componentes autorregressivos (AR) e média móvel (MA), respectivamente;
- ε_t é um processo de ruído branco; e
- d é a ordem de diferenciação da série para torná-la estacionária.

Foi realizada uma análise exploratória dos dados para entender a variabilidade e as tendências históricas. Gráficos de linha foram gerados para cada porção territorial da bacia, destacando as flutuações anuais nas áreas de água. Essa análise inicial é fundamental para identificar de padrões de longo prazo e eventuais anomalias nos dados, que são fundamentais para a calibração e ajuste preciso do modelo.

Para ajustar o modelo ARIMA a cada porção territorial da bacia, foi necessário definir os parâmetros p, d, q , que representam, respectivamente, a ordem da autoregressão, a diferença e a média móvel. Esses parâmetros foram otimizados com base no critério de informação de Akaike (AIC) (CAVANAUGH; NEATH, 2019), visando minimizar o erro e melhorar a precisão das previsões. O ajuste foi realizado utilizando a biblioteca 'statsmodels' em Python, que facilitou a aplicação e calibração do modelo ARIMA para cada série temporal específica de área de água.

Com o modelo ajustado, foram realizadas previsões anuais das áreas de água para o período de 2021 a 2050, considerando as tendências observadas entre 1985 e 2020 em cada subárea (bioma) (Amazônia (-0,25%); Cerrado (+2,75%); e Pantanal (-2,33%)) da bacia. As previsões foram apresentadas graficamente, permitindo a comparação entre dados históricos e projeções futuras, o que possibilita uma análise clara da continuidade e variação das áreas de água ao longo do tempo. Essa visualização representa uma importante etapa para validar a robustez do modelo, permitindo verificar a aderência das previsões às tendências históricas registradas.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Mudança espaço-temporal de uso da terra

Observou-se um declínio pronunciado na extensão das porções territoriais cobertas por Áreas de Vegetação Natural na BAP-MT, no período de 1985 a 2020 (Figura 20). A taxa média anual de conversão dessas áreas foi de 1,57%, resultando em uma redução total de 19,82% (24.643,78 km²) da cobertura vegetal. Paralelamente, as Áreas Antrópicas Agrícolas, destinadas à produção agropecuária, apresentaram expansão de 76,74% (30.782,42 km²) sobre áreas anteriormente ocupadas por vegetação natural (Apêndice A).

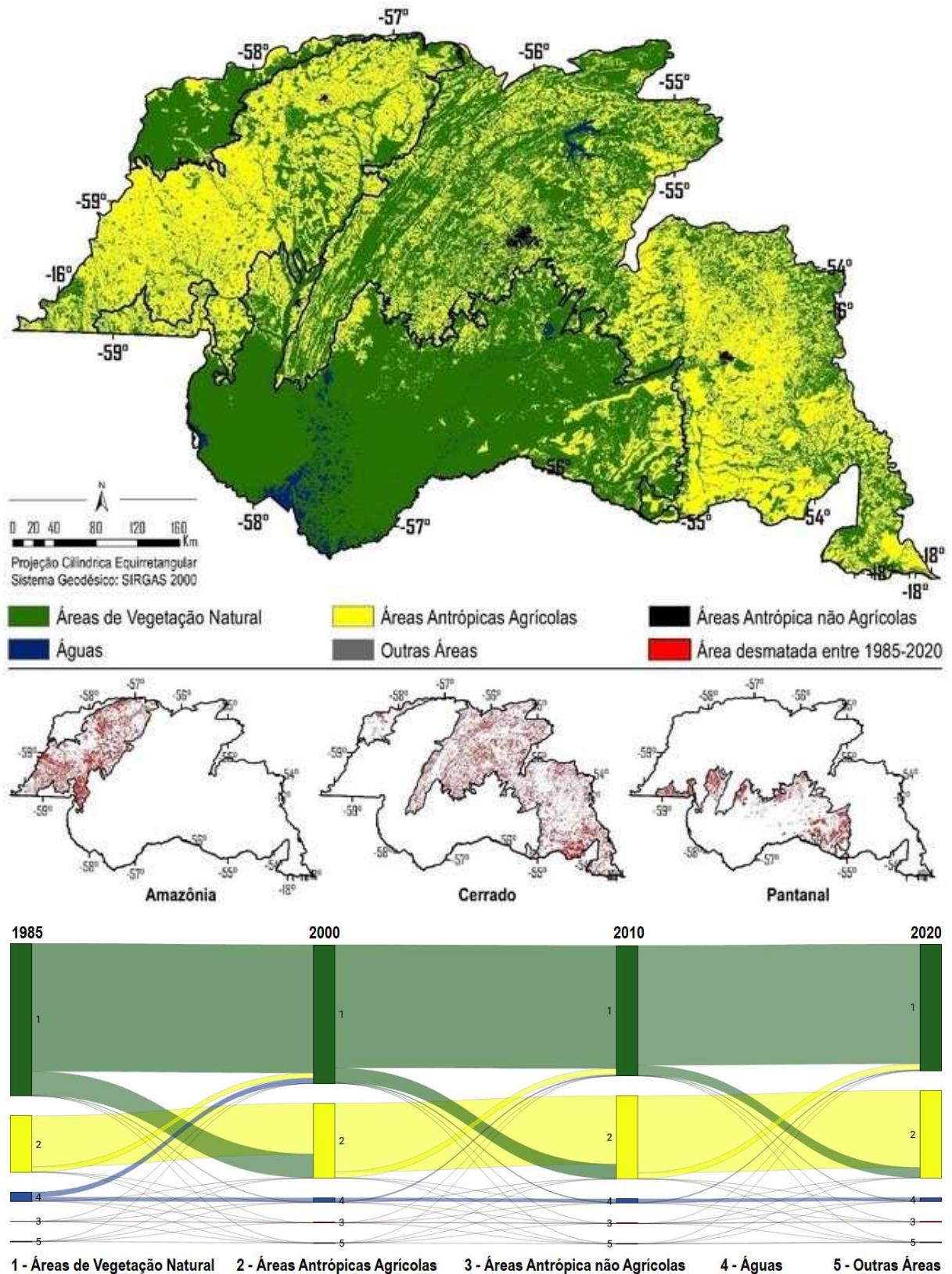


Figura 20. Estado atual (2020) e panorama espaço-temporal (1985-2020) das mudanças na cobertura vegetal e uso da terra na BAP-MT e nos seus biomas.

Fonte: elaboração própria.

No bioma Amazônia, a supressão de 8.534,41 km² de Áreas de Vegetação Natural, correspondendo a redução de 44,23%, contrastando fortemente com a expansão de 8.512,99 km² (57,19%) nas Áreas Antrópicas Agrícolas. As Áreas de Vegetação Natural no bioma Amazônia estão sob crescente pressão devido à expansão da fronteira agrícola, incentivada por políticas de desenvolvimento governamentais e a demanda global por *commodities* agropecuárias (FEARNSIDE, 2005; NEPSTAD et al., 2014; RAMOS et al., 2023). A perda de vegetação no bioma Amazônia na BAP-MT tem fortes implicações para a biodiversidade, os ciclos hidrológicos e as emissões de carbono, acentuando os desafios ambientais regionais e globais (MALHI et al., 2008).

No bioma Cerrado, as Áreas de Vegetação Natural diminuíram 26,82% (16.629,21 km²) enquanto as Áreas Antrópicas Agrícolas aumentaram 68,76% (16.221,60 km²). Embora a vegetação natural ainda predomine no bioma Cerrado da BAP-MT, a expansão contínua das áreas agrícolas sugere uma tendência preocupante de conversão de habitats naturais em áreas de cultivo intensivo. O Cerrado é um dos biomas mais ameaçados do Brasil, com uma taxa de desflorestamento superior ao do bioma Amazônia, devido à expansão agrícola e à pecuária (KLINK; MACHADO, 2005; STRASSBURG et al., 2017). A perda de vegetação no bioma Cerrado compromete a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos, incluindo a regulação do ciclo hidrológico e a conservação do solo (SANO et al., 2010).

No bioma Pantanal o comportamento foi distinto, com um crescimento de 371% (6.040,22 km²) nas Áreas Antrópicas Agrícolas, sem uma conversão expressiva das Áreas de Vegetação Natural, que aumentaram 1,21% (521,57 km²). Este padrão sugere uma dinâmica de uso da terra mais complexa, possivelmente influenciada por fatores hidrológicos únicos e atividades socioeconômica regionais. A expansão agrícola nas bordas do Pantanal, avançando para o interior, reflete uma pressão crescente sobre o bioma, conhecido por sua vasta biodiversidade e funções ecossistêmicas cruciais, como a regulação de regimes de inundação (JUNK et al., 2006; RAMOS et al., 2023). A gestão sustentável do Pantanal é essencial para preservar suas funções ecológicas e sociais, especialmente diante das mudanças climáticas e do aumento da demanda por terras para desenvolvimento de atividades antrópicas (SILVA; ABDON, 1998).

3.2. Dinâmica espaço-temporal da cobertura de águas superficiais

Durante as três décadas e meia de análise (1985 a 2020), ocorreu uma alta variação na cobertura de águas superficiais, evidenciado pelo desvio padrão de $\cong 1949$ km², apresentado na Bacia do Alto Paraguai em Mato Grosso (Figura 21 e Apêndice C). Em 1985, a BAP-MT apresentava uma cobertura superficial de água que totalizava 9.207,88 km², o que representava 5,28% da área territorial total da bacia. Em 2020, houve um decréscimo de 68,61% na cobertura superficial de água, resultando em uma área de 2.890,23 km², equivalente a 1,65% da área territorial total da bacia.

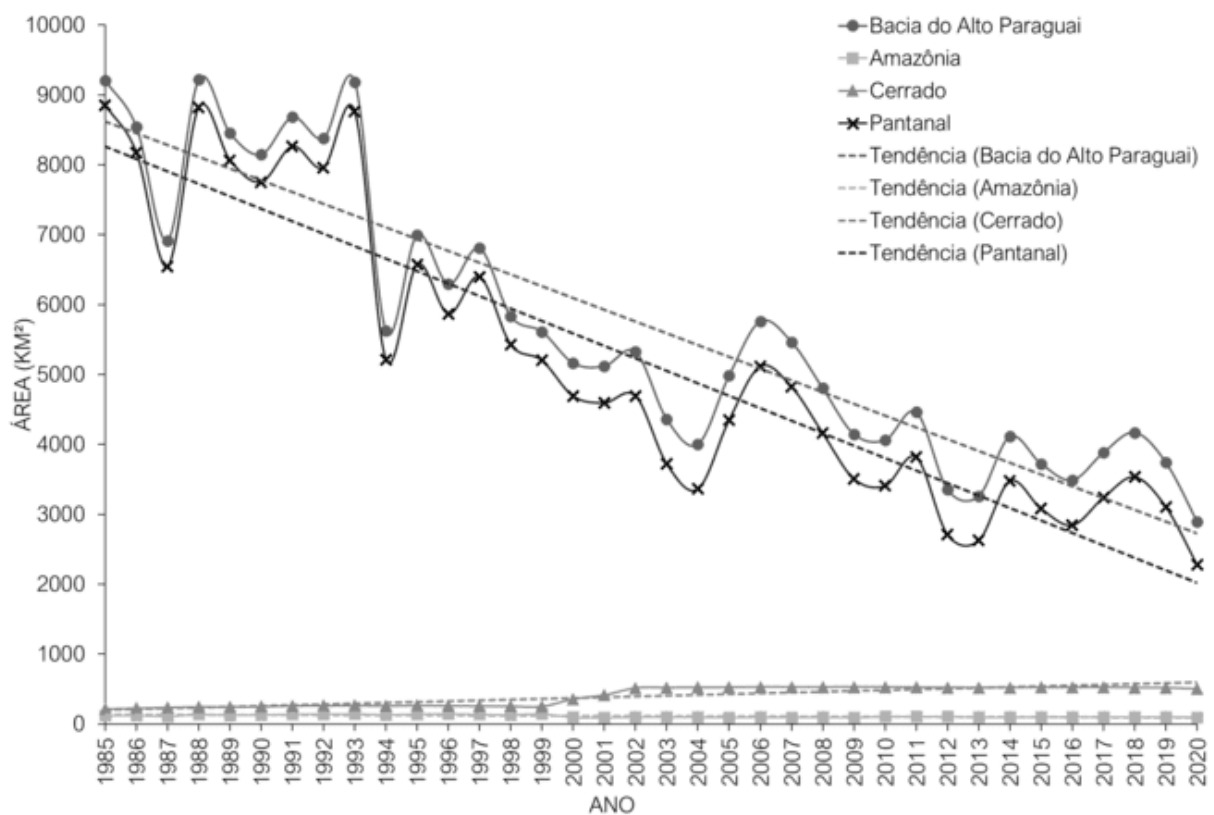


Figura 21. Dinâmica da cobertura de águas superficiais da BAP-MT e seus biomas.

Fonte: elaboração própria.

Na porção do bioma Amazônia a dinâmica da cobertura de águas superficiais se manteve estável durante o período de análise, o que é reforçado pelo desvio padrão baixo de $\cong 18$ km². Em 1985, a cobertura de águas superficiais somava 119,72 km² (0,34%) da área territorial total do bioma e em 2020 reduziu para 19,37%, resultando em uma cobertura de 96,53 km², equivalente a 0,28% da área territorial total do bioma.

Na porção de Cerrado na BAP-MT houve um aumento na área de cobertura de águas superficiais no período analisado, uma singularidade em relação aos dois demais biomas, apresentando um desvio padrão moderado de $\cong 134 \text{ km}^2$. No ano de 1985 a cobertura de águas superficiais era de $214,32 \text{ km}^2$ (0,24%) no bioma e em 2020 esse valor sofreu um acréscimo de 134,28%, passando para $502,13 \text{ km}^2$ (0,58%) da área total do bioma.

Esse aumento, que pode ser observado na Figura 21, está associado ao início da operação no ano de 2000 da Usina Hidrelétrica do Manso, localizada nos municípios de Chapada dos Guimarães e Nova Brasilândia, cujo reservatório atinge uma capacidade máxima de inundação de aproximadamente 427 km^2 (ANA, 2024). Com a operação da Usina Hidrelétrica do Manso, ocorreram mudanças drásticas nas características ambientais da região, resultando em impactos socioambientais que incluem o desaparecimento de sítios arqueológicos e jazidas minerais, a destruição de habitats de várias espécies animais, a remoção de famílias tradicionais, muitas das quais ainda não foram devidamente indenizadas, problemas de eutrofização das águas devido à decomposição da vegetação submersa e a extinção de atividades econômicas tradicionais como a pesca (RIBEIRO et al., 2023; SOAREAS ASCENÇÃO et al., 2023).

O Pantanal é o bioma que possui a maior cobertura de águas superficiais da bacia, e que apresentou as alterações de comportamento mais expressivas, demonstrado pelo desvio padrão elevado de $\cong 2048 \text{ km}^2$. Em 1985 haviam $8854,42 \text{ km}^2$ de áreas cobertas por águas superficiais, o que correspondia a 16,56% de toda a área territorial do bioma. No ano de 2020 o bioma apresentou redução de 74,27% na cobertura de águas superficiais, passando a exibir $2277,99 \text{ km}^2$, correspondendo a 4,26% da área total do bioma.

A Figura 22 fornece uma visão detalhada da distribuição e frequência de superfície de água na BAP-MT e de sua extensão nos biomas, destacando áreas de alta, média e baixa presença de água. Essas informações são fundamentais para a conservação dos ecossistemas aquáticos, a gestão sustentável dos recursos hídricos e a adaptação às mudanças climáticas (TUNDISI, 2008; BOLSON; HAONAT, 2016). A análise detalhada e contínua dessas variações pode colaborar no desenvolvimento e implementação de políticas e estratégias de manejo que possibilitem a sustentabilidade a longo prazo dos componentes naturais e a conservação da biodiversidade.

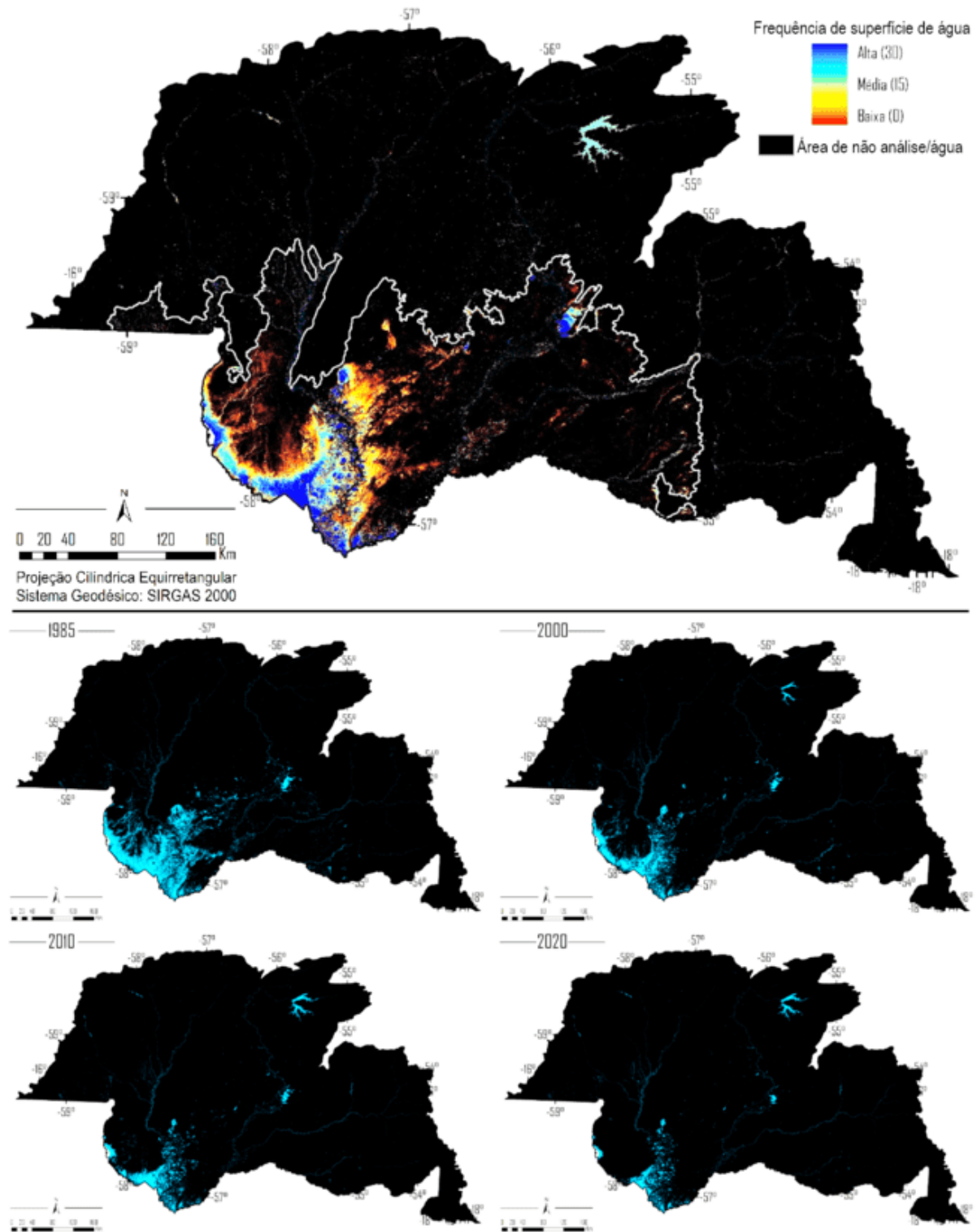


Figura 22. Frequência (anual) e cobertura espaço-temporal das águas superficiais na BAP-MT e de sua extensão nos biomas.

Fonte: elaboração própria.

As áreas de alta frequência de superfície de água, demarcadas em azul, indicam uma concentração expressiva de lâmina de água, especialmente na porção sudoeste da bacia. Isso sugere a presença de importantes reservatórios de água, como pântanos, lagoas ou regiões com alta saturação hídrica. A presença contínua de água nessas áreas pode ter impactos na biodiversidade local, fornecendo habitats críticos para espécies aquáticas e semiaquáticas (TOCKNER; STANFORD, 2002; JUNK et al., 1989; BUNN; ARTHINGTON, 2002; POFF; ZIMMERMAN, 2010).

As áreas amarelas, dispersas em torno das zonas de alta frequência de água, indicam uma frequência média de superfície laminar de água. Sugerindo áreas de transição para zonas com menor saturação hídrica, correspondendo a áreas sazonalmente inundadas ou com corpos d'água intermitentes.

Por outro lado, as áreas de baixa frequência de superfície laminar de água, representadas em vermelho e predominantemente localizadas na porção leste da imagem, sugerem regiões mais secas. Essas áreas provavelmente possuem pouca ou nenhuma água superficial durante a maior parte do tempo anual, inundando-se apenas durante períodos de chuva intensa ou eventos esporádicos.

3.3. Projeção das águas superficiais

Os dados de projeção da área de água para a Bacia do Alto Paraguai em Mato Grosso (BAP- MT) até 2050 fornecem informações importantes sobre as tendências futuras dos cursos hídricos. A Figura 23 e Apêndice D apresentam as projeções anuais para a área de água (em km²) de 2021 até 2050 na Bacia do Alto Paraguai categorizado por bioma (Amazônia, Cerrado e Pantanal).

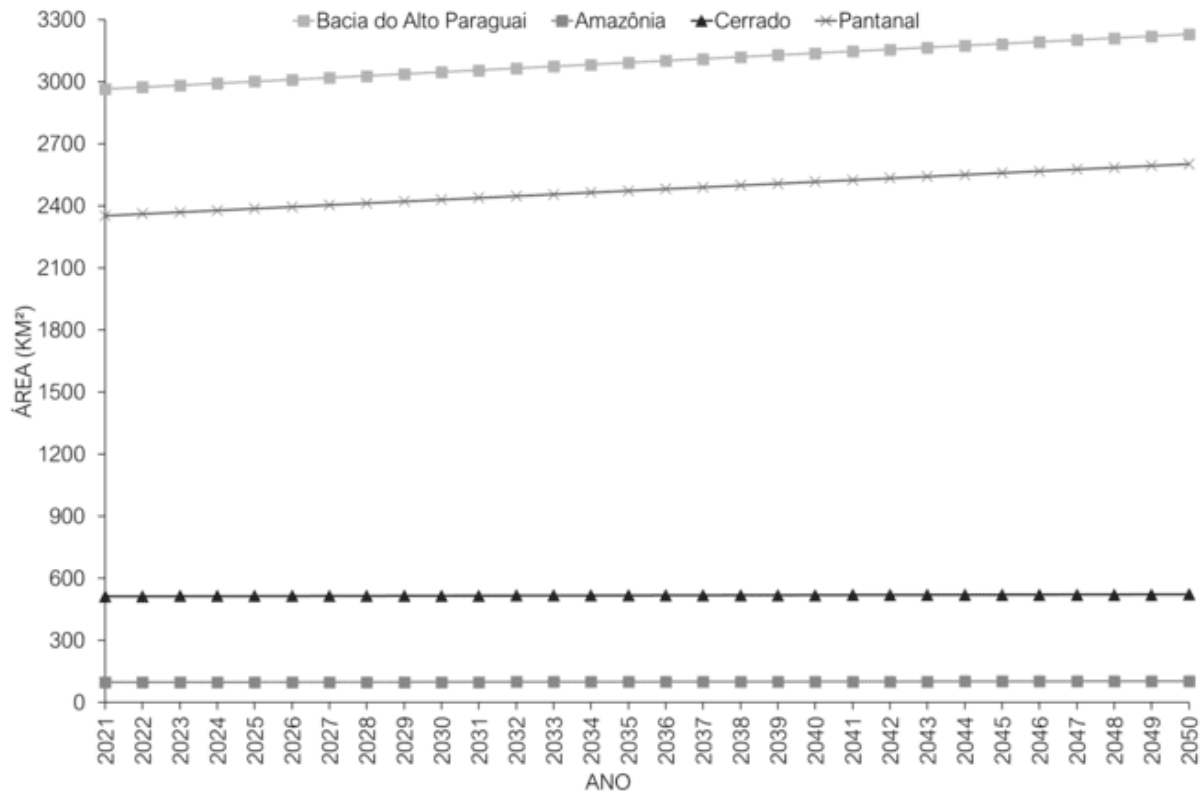


Figura 23. Projeções anuais (2021-2050) da cobertura superficial de água na BAP-MT e de sua extensão nos biomas.

Fonte: elaboração própria.

As projeções para a Amazônia mostram as projeções nas áreas de água ao longo do tempo. De 119,72 km² em 1985 para 96,53 km² em 2020, os registros históricos mostram uma diminuição, mas as previsões indicam uma estabilização de aproximadamente 100 km². As áreas alagadas da Amazônia são essenciais para a manutenção dos fluxos de carbono e a biodiversidade, desempenhando um papel importante no ciclo hidrológico global (MELACK; FORSBURG, 2001). As flutuações climáticas e mudanças no uso da terra podem causar variações nas projeções. Estudos mostram que a desflorestação e as mudanças climáticas podem impactar os padrões de precipitação e inundação na Amazônia (COE et al., 2009; DAVIDSON et al., 2012), o que pode causar impactos diretos nos ecossistemas aquáticos e nas populações dependentes desses recursos.

As projeções para as porções da BAP-MT situadas no bioma Cerrado mostram mudanças anuais nas áreas de água superficiais. No bioma, a área de água aumentou

de 214,32 km² em 1985 para 502,13 km² em 2020, com um pico de 513,20 km² em 2002. As previsões indicam uma estabilização de cerca de 500 km². O Cerrado, um dos biomas mais diversificados do mundo, desempenha um papel importante na regulação do ciclo hidrológico da América do Sul. Além disso, é um dos principais reguladores do ciclo hidrológico do continente (OLIVEIRA et al., 2014). A expansão agrícola e as mudanças climáticas podem afetar as áreas de água do Cerrado, alterando os padrões de infiltração e escoamento (SILVA et al., 2008).

No Pantanal, bioma com maior concentração de cobertura de água da BAP-MT, apresentou uma redução de 8854,42 km² para 2277,99 km² de área de 1985 a 2020, respectivamente. As previsões para o bioma indicam um aumento para 2050, chegando a 2602,59 km². Essas flutuações na extensão das áreas alagadas no Pantanal estão associadas a variáveis climáticas e ao uso da terra, sendo afetadas por eventos extremos e mudanças climáticas, que influenciam diretamente o regime de inundações (HAMILTON, 2002; LÁZARO et al., 2020). Junk et al. (2006) indicam que a intensificação de práticas agrícolas e a mudança no padrão das chuvas podem impactar drasticamente as áreas alagadas, afetando a fauna, a flora e as comunidades locais que dependem desses ecossistemas.

4. CONSIDERAÇÕES

No bioma Amazônia na BAP-MT a aparente estabilidade das áreas de água, evidenciada pelo baixo desvio padrão ($\cong 18$ km²), pode ser explicada pela presença de corpos hídricos maiores e perenes, que são menos suscetíveis a variações extremas ao longo do tempo.

No Cerrado a variação moderada ($\cong 134$ km²) apresentada pelo bioma é compatível com sua característica de alternância entre períodos chuvosos e secos. A construção de reservatórios, como a Usina Hidrelétrica do Manso, embora tenha aumentado as áreas de água no bioma, provocou mudanças nos regimes de escoamento e fragmentou habitats aquáticos. Também cabe ressaltar que a crescente pressão agrícola sobre este bioma, reconhecido como um importante reservatório de águas subterrâneas, torna essencial a conservação das áreas úmidas desse ecossistema.

No Pantanal, maior sistema úmido contínuo do mundo, a alta variação (desvio padrão de $\cong 2048$ km²) nas áreas de água superficial salienta o regime sazonal de cheias

e secas no bioma. Entretanto, essa variação alerta para possível impactos antrópicos nesse ciclo ambiental. Todavia, as projeções para 2050 mostraram um pequeno aumento que indica uma estabilização das perdas de áreas superficiais de água no bioma.

É importante destacar também que, apesar de haver questões técnicas como a omissão de áreas superficiais de água menores que a resolução espacial adotada na pesquisa, erros de classificação oriundos do mapeamento e fatores de variabilidade climática, os dados apresentados são consoantes a literatura e servem como indicativo geral do panorama hídrico da bacia.

Ante o exposto, a análise contínua das mudanças ambientais é uma importante ferramenta potencial para o desenvolvimento e implementação de políticas e planos de manejo de uso da terra de forma assertiva, que possibilita a conservação de ecossistemas, mitigando impactos ambientais e promovendo a sustentabilidade a longo prazo na Bacia do Alto Paraguai no Mato Grosso.

Referências

- ALHO, Cleber José Rodrigues; LACHER, Thomas E.; GONÇALVES, Humberto Cláudio. Environmental degradation in the Pantanal ecosystem. **Bioscience**, v. 38, n. 3, p. 164-171, 1988.
- ANA. Agência Nacional de Águas. **Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica Paraguai – PRH Paraguai**: Resumo Executivo. Brasília: ANA, 2017. 180 p.
- ANDRADE, Camila Souza de. **Avaliação de efeitos ambientais cumulativos na Bacia do Alto Paraguai**: uma abordagem estratégica. 2023. 178 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental), Universidade de São Paulo.
- AVILÉS IRAHOLA, Dennis et al. Integrating scientific and local knowledge to address environmental conflicts: the role of academia. **Human Ecology**, v. 50, n. 5, p. 911-923, 2022.
- BOLSON, Simone Hegele; HAONAT, Ângela Issa. A governança da água, vulnerabilidade hídrica e os impactos das mudanças climáticas no Brasil. **Veredas do Direito “Direito Ambiental e Desenvolvimento Sustentável**, v. 13, n. 25, p. 223-248, 2016.
- BOX, George EP et al. **Time series analysis**: forecasting and control. John Wiley & Sons, 2015.

BRASIL. Presidência da República. 1988. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Disponível em:

<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm>.

BUNN, Stuart E.; ARTHINGTON, Angela H. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. **Environmental Management**, v. 30, p. 492-507, 2002.

CARVALHO, Newton de Oliveira. Hidrologia da Bacia do Alto Paraguai. In: Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal, 1., 1984, Corumbá/MS. **Anais eletrônicos** [...]. Brasília/DF: EMBRAPA-DDT, 1984. p. 43-49. Disponível em: <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1144159>.

CARVALHO, Wesley dos Santos et al. Influence of Land Use and Land Cover on the Quality of Surface Waters and Natural Wetlands in the Miranda River Watershed, Brazilian Pantanal. **Applied Sciences**, v. 14, n. 13, p. 5666, 2024.

CAVANAUGH, Joseph E.; NEATH, Andrew A. The Akaike information criterion: Background, derivation, properties, application, interpretation, and refinements. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics**, v. 11, n. 3, p. e1460, 2019.

COE, Michael T.; COSTA, Marcos H.; SOARES-FILHO, Britaldo S. The influence of historical and potential future deforestation on the stream flow of the Amazon River—Land surface processes and atmospheric feedbacks. **Journal of Hydrology**, v. 369, n. 1-2, p. 165-174, 2009.

DAVIDSON, Eric A. et al. The Amazon basin in transition. **Nature**, v. 481, n. 7381, p. 321-328, 2012.

DIMRI, Tripti; AHMAD, Shamshad; SHARIF, Mohammad. Time series analysis of climate variables using seasonal ARIMA approach. **Journal of Earth System Science**, v. 129, p. 1-16, 2020.

FAO. Food and Agriculture Organization. **The future of food and agriculture: Trends and challenges**. Rome: FAO, 2017. 160 p.

FARJALLA, Vinicius Fortes. et al. Turning water abundance into sustainability in Brazil. **Frontiers in Environmental Science**, v. 9, p. 727051, 2021.

FEARNSIDE, Philip Martin. Conservation policy in Brazilian Amazonia: understanding the dilemmas. **World development**, v. 31, n. 5, p. 757-779, 2003.

- FERREIRA, Filipe Henrique Miranda et al. Climate change in the upper Paraguay Basin and hydrological impacts on the Pantanal. **Journal of Water and Climate Change**, v. 15, n. 7, p. 3210-3221, 2024.
- FERREIRA, Filipe Henrique Miranda et al. Climate change in the upper Paraguay Basin and hydrological impacts on the Pantanal. **Journal of Water and Climate Change**, v. 15, n. 7, p. 3210-3221, 2024.
- GUO, Long et al. Exploring the influence of spatial resolution on the digital mapping of soil organic carbon by airborne hyperspectral VNIR imaging. **Remote Sensing**, v. 11, n. 9, p. 1032, 2019.
- HAMILTON, Stephen K. Hydrological controls of ecological structure and function in the Pantanal wetland (Brazil). In: MCCLAIN, Michael E. (Org.). **The ecohydrology of South American rivers and wetlands**. Veneza: The ecohydrology of South American rivers and wetlands. Venice: IAHS special publication, 2002. p. 133-158.
- HYNDMAN, Rob J.; ATHANASOPOULOS, George. **Forecasting: Principles and Practice**. Melbourne: OTexts, 2018.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2010. **Censo Demográfico – 2010**. Disponível em: <<https://censo2010.ibge.gov.br/>>
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Uso da Terra**. Rio de Janeiro: IBGE, 2013. 170 p.
- JUNK, Wolfgang J. et al. The comparative biodiversity of seven globally important wetlands: a synthesis. **Aquatic Sciences**, v. 68, p. 400-414, 2006.
- JUNK, Wolfgang J. et al. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences**, v. 106, n. 1, p. 110-127, 1989.
- JUNK, Wolfgang Joanes et al. Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. **Aquatic Sciences**, v. 68, n. 1, p. 278-309, 2006.
- KIMMERER, Robin Wall. Searching for synergy: Integrating traditional and scientific ecological knowledge in environmental science education. **Journal of Environmental Studies and Sciences**, v. 2, p. 317-323, 2012.
- KLINK, Carlos A.; MACHADO, Ricardo B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 707-713, 2005.

- LÁZARO, Wilkinson Lopes et al. Climate change reflected in one of the largest wetlands in the world: an overview of the Northern Pantanal water regime. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 32, n. 1, p. e104, 2020.
- LI, Zhilin; ZHU, Qing; GOLD, Christopher. **Digital Terrain Modeling: Principles and Methodology**. Boca Raton: CRC Press, 2005. 318 p.
- LOURENÇONI, Thais et al. Advance of soy commodity in the southern Amazonia with deforestation via PRODES and ImazonGeo: a moratorium-based approach. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 1-20, 2021.
- MALHI, Yadvinder et al. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. **Science**, v. 319, n. 5860, p. 169-172, 2008.
- MAPBIOMAS. Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil. 2022. **Projeto MapBiomas – Coleção 7 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. Disponível em: <<https://plataforma.mapbiomas.org/>>.
- MARKHAM, Brian L. et al. The Landsat data continuity mission operational land imager (OLI) radiometric calibration. **IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium**. IEEE, p. 2283-2286, 2010.
- MELACK, John M.; FORSBERG, Bruce R. **Biogeochemistry of Amazon floodplain**. The Biogeochemistry of the Amazon Basin; Oxford University Press: New York, NY, USA, v. 1, p. 235-274, 2001.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. 2020. **Reserva da Biosfera**. Disponível em: <<https://antigo.mma.gov.br/areas-protegidas/instrumentos-de-gestao/reserva-da-biosfera.html>>.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. 2022. **Amazônia**. Disponível em: <<https://antigo.mma.gov.br/biomas/amaz%C3%B4nia.html>>.
- NEPSTAD, Daniel et al. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. **Science**, v. 344, n. 6188, p. 1118-1123, 2014.
- OLIVEIRA, Paulo Tarso S. et al. Trends in water balance components across the Brazilian Cerrado. **Water Resources Research**, v. 50, n. 9, p. 7100-7114, 2014.
- POFF, N. Leroy; ZIMMERMAN, Julie KH. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 1, p. 194-205, 2010.

- RAMOS, Alexander Webber Perlandim et al. Padrões de desmatamentodesmatamento nos biomas Amazônia, Cerrado e Pantanal na Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai, Mato Grosso-Brasil. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 17, n. 2, p. 136-158, 2023.
- RIBEIRO, Celso Bandeira de Melo et al. Water Balance and the Moist Planetary Boundary Layer Driven by Land Use and Land Cover Change across the Amazon Basin. **Water**, v. 15, n. 23, p. 4052, 2023.
- SANO, Edson E. et al. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 166, p. 113-124, 2010.
- SCHMIDT, Mario. The Sankey diagram in energy and material flow management: part II: methodology and current applications. **Journal of industrial ecology**, v. 12, n. 2, p. 173-185, 2008.
- SILVA, João dos Santos Vila da; ABDON, Myrian de Moura. Delimitação do Pantanal Brasileiro e suas Sub-Regiões. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.33, p.1703-1711, 1998.
- SINGH, Amarjit; SAHA, Dipankar; TYAGI, Avinash C. Emerging issues in water resources management: challenges and prospects. In: SINGH, Amarjit; SAHA, Dipankar; TYAGI, Avinash C. (Org). **Water governance: challenges and prospects**. Singapore: Springer, 2019. p. 1-23.
- SOARES ASCENÇÃO, Érico et al. Applications of Smart Water Management Systems: A Literature Review. **Water**, v. 15, n. 19, p. 3492, 2023.
- SOARES-FILHO, Britaldo Silveira et al. Modelling conservation in the Amazon basin. **Nature**, v. 440, n. 7083, p. 520-523, 2006.
- STRASSBURG, B. B. N. et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 99, 2017.
- TOCKNER, Klement; STANFORD, Jack A. Riverine flood plains: present state and future trends. **Environmental Conservation**, v. 29, n. 3, p. 308-330, 2002.
- TUNDISI, José Galizia. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 7-16, 2008.
- VALDEZ ACHUCARRO, Iris Carolina; ANDRIEU, Julien; BOUISSOU, Stéphane. Land cover dynamics in the Paraguayan Pantanal in the timeframe 1987–2020. **Regional Environmental Change**, v. 23, n. 1, p. 11, 2023.

WHYTE, Kyle Powys. On the role of traditional ecological knowledge as a collaborative concept: A philosophical study. **Ecological Processes**, v. 2, p. 1-12, 2013.

YOSHIKAWA, Sayaka. Agro-pastoral expansion and land use/land cover change dynamics in Mato Grosso, Brazil. **Earth**, v. 4, n. 4, p. 823-844, 2023.

ZHANG, Bowen et al. Degradation or Restoration? The Temporal-Spatial Evolution of Ecosystem Services and Its Determinants in the Yellow River Basin, China. **Land**, v. 11, n. 6, p. 863, 2022.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esta tese investigou a dinâmica espaço-temporal da cobertura vegetal, uso da terra e águas superficiais na Bacia do Alto Paraguai (BAP-MT), especificamente na porção contida no estado de Mato Grosso. Os três capítulos apresentam dados com grande potencial para contribuir para o planejamento e gestão territorial da bacia.

No primeiro capítulo, a análise dos padrões e tendências do desflorestamento entre 1985 e 2020 revelou uma redução de 19,82% nas áreas de vegetação natural, equivalente a uma perda de 24.643,78 km², e um aumento de 76,74% nas áreas agrícolas, que cresceram 30.782,42 km². O desflorestamento foi mais intenso nas áreas de planalto, enquanto a planície pantaneira mostrou menores taxas, mas com uma tendência crescente preocupante. Esses dados são fundamentais para o entendimento da dinâmica histórica do uso da terra na bacia e ajudam na formulação de políticas públicas de conservação.

O segundo capítulo identificou os principais vetores do desflorestamento, como a proximidade a áreas previamente desmatadas, estradas e cidades. A modelagem preditiva indicou uma perda adicional de 21,20% das áreas de vegetação natural até 2050, com um aumento de 29,81% nas áreas agrícolas. A análise também mostrou que áreas protegidas mitigam o desflorestamento, destacando a necessidade de fortalecer e expandir essas áreas.

No terceiro capítulo, a análise da dinâmica das águas superficiais entre 1985 e 2020 mostrou uma redução de 68,61% na cobertura de águas superficiais. No bioma Amazônia, a redução foi de 19,37%, enquanto no Cerrado houve um aumento de 134,28%. No Pantanal, a redução foi de 74,27%. As projeções futuras para a bacia indicam uma estabilização das perdas de áreas superficiais de água. Esses dados fornecem um panorama e propicia um vislumbre do cenário que a bacia pode experimentar.

Diversas dificuldades foram enfrentadas, como a obtenção de dados anuais consistentes e de alta qualidade, especialmente antes da década de 1990. A alta subjetividade na literatura para a construção de modelos preditivos para áreas úmidas e limitações computacionais e a disponibilidade de dados, especialmente climáticos, também podem ser citados como limitantes.

Futuras pesquisas podem expandir a base de dados, incorporando novas fontes de sensoriamento remoto e técnicas de geoprocessamento. Modelos que integrem variáveis climáticas e socioeconômicas podem fornecer uma visão mais holística das dinâmicas de desflorestamento e mudanças nas águas superficiais. Também é importante investigar o papel das áreas protegidas como barreiras ao desflorestamento, como os dados dessa pesquisa destacam, e os impactos socioeconômicos das mudanças no uso da terra e água sobre as comunidades locais.

Por fim, a tese contribui para o entendimento das interações entre uso da terra fornecendo subsídios valiosos com potencial na formulação de políticas públicas que considerem a importância das áreas protegidas, práticas agrícolas sustentáveis e a integração de conhecimentos científicos e tradicionais, fortalecendo estratégias de gestão adaptativas e capacitando as comunidades locais, promovendo assim a conservação dos recursos naturais e o uso sustentável da terra na Bacia do Alto Paraguai.

Apêndices

**APÊNDICE A – Dinâmica temporal das classes de cobertura vegetal e usos da terra na
BAP-MT e de sua extensão nos biomas**

Bacia do Alto Paraguai					
Ano	Área (km²)				
	Áreas de Vegetação Natural	Áreas Antrópicas Agrícolas	Áreas Antrópica não Agrícolas	Águas	Outras Áreas
1985	124280,39	40112,03	267,30	9207,88	515,32
1986	123465,29	41711,47	302,68	8539,85	363,63
1987	123752,47	43083,76	319,69	6911,82	315,18
1988	119963,55	44522,12	334,56	9220,06	342,63
1989	118766,83	46464,38	349,26	8452,63	349,82
1990	117866,65	47667,41	361,18	8148,44	339,24
1991	116128,90	48865,92	374,12	8680,20	333,78
1992	114817,54	50454,48	387,49	8380,28	343,13
1993	112805,59	51625,45	395,85	9184,91	371,12
1994	114445,20	53543,62	405,27	5621,19	367,64
1995	111571,01	55055,58	411,85	6996,90	347,58
1996	111231,00	56105,55	417,63	6290,49	338,25
1997	109380,67	57436,04	427,47	6807,21	331,53
1998	108724,98	59056,85	436,15	5831,15	333,79
1999	107241,90	60750,27	446,20	5612,63	331,92
2000	106207,88	62221,13	458,53	5162,15	333,23
2001	105272,89	63191,15	464,93	5117,63	336,32
2002	104085,63	64165,50	478,29	5323,20	330,30
2003	103884,21	65326,35	484,23	4357,41	330,72
2004	103440,49	66116,63	495,41	3999,39	331,00
2005	101635,35	66938,13	501,62	4984,21	323,61
2006	100417,96	67380,24	508,07	5759,75	316,90
2007	100622,45	67468,00	516,01	5463,58	312,88
2008	100917,55	67834,25	526,41	4802,77	301,94

2009	101250,52	68157,41	536,03	4145,38	293,58
2010	101208,02	68280,47	547,82	4058,84	287,77
2011	100564,31	68514,85	560,57	4460,41	282,78
2012	101568,78	68601,31	574,16	3351,39	287,28
2013	101344,73	68899,53	593,42	3255,78	289,46
2014	99993,06	69376,44	606,35	4110,26	296,81
2015	100199,57	69554,50	616,60	3720,70	291,55
2016	100197,59	69781,94	626,91	3485,90	290,58
2017	99618,88	69958,37	636,66	3880,69	288,32
2018	98972,33	70302,06	648,06	4167,33	293,14
2019	99195,79	70495,98	659,46	3739,69	292,00
2020	99636,61	70894,45	663,67	2890,23	297,96

Bioma Amazônia

Ano	Área (km²)				
	Áreas de Vegetação Natural	Áreas Antrópicas Agrícolas	Áreas Antrópicas não Agrícolas	Águas	Outras Áreas
1985	19293,80	14885,26	38,85	119,72	-
1986	19088,07	15082,20	44,14	123,22	-
1987	18970,85	15210,07	44,91	111,80	-
1988	18490,45	15664,34	47,35	135,49	-
1989	17364,68	16797,35	48,87	126,73	
1990	16914,05	17243,35	50,24	129,99	
1991	16544,57	17602,12	51,51	139,43	
1992	16018,44	18126,10	52,30	140,79	
1993	15790,19	18350,88	52,91	143,65	
1994	15045,15	19106,25	53,81	132,42	-
1995	14693,08	19447,58	55,55	141,42	-
1996	14326,00	19810,23	56,45	144,95	-
1997	13858,14	20285,51	57,97	136,01	-
1998	13310,26	20834,39	59,83	133,15	-

1999	12707,18	21426,64	61,09	142,72	-
2000	12416,77	21760,90	62,00	97,96	-
2001	12070,33	22111,82	61,98	92,50	-
2002	11757,60	22415,68	63,67	100,68	-
2003	11415,90	22756,29	64,39	101,05	-
2004	11311,21	22862,66	65,37	98,39	-
2005	11148,84	23027,38	67,98	95,43	-
2006	11056,26	23115,12	66,65	99,60	-
2007	10978,30	23195,42	67,37	96,54	-
2008	10760,22	23410,51	68,42	98,48	-
2009	10575,95	23598,84	69,59	93,25	-
2010	10488,27	23671,95	71,56	105,85	-
2011	10420,21	23739,15	72,63	105,64	-
2012	10532,80	23623,86	74,79	106,18	-
2013	10466,25	23697,27	76,66	97,45	-
2014	10330,90	23831,13	78,34	97,26	-
2015	10481,90	23676,19	78,88	100,66	-
2016	10702,94	23453,32	80,12	101,25	-
2017	10811,75	23343,82	81,04	101,02	-
2018	10728,05	23428,20	82,33	99,05	-
2019	10692,81	23458,91	83,18	102,73	-
2020	10759,39	23398,25	83,46	96,53	-

Bioma Cerrado

Ano	Área (km²)				
	Áreas de Vegetação Natural	Áreas Antrópicas Agrícolas	Áreas Antrópicas não Agrícolas	Águas	Outras Áreas
1985	61980,99	23589,53	207,18	214,32	515,18
1986	61049,00	24635,32	235,06	224,28	363,54
1987	60202,94	25503,05	251,01	235,18	315,02
1988	59429,74	26228,23	262,69	243,93	342,61

1989	58751,64	26886,93	275,37	243,45	349,81
1990	58133,18	27501,60	284,98	248,20	339,24
1991	57493,82	28124,43	295,58	259,62	333,75
1992	56690,10	28904,67	307,68	261,71	343,04
1993	55881,30	29676,95	314,96	262,98	371,01
1994	55022,24	30536,06	323,22	258,13	367,55
1995	54040,33	31528,00	327,49	263,73	347,65
1996	53311,99	32265,32	331,65	259,87	338,37
1997	52606,50	32974,26	339,30	255,59	331,55
1998	51878,32	33695,80	345,84	253,44	333,80
1999	51076,77	34493,64	354,40	250,44	331,95
2000	50118,71	35333,21	365,68	356,32	333,28
2001	49530,52	35856,73	370,91	412,62	336,42
2002	48938,95	36341,19	383,54	513,20	330,32
2003	48390,05	36878,38	388,60	519,45	330,72
2004	47878,60	37377,04	398,54	522,16	330,86
2005	47547,90	37708,53	403,92	523,20	323,65
2006	47386,25	37866,36	409,29	528,33	316,97
2007	47431,50	37819,56	416,36	526,84	312,94
2008	47304,63	37948,41	425,26	526,96	301,94
2009	47351,73	37900,22	433,23	528,43	293,59
2010	47390,01	37858,14	442,90	528,38	287,77
2011	47414,82	37832,56	453,70	523,30	282,82
2012	47235,10	37998,53	465,15	521,14	287,28
2013	46971,99	38244,17	482,29	519,27	289,48
2014	46598,94	38597,54	492,95	520,94	296,83
2015	46173,63	39016,05	502,59	523,33	291,60
2016	45737,00	39444,63	511,47	523,52	290,58
2017	45510,81	39663,27	520,09	524,69	288,34
2018	45371,42	39793,69	529,87	519,02	293,20
2019	45401,95	39756,50	540,26	516,49	292,00

2020	45351,78	39811,13	544,27	502,13	297,89
Bioma Pantanal					
Ano	Área (km²)				
	Áreas de Vegetação Natural	Áreas Antrópicas Agrícolas	Áreas Antrópicas não Agrícolas	Águas	Outras Áreas
1985	42961,31	1628,06	21,26	8854,42	-
1986	43284,71	1984,17	23,47	8172,70	-
1987	44534,15	2360,77	23,83	6546,30	-
1988	42000,80	2619,65	24,47	8820,13	-
1989	42606,14	2770,01	24,95	8063,95	
1990	42775,38	2912,20	25,87	7751,60	
1991	42047,40	3128,61	26,97	8262,07	
1992	42067,01	3412,21	27,46	7958,37	
1993	41092,63	3585,45	27,96	8759,01	
1994	44335,22	3888,38	28,21	5213,24	-
1995	42795,96	4066,72	28,66	6573,71	-
1996	43551,13	4016,68	29,33	5867,91	-
1997	42874,53	4162,49	30,10	6397,93	-
1998	43495,14	4512,78	30,40	5426,73	-
1999	43416,55	4816,05	30,59	5201,86	-
2000	43629,92	5113,06	30,72	4691,35	-
2001	43629,55	5208,34	30,89	4596,27	-
2002	43346,52	5394,02	30,93	4693,58	-
2003	44036,25	5676,46	31,14	3721,20	-
2004	44208,03	5861,25	31,50	3364,27	-
2005	42897,79	6186,19	31,57	4349,50	-
2006	41934,55	6382,56	31,97	5115,97	-
2007	42171,87	6436,59	32,13	4824,46	-
2008	42812,26	6458,75	32,64	4161,40	-
2009	43281,88	6641,64	33,13	3508,40	-

2010	43288,33	6733,68	33,28	3409,76	-
2011	42687,94	6926,49	34,14	3816,48	-
2012	43759,02	6962,29	34,14	2709,60	-
2013	43863,83	6941,57	34,36	2625,29	-
2014	43021,97	6931,08	35,00	3477,00	-
2015	43501,99	6845,51	35,01	3082,54	-
2016	43715,82	6867,47	35,26	2846,50	-
2017	43254,18	6934,83	35,40	3240,64	-
2018	42830,84	7063,62	35,71	3534,88	-
2019	43059,15	7263,79	35,94	3106,17	-
2020	43482,88	7668,28	35,90	2277,99	-

(-) Ausência da ocorrência da classe na área.

Fonte: elaboração própria.

Apêndice B – Taxa de desflorestamento na BAP-MT e de sua extensão nos biomas

Ano	Taxa de Desflorestamento (%)			
	BAP-MT	Amazônia	Cerrado	Pantanal
1985-1986	2,04	6,18	1,59	0,84
1986-1987	1,76	3,22	1,95	0,86
1987-1988	1,79	4,22	1,67	0,91
1988-1989	2,17	7,35	1,62	0,66
1989-1990	1,66	4,62	1,57	0,59
1990-1991	1,67	4,19	1,57	0,82
1991-1992	1,93	5,30	1,89	0,66
1992-1993	1,70	4,27	1,90	0,44
1993-1994	2,21	6,80	1,98	0,76
1994-1995	2,08	5,40	2,27	0,71
1995-1996	1,76	4,81	1,90	0,55
1996-1997	1,85	5,55	1,80	0,71
1997-1998	2,08	5,59	1,96	1,11
1998-1999	2,11	5,93	2,06	0,99
1999-2000	1,94	4,42	2,19	0,93
2000-2001	1,54	4,48	1,70	0,51
2001-2002	1,69	4,55	1,73	0,85
2002-2003	2,00	4,88	2,10	1,11
2003-2004	1,67	3,89	1,90	0,84
2004-2005	1,82	6,29	1,50	1,01
2005-2006	1,08	1,59	1,25	0,75
2006-2007	1,13	3,77	0,99	0,59
2007-2008	1,18	3,41	1,23	0,54
2008-2009	1,15	3,34	0,95	0,82
2009-2010	1,04	2,93	0,93	0,70
2010-2011	1,16	3,25	1,00	0,83
2011-2012	1,09	2,38	1,35	0,49
2012-2013	1,24	3,55	1,45	0,46

2013-2014	1,35	3,49	1,55	0,63
2014-2015	1,22	2,34	1,59	0,55
2015-2016	1,30	1,64	1,75	0,75
2016-2017	1,13	1,87	1,46	0,61
2017-2018	1,16	2,61	1,34	0,60
2018-2019	1,14	2,90	1,03	0,83
2019-2020	1,00	2,06	0,48	1,29

Fonte: elaboração própria.

Apêndice C – Projeção do desflorestamento das áreas de vegetação natural para
implantação de áreas antrópicas agrícolas na BAP-MT

Bacia do Alto Paraguai		
Ano	Áreas de Vegetação Natural	Áreas Antrópicas Agrícolas
	Área (km²)	
2021	98147,98	72389,50
2022	97395,21	73142,27
2023	96648,21	73889,27
2024	95906,93	74630,55
2025	95171,34	75366,14
2026	94441,39	76096,09
2027	93717,05	76820,43
2028	92998,26	77539,22
2029	92284,99	78252,49
2030	91577,17	78960,31
2031	90874,80	79662,68
2032	90177,80	80359,67
2033	89486,16	81051,32
2034	88799,82	81737,66
2035	88118,74	82418,74
2036	87442,89	83094,59
2037	86772,22	83765,26
2038	86106,70	84430,78
2039	85446,28	85091,20
2040	84790,92	85746,56
2041	84140,59	86396,89
2042	83495,25	87042,23
2043	82854,86	87682,62
2044	82219,38	88318,10
2045	81588,77	88948,71
2046	80963,01	89574,47

2047	80342,04	90195,44
2048	79725,83	90811,65
2049	79114,35	91423,13
2050	78507,56	92029,92

Fonte: elaboração própria.

Apêndice D – Projeção da cobertura superficial de água na BAP-MT e de sua extensão
nos biomas

Ano	Área (km²) da cobertura superficial de água			
	BAP-MT	Amazônia	Cerrado	Pantanal
2021	2964,50	97,61	514,28	2352,61
2022	2973,57	97,79	514,55	2361,23
2023	2982,68	98,01	514,82	2369,85
2024	2991,78	98,22	515,09	2378,47
2025	3000,88	98,43	515,36	2387,09
2026	3009,98	98,64	515,63	2395,71
2027	3019,08	98,85	515,9	2404,33
2028	3028,18	99,06	516,17	2412,95
2029	3037,28	99,27	516,44	2421,57
2030	3046,38	99,48	516,71	2430,19
2031	3055,48	99,69	516,98	2438,81
2032	3064,58	99,90	517,25	2447,43
2033	3073,68	100,11	517,52	2456,05
2034	3082,78	100,32	517,79	2464,67
2035	3091,88	100,53	518,06	2473,29
2036	3100,98	100,74	518,33	2481,91
2037	3110,08	100,95	518,6	2490,53
2038	3119,18	101,16	518,87	2499,15
2039	3128,28	101,37	519,14	2507,77
2040	3137,38	101,58	519,41	2516,39
2041	3146,48	101,79	519,68	2525,01
2042	3155,58	102,00	519,95	2533,63
2043	3164,68	102,21	520,22	2542,25
2044	3173,78	102,42	520,49	2550,87
2045	3182,88	102,63	520,76	2559,49
2046	3191,98	102,84	521,03	2568,11

2047	3201,08	103,05	521,3	2576,73
2048	3210,18	103,26	521,57	2585,35
2049	3219,28	103,47	521,84	2593,97
2050	3228,38	103,68	522,11	2602,59

Fonte: elaboração própria.